

IRSNINSTITUT
DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE*Faire avancer la sûreté nucléaire*

Radioprotection de l'Environnement

État de l'art et recommandations de l'IRSN

Rapport IRSN 2016-03

RESUME

La France a obligation de transposer dans sa législation au plus tard à l'horizon 2018 la nouvelle directive européenne relative aux normes de base en radioprotection. Dans cette optique, et en lien avec une évolution internationale rapide du domaine, des réflexions sont en cours au plan national autour des méthodologies et corpus de connaissances, qui sont ou pourraient être utilisés tant par les exploitants que par les pouvoirs publics pour l'évaluation du risque encouru par les écosystèmes exposés aux rayonnements ionisants.

Afin de contribuer aux échanges, l'IRSN a réalisé un état de l'art préliminaire qui comporte également une revue des pratiques internationales en la matière. Ce travail a finalement conduit l'institut à formuler une série de dix recommandations concernant l'évaluation du risque radiologique pour les écosystèmes dans le cadre du fonctionnement normal des installations nucléaires ou les situations d'exposition non planifiée (post-accidentelle, marquage ou pollution consécutive à un incident ou accident).

Positionnement général

(R1) L'IRSN considère que la prise en compte explicite de la protection de l'environnement vis-à-vis des substances radioactives au sein du corpus de textes de référence existant au niveau international (e.g., normes de base en radioprotection, conventions internationales diverses, législations spécifiques dans certains États) doit conduire à l'adoption d'une position française sur la protection de l'environnement per se vis-à-vis des rayonnements ionisants. Cette position sera utile aux experts techniques intervenant dans les différents groupes de travail internationaux existant ou à venir sur le sujet.

Recommandations pour les situations d'expositions planifiées

(R2) Au niveau français, l'IRSN considère qu'inclure la démonstration de la protection de l'environnement vis-à-vis des rayonnements ionisants dans le cadre de tout projet impactant potentiellement l'environnement est parfaitement cohérent avec le code de l'environnement et plus particulièrement le contenu de l'article 9¹ du « décret INB » (décret 2007-1557).

(R3) L'IRSN considère que la démonstration de protection de l'environnement vis-à-vis des substances radioactives doit être intégrée au sein de l'Etude d'Impact Environnemental, au même titre que celle produite pour les substances chimiques. L'IRSN recommande que, en France, cette démonstration soit demandée de manière systématique aux exploitants de toute installation ou activité impliquant des rejets contrôlés de substances radioactives dans les milieux et susceptibles d'avoir un impact écologique. Cette démonstration sera proportionnée aux enjeux environnementaux.

(R4) L'IRSN recommande d'utiliser une approche de type graduée, qui est conforme au principe de proportionnalité de l'évaluation aux enjeux inscrit dans la législation française. Elle permet la meilleure allocation des ressources et des moyens en fonction du risque attendu, et autorise une focalisation sur les cas nécessitant un approfondissement.

(R5) L'IRSN considère que l'approche graduée ERICA, plus opérationnelle que l'approche de la CIPR tout en restant compatible avec celle-ci, constitue la base à suivre pour la démonstration explicite de la protection de l'environnement dans le cadre de l'évaluation et du contrôle de l'impact radiologique associé aux situations d'exposition environnementale planifiée, en complément de l'approche utilisée pour la radioprotection humaine. Cette approche est largement utilisée en Europe, et depuis quelques années en France par certains exploitants nucléaires. Elle est similaire dans la démarche, et intègre les concepts de la CIPR tout en proposant un outil et les bases de données associées, régulièrement mis à jour.

(R6) Dans le cadre de l'évaluation du risque radiologique à l'environnement, l'IRSN préconise le choix par l'évaluateur des valeurs de référence les plus adaptées à la situation traitée et d'en justifier l'origine (à l'instar des pratiques déployées pour l'évaluation du risque associé aux substances chimiques).

(R7) L'IRSN propose de mettre en place un groupe de travail dont l'objectif serait de produire un guide technique décrivant une utilisation harmonisée et optimale de l'approche et de l'outil ERICA. Ce groupe de travail devra

¹ L'article indique que l'étude d'impact comprend une analyse des effets directs et indirects, temporaires et permanents, de l'installation sur l'environnement et en particulier sur la santé, la salubrité et la sécurité publiques, sur le climat, sur la commodité du voisinage du fait des bruits, des vibrations, des odeurs ou des émissions lumineuses, sur les sites, les paysages et les milieux naturels, sur la faune, la flore et les équilibres biologiques, sur les productions agricoles et sur la protection des biens matériels et du patrimoine culturel.

prendre en compte les avancées méthodologiques internationales attendues notamment de la part de la CIPR et de l'AIEA. Par ailleurs, il est préconisé qu'une formation des utilisateurs aux méthodes et outils soit assurée afin d'en coordonner le déploiement.

Recommandation pour les situations d'expositions existantes

(R8) L'IRSN estime que l'approche graduée ERICA permet de couvrir les situations d'expositions existantes, en particulier grâce à sa méthode d'évaluation graduée. Afin d'enrichir le retour d'expérience pour ces situations, d'autres cas d'applications, à l'instar des cas d'études traités au sein du Groupe d'expertise pluraliste sur les Mines (GEP Mines), seraient nécessaires pour conforter cette appréciation, tout en intégrant les avancées internationales sur le sujet.

Implications pour la surveillance environnementale associée aux situations d'expositions planifiées et existantes

(R9) Pour les situations d'expositions planifiées, l'IRSN recommande qu'une réflexion soit menée sur les pratiques en place pour la surveillance environnementale de la radioactivité afin d'évaluer si les données acquises peuvent être utilisées en tant que preuves complémentaires à l'évaluation de l'impact radiologique pour les écosystèmes. De façon complémentaire, cette réflexion portera également sur l'utilisation, à cette même fin, des résultats de la surveillance déjà en place pour le suivi de la qualité des milieux et de la biodiversité (e.g., cas de la DCE ou de la DCSM). Pour les situations d'expositions existantes, l'IRSN recommande de compléter l'approche de démonstration faite au travers de l'étude d'impact environnemental par la mise en place d'une stratégie de surveillance écologique spécifique si cela est justifié par la pression d'exposition aux rayonnements ionisants (i.e. selon les conclusions de l'évaluation du risque radiologique).

Recommandation pour les situations d'urgence et la phase post-accidentelle

(R10) Dans le cas d'un accident majeur du type de celui de Tchernobyl ou de Fukushima, l'IRSN considère que l'enjeu de la situation d'urgence est la protection des populations humaines. Dans le cadre de la phase post-accidentelle, la protection de l'environnement pourra être considérée comme l'une des facettes à prendre en compte pour l'optimisation de la gestion des territoires contaminés. Cette question pourrait être instruite dans le cadre d'un groupe de réflexion dédié. Aux vues de l'état de l'art, les méthodes d'évaluation du risque radiologique pour les espèces non humaines vis-à-vis des rayonnements ionisants doivent être adaptées et les données nécessaires complétées, pour répondre à ce type de situations. La réflexion du groupe proposé s'étendra aux pratiques de surveillance environnementale. Pour des accidents de moindre ampleur, il conviendrait de considérer aussi le cas d'une situation d'urgence où la protection de l'environnement serait un enjeu important notamment dans le cas d'un accident/incident impactant des espaces naturels protégés et inhabités.

MOTS-CLES

Radioprotection, Environnement, Espèces non humaines, Évaluation du risque, Étude d'impact, Réglementation, Recommandations, France

LISTE DES ABBREVIATIONS LES PLUS UTILISEES

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

AIEA, IAEA : Agence Internationale pour l'Énergie Atomique (<http://www.iaea.org/>)

AEN, NEA : Agence pour l'Énergie Nucléaire, organe particulier de l'OCDE (<http://www.oecd-nea.org/>)

BSS : Basic Safety Standard

CIPR, ICRP : Commission Internationale de Protection Radiologique (<http://www.icrp.org/>)

DCC : Dose Conversion Coefficient

DCRL : Derived Consideration Reference Level

EIE, EIA : Étude d'Impact Environnemental

EQRS : Évaluation Quantitative du Risque Sanitaire

ERE, ERA : Évaluation du Risque pour l'Environnement

GEP-mines : Groupe d'Expertise Pluraliste sur les sites miniers d'uranium du Limousin (<http://www.gep-nucleaire.org/gep>)

GRNC : Groupe Radioécologie Nord Cotentin (<http://www.gep-nucleaire.org/norcot/gepnc/sections/actualites>)

OCDE, OECD : Organisation de Coopération et de Développement Économiques (<http://www.oecd.org/france/>)

PCRD : Programme-Cadre de Recherche et de Développement

PNUE, UNEP : programme des Nations Unies pour l'Environnement (<http://www.unep.org/french/>)

RAP : Reference Animals and Plants

RO : Reference Organisms

TEC-DOC : TEChnical DOCuments series reports

TRS : Technical Report Series

UIR, IUR : Union Internationale de Radioécologie (<http://www.iur-uir.org/en/>)

UNSCEAR : United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (<http://www.unscear.org/>)

LISTE DES CONTRIBUTEURS

Auteurs : K. Beaugelin-Seiller, J. Garnier-Laplace

Contributeurs : R. Gilbin, M. Simon-Cornu, M. Baudry, P. Deschamps, J.C. Gariel, J.F. Lecomte, F. Paquet, P. Renaud, M. Schuler

SOMMAIRE

PREAMBULE ET ÉLÉMENTS DE VOCABULAIRE	9
1 INTRODUCTION	10
1.1 ÉLÉMENTS DU CONTEXTE LEGISLATIF INTERNATIONAL, EUROPEEN ET NATIONAL EN BREF	10
1.2 LES PRINCIPALES JUSTIFICATIONS DE L'EMERGENCE DU DOMAINE.....	12
1.3 LE GROUPE DE COORDINATION PILOTE PAR L'AIEA	13
1.4 OBJECTIFS ET PÉRIMÈTRE DU RAPPORT	14
2 ÉTAT DE L'ART	15
2.1 BREF HISTORIQUE.....	15
2.2 DEFINITIONS, PRINCIPES ET ETAT DE L'ART SUR LES CONNAISSANCES DE BASE	18
2.3 PRISE EN COMPTE REGLEMENTAIRE DE LA RADIOPROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT ET IMPLEMENTATION AU NIVEAU NATIONAL DANS DIFFERENTS ÉTATS.....	23
3 PRINCIPALES APPROCHES ET COMPARAISON.....	31
3.1 L'APPROCHE DE LA CIPR.....	31
3.1.1 Application des concepts (publication 124).....	35
3.1.2 Position des organismes internationaux vis-à-vis de l'approche de la CIPR pour le système de radioprotection de l'environnement	38
3.2 L'APPROCHE ERICA, LA PLUS UTILISEE EN EUROPE	40
3.3 COMPATIBILITE DES PRINCIPALES APPROCHES D'ÉVALUATION DU RISQUE RADIOLOGIQUE POUR LES ECOSYSTEMES	42
4 APPLICATIONS ET RETOUR D'EXPERIENCE	51
4.1 AU PLAN INTERNATIONAL	51
4.2 L'IMPLICATION DE L'IRSN.....	60
4.2.1 Situations planifiées	61
4.2.2 Situations existantes.....	63
4.2.3 Situations d'urgence	64
5 RECOMMANDATIONS - CONCLUSIONS.....	66
6 REFERENCES	69
7 LISTE DES ILLUSTRATIONS.....	79
8 LISTE DES TABLEAUX.....	81
9 ANNEXES.....	82
9.1 PRINCIPE DU CALCUL DU DEBIT DE DOSE POUR LA VIE SAUVAGE	83
9.2 VALEURS DE REFERENCE POUR LES EFFETS SUR LES ESPECES NON HUMAINES : COMPILATION DES VALEURS ET METHODES DE DETERMINATION DEPLOYEES PAR PROTECT	85
9.3 ANALYSE DETAILLEE DU RETOUR D'EXPERIENCE DE L'IRSN POUR LES SITUATIONS PLANIFIEES/EXISTANTES.....	105
9.3.1 Positionnement des résultats au regard des valeurs de référence	105

9.3.2 Contribution exposition interne vs. exposition externe	107
9.3.3 Contribution des radionucléides à l'exposition interne	107
9.3.4 Bruit de fond naturel et valeurs de référence	107
9.4 FICHES DESCRIPTIVES DES APPROCHES, METHODES, OUTILS ET BASES DE DONNEES « VALIDES »	111
9.5 FICHES DESCRIPTIVES DES CONVENTIONS	125
9.6 FICHES DESCRIPTIVES DES PROGRAMMES EN COURS	133
9.7 FICHE DESCRIPTIVE DE LA STRUCTURATION DE LA RECHERCHE EN RADIOPROTECTION AU NIVEAU EUROPEEN	138
9.8 TABLEAU RECAPITULANT LES PRINCIPAUX ELEMENTS DE DEMONSTRATION SOUS TENDANT CHACUNE DES RECOMMANDATIONS.....	141

PREAMBULE ET ÉLÉMENTS DE VOCABULAIRE

Le domaine de la radioprotection de l'environnement est un domaine émergent pour lequel les éléments de langage et de vocabulaire n'ont pas encore été harmonisés entre les différents acteurs (législateurs, évaluateurs et gestionnaires du risque radiologique, experts, chercheurs, public). C'est ainsi que, pour le présent document, les termes utilisés dans les références d'origine sont repris de manière fidèle. Pour certains très génériques tels qu'« environnement », « biodiversité », ou encore « espèces non humaines », souvent employés improprement comme des synonymes, l'IRSN propose de retenir prioritairement dans ce document, les définitions suivantes:

- le terme de « radioprotection de l'environnement » désigne le domaine relatif à la protection des écosystèmes vis-à-vis des rayonnements ionisants,
- le terme de « système de radioprotection de l'environnement » désigne l'ensemble des concepts, des principes, et des approches définissant le cadre pour l'évaluation et la gestion du risque radiologique vis-à-vis des écosystèmes,
- le terme de « méthodes d'évaluation du risque radiologique à l'environnement » désigne les méthodes utilisées pour calculer un niveau de risque de dommages aux écosystèmes en lien avec leurs expositions aux rayonnements ionisants,
- le terme de « valeurs de référence » (ou « benchmark ») lorsqu'il est utilisé dans le cadre de l'évaluation du risque radiologique aux écosystèmes, désigne la ou les valeurs spécifiant un niveau d'effet attendu sur tout ou partie d'un écosystème exposé aux rayonnements ionisants. Le niveau réel ou estimé d'exposition de tout ou partie de l'écosystème est comparé à ces valeurs afin d'obtenir une estimation du risque (souvent en première étape, il s'agit du rapport entre le niveau d'exposition et la valeur dite sans effet pour tout ou partie de l'écosystème),
- le terme de « valeurs de référence » (ou « benchmark ») lorsqu'il est adopté comme « critères de protection » dans la déclinaison d'une réglementation utile à la gestion de la qualité des écosystèmes, désigne soit une norme à valeur réglementaire, soit une valeur guide d'aide à la décision, pour la gestion d'un écosystème. Dans le cas spécifique des rayonnements ionisants, il n'existe à ce jour aucune valeur normative,
- le terme « santé des écosystèmes » désigne l'état de la structure et du fonctionnement de l'ensemble des écosystèmes où évoluent les différentes espèces interagissant entre elles et avec leurs milieux de vie et habitats.

1 INTRODUCTION

1.1 ÉLÉMENTS DU CONTEXTE LEGISLATIF INTERNATIONAL, EUROPEEN ET NATIONAL EN BREF

- (1) La révision des normes de base internationales en radioprotection a été anticipée dès 2006 par l'Agence Internationale de l'Énergie Atomique (AIEA) afin d'intégrer les nouvelles recommandations à venir de la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR). En particulier, le principe 7 des normes fondamentales de sûreté publiées en 2006 (AIEA, 2006) est ajouté pour inclure la protection des personnes et de l'environnement vis-à-vis des rayonnements ionisants, pour les générations présentes et futures.
- (2) La publication 103 de la CIPR (CIPR, 2007) rassemble les nouvelles recommandations en radioprotection et se substitue à la publication 60 (CIPR, 1991). Dans un nouveau chapitre dédié à l'environnement, elle souligne logiquement la nécessité d'un système de radioprotection de l'environnement en tant que tel, cohérent en premier lieu avec le système de radioprotection de l'homme, et, en second lieu, avec celui dédié à la protection de l'environnement vis-à-vis des substances chimiques².
- (3) Les recommandations de la CIPR (2007) intègrent de nouveaux objets de protection vis-à-vis de l'exposition aux rayonnements ionisants, en l'occurrence : (i) la diversité biologique dont il convient d'assurer le maintien, (ii) les espèces dont il convient de garantir la conservation, (iii) la santé et l'état des habitats naturels, des communautés et des écosystèmes. La commission «...reconnait également que ces objectifs peuvent être atteints de différentes manières, que les rayonnements ionisants peuvent être seulement une préoccupation mineure – selon la situation d'exposition environnementale – et qu'un sens de la mesure est nécessaire pour les atteindre. »
- (4) La mise à jour des normes de base internationales en radioprotection (AIEA, 2011a) se substitue à la version de 1996 (AIEA, 1996) qui ne faisait pas explicitement mention de la protection de l'environnement. Elle intègre les dernières recommandations de la CIPR (CIPR, 2007). En ce qui concerne la radioprotection de l'environnement, les nouvelles normes de base s'inscrivent dans l'application du principe 7 des normes fondamentales de sûreté (AIEA, 2006) et reprennent les objets de protection recommandés par la CIPR (2007) citées à l'item (3).
- (5) La dernière version des normes internationales de radioprotection présente donc pour les aspects environnementaux, une vision nouvelle qui nécessite l'atteinte de deux objectifs : (i) garantir pour les générations humaines présentes et futures une utilisation durable des ressources naturelles utiles à l'agriculture, l'exploitation des forêts, la pêche, le tourisme ; (ii) prévenir les effets des rayonnements ionisants sur la faune et la flore. C'est par l'application des principes de justification et d'optimisation en

² La traduction française de l'item (360) de la CIPR 103 est rappelée ici : « Au cours des dernières années, on a constaté un regain d'intérêt notable pour la protection de l'environnement, par rapport à tous les aspects des activités humaines. Cet intérêt s'est accompagné du développement et de la mise en place de divers moyens pour évaluer et gérer les nombreuses formes de l'impact de l'homme sur l'environnement. La Commission a donc conscience qu'il devient de plus en plus nécessaire d'apporter des conseils et des guides de conduite sur ces sujets, en rapport avec la protection radiologique, même si de tels besoins ne sont pas survenus à cause de préoccupations nouvelles ou spécifiques concernant les effets des rayonnements sur l'environnement. La Commission reconnaît également qu'il existe aujourd'hui un manque de cohérence au niveau international sur la manière d'aborder de tels problèmes relatifs à la radioactivité et estime qu'une approche plus volontariste est désormais nécessaire. »

radioprotection que vont s'harmoniser les aspects dédiés à la santé humaine et à la santé environnementale³.

- (6) Le 17 janvier 2014, la directive 2013/59/Euratom du Conseil de l'Union Européenne du 5 décembre 2013 a été publiée au JOUE (Conseil de l'Union Européenne, 2014) pour fixer les « normes de base relatives à la protection sanitaire contre les dangers résultant de l'exposition aux rayonnements ionisants ». À compter de cette publication, la France dispose d'un délai de 4 ans pour la transposer en droit national et ajuster si nécessaire la réglementation française inscrite dans les codes de la santé, du travail et de l'environnement. Cette directive met à jour, intègre (et abroge) cinq directives Euratom⁴ dont aucune ne mentionnait la protection de l'environnement en tant que tel. Elle prend en compte les nouvelles recommandations de la CIPR (CIPR, 2007) et met en cohérence le cadre européen avec les nouvelles normes de base internationales publiées par l'AIEA (AIEA, 2011a).
- (7) La référence à l'environnement est intégrée dans les nouvelles normes de base européennes en radioprotection sous l'angle de la protection de la santé humaine à long terme qui peut être impactée par l'état de l'environnement. Le point (27) de la directive⁵ présenté dans l'introduction de cette dernière exprime ainsi qu'il convient de protéger l'environnement contre les effets délétères des rayonnements ionisants par une réglementation adaptée, fondée sur des critères environnementaux issus de données scientifiques reconnues par la communauté internationale.
- (8) 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 fil du texte de la directive, seul le chapitre VIII dédié à l'exposition du public spécifie un complément, décrit dans la section 1 relative à la « protection des personnes du public et protection sanitaire à long terme en situation normale ». En effet, au sein de cette section, l'article 65 précise que, à la discrétion de chaque État membre, il doit être démontré que les autorisations de rejet respectent « les critères environnementaux en matière de protection de la santé humaine à long terme ». Pour les autres situations d'exposition (existante ou d'urgence), aucun complément n'est apporté en sus de l'article 2.
- (9) Au niveau national, il n'existe actuellement aucune mention explicite de la protection de l'environnement vis-à-vis des rayonnements ionisants en tant que tel dans la réglementation. Cependant, certains exploitants nucléaires intègrent quand même une démonstration de la radioprotection des espèces non-

³ Le troisième principe de base en radioprotection, qui est celui de la limitation de doses, ne s'applique pas pour la radioprotection de l'environnement. Cf. section 3.1.1

⁴ Parmi les 5 directives Euratom, la 96/29 traite de la protection du public et des travailleurs, la 97/43 est dédiée à la protection des patients lors d'expositions médicales, la 89/618 est relative à l'information du public sur les mesures de protection en cas d'urgence radiologique, la 90/641 traite des travailleurs extérieurs et la 2003/122 des sources de haute activité.

⁵ Le point (27) est le suivant : « 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)). »

humaines au sein des études d'évaluation d'impact environnemental dans les dossiers associés à toute procédure de demande d'autorisation au fil de la vie de leurs installations.

- (10) Cette initiative de certains exploitants au plan national s'explique par deux raisons majeures : (i) la démonstration de la radioprotection de l'environnement est demandée réglementairement dans le cadre de la procédure d'octroi de licences dans d'autres États membres européens (e.g., cas de l'Angleterre et du Pays de Galles) ; (ii) la démonstration, demandée réglementairement pour évaluer l'impact environnemental associé aux substances chimiques dans le cadre des dossiers d'étude d'impact environnemental (EIE), est étendue par souci de cohérence aux substances radioactives.

1.2 LES PRINCIPALES JUSTIFICATIONS DE L'EMERGENCE DU DOMAINE

- (11) La législation européenne supporte la mise en œuvre de la politique de protection de l'environnement dans son ensemble (*i.e.* protéger le vivant dans son ensemble pour la conservation des milieux, des espèces et de leur diversité génétique) et de manière non sectorielle. Depuis 1976 (loi n°76-629 sur la protection de la nature du 10 juillet 1976), l'un des outils de la protection de l'environnement est l'évaluation de l'impact environnemental (EIE - comprenant l'évaluation des impacts directs, indirects, temporaires et permanents pour tout projet susceptible d'avoir un impact significatif sur l'environnement, ainsi que la justification des mesures de compensation des impacts le cas échéant).
- (12) L'EIE est une pièce maîtresse dans la justification de la protection des ressources naturelles au sens large. En d'autres termes, le corpus réglementaire visant une protection intégrée de l'environnement, *i.e.* quel(s) que soi(en)t le(s) stresser(s) considéré(s), impose la mise à disposition auprès des décideurs et du public, de la démonstration que l'environnement est protégé à un niveau attendu ou maîtrisé, par le biais de l'évaluation environnementale déposée par le maître d'ouvrage dans le circuit administratif idoine, et de l'avis consultatif et rendu public sur cette EIE de l'Autorité Environnementale.
- (13) Le corpus de textes réglementaires au sein de la législation européenne est en croissance en ce qui concerne la protection de la biodiversité et des habitats naturels, avec plusieurs directives cadres, telles par exemple, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) et la Directive Cadre sur la Stratégie des Milieux Marins (DCSMM) visant l'atteinte du bon état écologique des milieux aquatiques en 2015 et 2010 respectivement, et intégrant ou renvoyant à de nombreux textes (e.g., directives "oiseaux" 79/409 et "habitats, faune, flore" 92/43 (accompagnée par la création du réseau Natura 2000), convention sur la diversité biologique (CDB), conventions de mers régionales telles les conventions OSPAR, HELCOM, Barcelone...).
- (14) Certaines de ces législations traitent explicitement des substances radioactives (e.g., OSPAR, convention de Londres ; annexes p.126 et 129) et comme mentionné à l'item (10), les cas où il n'est pas fait mention explicite de cette catégorie de stresser(s), ont fait l'objet de différences lors de la transposition par les États membres (e.g., l'agence de l'environnement de l'Angleterre et du Pays de Galles demande d'inclure une évaluation du risque radiologique pour les sites Natura 2000 dans tout dossier d'octroi ou de renouvellement de licence impliquant des rejets radioactifs contrôlés dans l'environnement ; ce n'est pas le cas pour les autres États membres européens).
- (15) Un tel contexte a stimulé la nécessité de disposer d'une méthode pour démontrer explicitement que l'environnement est protégé des effets délétères liés à la présence et/ou aux rejets de substances

radioactives. La méthode adoptée est l'évaluation du risque environnemental pour les radionucléides, à l'instar de ce qui existe pour les substances chimiques.

- (16) L'approche pour la radioprotection de l'environnement qui fait référence aujourd'hui dans les publications de la CIPR s'est voulue: cohérente (et donc conforme) avec les demandes réglementaires déployées au niveau national voire régional ; cohérente pour toutes les industries (du domaine nucléaire ou non); cohérente avec ce qui existe pour le contrôle de la pollution et la réduction des émissions de substances à la source. La CIPR recommande une approche et les concepts et méthodes pour une démonstration qui s'intègre aisément au sein de l'évaluation d'impact environnemental d'un projet.
- (17) Les nouvelles normes de bases internationales en radioprotection (AIEA, 2011a) demandent de considérer la protection de l'environnement en tant que tel, en situation de fonctionnement normal des installations (situations d'exposition environnementale dites planifiées) dans le cadre de la procédure de demande d'autorisation d'exploiter et pour fixer des limites de rejets. Pour les autres situations (incidents/accidents ou situations d'exposition d'urgence, situations existantes), la protection de l'environnement est l'un des facteurs à considérer en complément de la radioprotection de l'homme et des aspects socio-économiques dans le cadre de l'application du principe d'optimisation.

1.3 LE GROUPE DE COORDINATION PILOTE PAR L'AIEA

- (18) Depuis 2003, date de la première conférence internationale sur la protection de l'environnement vis-à-vis des rayonnements ionisants tenue à Stockholm (AIEA, 2003), l'AIEA, en coopération avec la Commission Européenne, l'UIR et l'UNSCEAR, a développé un plan d'actions international sur ce sujet alors émergent (AIEA, 2005). Ce plan a été confié à la « Division of Radiation, Transport and Waste Safety » de l'AIEA. Avec l'implication des principales organisations internationales telles la CIPR et l'UNSCEAR, l'AIEA a mis en place un groupe de coordination sur la radioprotection de l'environnement (Coordination Group on Radiation Protection of the Environment) dont l'objectif est d'harmoniser au niveau international, en cohérence avec la réglementation existante pour les rejets, le développement du cadre réglementaire, des guides techniques et critères normatifs le cas échéant. Ce cadre réglementaire et son corpus de méthodes et connaissances, doivent être développés sur la base des données scientifiques existantes sur l'exposition aux rayonnements ionisants et les effets potentiellement induits chez les espèces non humaines.
- (19) Ce groupe de coordination sur la radioprotection de l'environnement comprend également un panel de parties prenantes variées de dimension internationale telles l'UNEP, l'OCDE-AEN, l'UIR, le WNA, le WWF, Greenpeace, ou régionales comme la Commission Européenne ou des États membres de l'AIEA compétents sur le sujet. Après plusieurs années dédiées essentiellement au partage d'informations entre ses membres, ce groupe s'est réuni pour la 5^{ème} fois en juillet 2013. L'objectif de ce meeting était de faire le point sur les travaux en cours dans les organisations internationales, d'examiner comment introduire dans les guides de sûreté en préparation (e.g., IAEA Draft Safety Standards DS427 "Radiological Environmental Impact Assessment for Facilities and Activities"), les exigences des nouvelles normes de base internationales pour la radioprotection de l'environnement (AIEA, 2011a) ainsi que les dernières recommandations de la CIPR parues en 2007 (Publication 103), en 2008 (Publication 108), en 2009 (Publication 114) ou sous presse (Publication 124).

(20) Les principales organisations internationales impliquées dans l'évolution des connaissances de base et du système de protection de l'environnement s'expriment dans ce groupe de coordination. Selon la logique historique de la construction des normes de base en radioprotection (Figure 1), l'UNSCEAR, en mettant à jour en 2008 la synthèse sur les effets des rayonnements ionisants chez les espèces non-humaines (UNSCEAR, 2008) a consolidé les bases scientifiques des recommandations sur le sujet de la CIPR (CIPR, 2008) et leur implémentation dans le cadre des normes de base en radioprotection (AIEA, 2011a). Aujourd'hui, la collaboration de ces organisations, notamment au sein du groupe de coordination sur la protection de l'environnement, est devenue beaucoup plus interactive. Leur participation à ce groupe, aux côtés d'autres entités telles l'UIR, l'OCDE-AEN, l'UNEP, permet d'envisager dans les années qui viennent, le soutien par l'AIEA, des développements de la CIPR restant à produire sur le mandat actuel du comité 5 (2013-2017) et de l'implémentation technique de l'approche de la CIPR. Ces points seront développés dans le chapitre 3 du présent document.

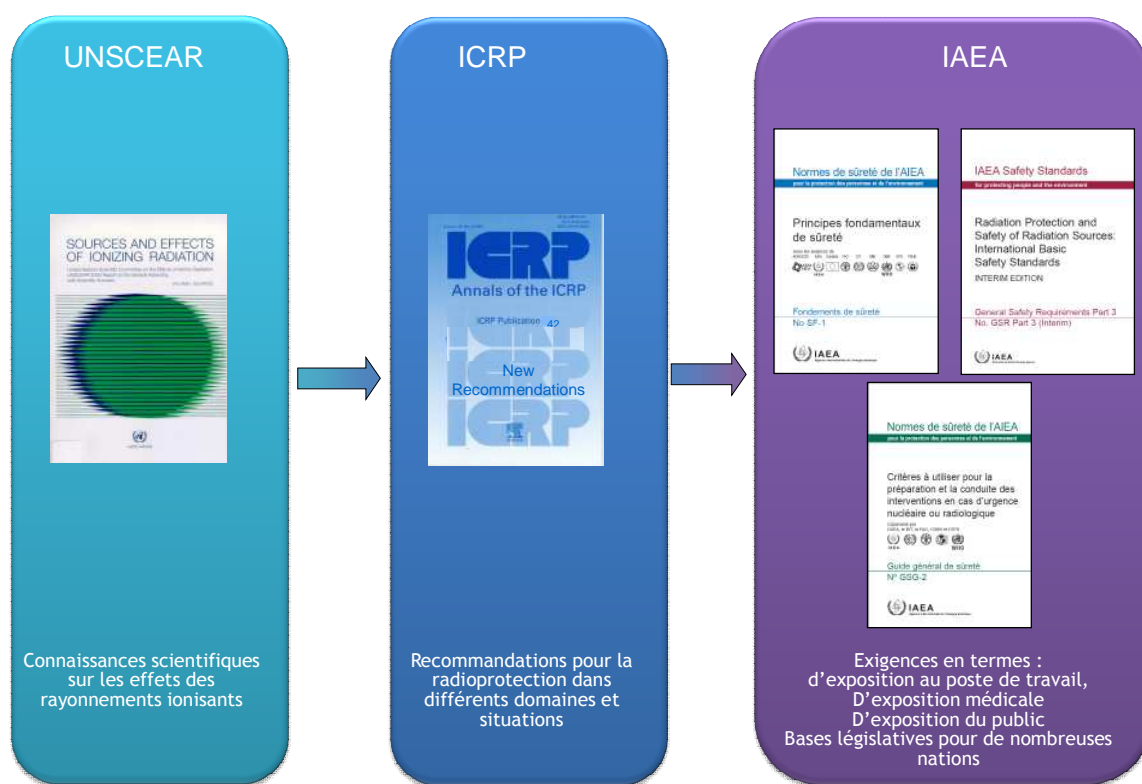


Figure 1 : logique historique de construction des normes de base en radioprotection par la collaboration des trois principales instances internationales impliquées

1.4 OBJECTIFS ET PÉRIMÈTRE DU RAPPORT

(21) Plusieurs raisons motivent la parution des recommandations de l'IRSN sur le sujet de la radioprotection de l'environnement: (i) le GPRADE pourra, en s'appuyant sur les recommandations ainsi remises à l'ASN dans le cadre de la saisine de l'IRSN du 2 juillet 2013, se prononcer sur la prise en compte dans la réglementation française de méthodes et règles techniques en ce qui concerne l'évaluation du risque radiologique pour l'environnement, (ii) cet avis et positionnement du GPRADE pourront être utilisés dans le cadre de la transposition nationale de la nouvelle directive 2013/59/Euratom du Conseil de l'Union Européenne du 5 décembre 2013 sur les « normes de base relatives à la protection sanitaire contre les dangers résultant de l'exposition aux rayonnements ionisants » (JOUE, 2014), (iii) cet avis et

positionnement du GPRADE pourront prendre en considération les derniers développements de la CIPR relatifs à l'application (Publication 124) des nouvelles normes de bases internationales en radioprotection (AIEA, 2011a) et les éléments qui en sont issus, dont certains n'ont pas été retenus explicitement dans la version européenne.

- (22) Les recommandations de l'IRSN sur le sujet de la radioprotection de l'environnement présentées dans le dernier chapitre de ce document sont basées sur un état des connaissances et des méthodes scientifiques disponibles internationalement à ce jour (chapitres 3 et 4) et sur le retour d'expérience de l'application de méthodes d'évaluation du risque radiologique à différentes situations d'exposition publiée dans la littérature scientifique par diverses organisations dont l'IRSN (chapitre 5). Un point est également établi sur le retour d'expérience de l'IRSN au niveau national dans le cadre des saisines dont fait l'objet l'institut par les autorités compétentes.
- (23) La revue des informations et documents qui suit et qui est nécessaire à l'établissement des recommandations de l'IRSN, n'a pas de prétention à l'exhaustivité. Aucun élément de connaissance disponible n'a cependant été délibérément omis. Les données issues de revues sont présentées à titre d'illustration, avec l'intention de couvrir le plus large panorama possible sans toutefois noyer le sujet principal. Elles ont donc été recherchées en se focalisant sur les liens directs des différents sujets abordés avec la radioprotection de l'environnement.

2 ÉTAT DE L'ART⁶

2.1 BREF HISTORIQUE

- (24) Jusqu'en 1991, les écosystèmes ne sont vus en termes de radioprotection que comme des vecteurs d'exposition de l'homme, qui est l'objet à protéger. Postulant que l'espèce humaine est la plus radiosensible, la protéger revient à ne pas mettre en danger les autres espèces (CIPR, 1991). La dernière décennie du XX^{ème} siècle a vu émerger et croître les discussions à ce sujet, notamment en lien avec la déclaration de Rio (ONU, 1992a) et la convention sur la diversité biologique (ONU, 1992b). L'AIEA (1992) puis l'UNSCEAR (1996), à partir de revues de littérature et de jugements d'experts, commencent ainsi à proposer des valeurs de référence spécifiques aux organismes autres qu'humains, exprimées en débits de doses d'exposition en deçà desquels des effets délétères sur des groupes pseudo-taxonomiques ne seraient pas observés.
- (25) Les premières valeurs de référence en ce qui concernent les effets des rayonnements ionisants sur les espèces non humaines sont ainsi publiées et peuvent être utilisées à des fins de comparaisons voire d'évaluation des effets attendus pour des situations d'exposition réelles. En 2008, la mise à jour de la revue de l'UNSCEAR propose, en cohérence avec diverses publications majeures sur le sujet, la formulation suivante *"...chronic dose rate of 100 µGy/h (2,4 mGy.d⁻¹) to the most highly exposed individuals unlikely to have significant effects on most terrestrial animal populations"* ou *"the maximum dose rates of 400 µGy/h (9,6 mGy.d⁻¹) to a small proportion of the individuals in aquatic populations of*

⁶ Pour un état de l'art plus détaillé, le lecteur pourra se reporter aux documents de l'IRSN sur le sujet de la radioprotection de l'environnement parus dans la collection des documents de doctrine et de synthèse publiés par l'Institut (IRSN, 2005 ; 2006).

organisms that would not have any detrimental effect at the population level” (UNSCEAR, 2008). L'annexe 12.1 rassemble les valeurs de référence ainsi publiées.

- (26) En 1998, pour la première fois, une convention internationale est signée entre les parties contractantes (Allemagne, Belgique, Danemark, Espagne, Finlande, France, Irlande, Islande, Luxembourg, Norvège, Pays Bas, Portugal, Royaume Uni, Suède, Suisse, Union Européenne) qui s'accordent à prendre en compte explicitement les substances radioactives pour la protection d'un milieu (OSPAR, cf. fiche en annexe). Quelques États précurseurs intègrent dans les années 2000, la question de la radioprotection de l'environnement dans leur législation (Royaume Uni, Canada). Peu à peu apparaît au niveau international un consensus sur la nécessité de mettre en place un système de protection de l'environnement contre les effets des rayonnements ionisants, conduisant les instances internationales concernées à élaborer réflexions et programmes de travail propres dans l'objectif de disposer d'une méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux radionucléides. En parallèle des réflexions et recommandations de ces instances internationales, des projets de recherche soutenus par le domaine Euratom, ont permis d'améliorer les connaissances et d'élaborer des méthodes et outils. Les dates et productions clefs retraçant ces développements sont représentées dans l'encadré « les repères historiques-clefs » ci-après.
- (27) Disposant d'une part de l'approche développée pour la radioprotection de l'homme et d'autre part de la méthodologie bien établie de l'évaluation du risque pour l'environnement associé aux substances chimiques, les éléments de base étaient disponibles pour développer une approche dédiée aux radionucléides et à l'environnement en cohérence avec l'existant, dans l'optique d'une approche de protection cohérente (*i.e.* homme-environnement et substances chimiques-substances radioactives).

Les repères historiques-clefs

Date	Conférence internationale	Documents/recommandations issus d'organisations internationales	Projets de recherche (domaine Euratom)
1996	Conférence de Stockholm (SSI et AECB, 1996)		
1999	Conférence d'Ottawa (CNSC, 2001)	Rapport de consultation AIEA (AIEA, 1999)	
2000			Projet FASSET 2000-2003 (Larsson, 2004)
2001	Conférence de consensus UIR d'Oslo (Bréchnignac et al., 2003)		
2002	Conférence de Darwin (AIEA <i>et al.</i> , 2003) Meeting CCE (Luxembourg)	Rapport AIEA : considérations éthiques (AIEA, 2002)	
2003	Conférence de Stockholm (AIEA, 2003)	Publication 91 de la CIPR sur les problèmes d'éthiques associés à la protection de l'environnement (CIPR, 2003)	
2004			Projet ERICA 2004-2007 (Larsson, 2008)
2005		Création du Comité 5 de la CIPR Mise en place du groupe de coordination sur la radioprotection de l'environnement (et son plan d'activités) par l'AIEA	
2006		Intégration de la protection de l'environnement dans les principes fondateurs de sûreté par l'AIEA (principe 7 des normes fondamentales de Sûreté) (AIEA, 2006)	
2007		Parution de la révision des recommandations en radioprotection par la CIPR (Publication 103) intégrant un chapitre dédié spécifiquement à l'environnement (CIPR, 2007)	Projet PROTECT 2007-2008 (Howard et al., 2010)
2008		Parution de la mise à jour du document de 1996 sur la revue des effets des rayonnements ionisants sur les espèces non humaines par l'UNSCEAR (UNSCEAR, 2008)	
2009		Parution des publications 108 et 114 de la CIPR sur le concept d'animaux et plantes de référence et sur les facteurs de transferts respectivement (CIPR, 2008, 2009)	
2011		Révision des normes de bases internationales en radioprotection incluant la protection de l'environnement, par l'AIEA (AIEA, 2011a)	Réseau d'excellence STAR 2011-2015 (annexe p.134) (Hinton <i>et al.</i> , 2013)
2012	Séminaire organisé par la Commission Européenne sur la radioprotection de l'environnement (Groupe d'experts Art.31)		Plate-forme européenne de recherche en radioécologie « Alliance » (2012-)
2013		5 ^{ème} meeting du groupe de coordination sur la radioprotection de l'environnement piloté par l'AIEA (AIEA, 2014a)	Projet COMET 2013-2017 (annexe p.136)

2.2 DEFINITIONS, PRINCIPES ET ETAT DE L'ART SUR LES CONNAISSANCES DE BASE

(28) La méthodologie d'évaluation du risque est aujourd'hui bien codifiée et si le vocabulaire en est légèrement différent selon le domaine (homme vs. environnement, substances chimiques conventionnelles vs. radionucléides), les principes qui la sous-tendent sont communs. Elle repose sur trois points-clés : l'analyse des expositions, l'analyse des effets et la caractérisation du risque. Les principales définitions à connaître sont rappelées dans l'encadré ci-après.

Les principales définitions en évaluation du risque à l'environnement

Le **risque** écologique (ou environnemental) exprime la probabilité d'occurrence et la sévérité des dommages susceptibles d'apparaître dans tout ou partie de l'écosystème à la suite de son exposition réelle (situation existante) ou prévue (situation planifiée) aux substances d'intérêt.

L'**impact** est la combinaison déterministe d'un facteur d'exposition et d'un terme d'effet (au sens écotoxicologique) caractérisé par une relation dose-réponse. Le risque est défini comme un impact probabilisable.

L'**effet** au sens écotoxicologique est le détriment biologique causé à un organisme du fait de son exposition. Dans le terme d'effet utilisé dans l'évaluation de l'impact ou du risque, il est fait référence à une valeur représentative d'une méta-analyse d'un nombre suffisant d'études ayant conduit à l'établissement de relations dose-réponses chez plusieurs espèces et pour plusieurs fonctions biologiques, et pour laquelle l'incertitude associée est prise en compte. Les méthodes utilisées pour la détermination de telles valeurs de référence sont décrites à l'item (90).

L'**objet de la protection** correspond à une combinaison (espèce(s), critère d'effet à un niveau d'organisation biologique ou écologique) pour laquelle le risque est évalué. Il peut s'agir par exemple de protéger la reproduction chez une espèce donnée, ou la biomasse d'une population (assemblage d'individus d'une même espèce), ou encore la structure et le fonctionnement de communautés (assemblage de populations), ou d'écosystèmes. La protection d'une espèce au niveau de chacun de ses individus est en général réservée aux espèces en danger ou à intérêt patrimonial particulier.

Quel que soit le niveau d'organisation biologique ou écologique d'intérêt, la très grande diversité des espèces composant la faune et la flore impose une simplification en adoptant des hypothèses pour pouvoir conduire une évaluation du risque écologique. En effet, il n'est pas concevable de disposer des informations nécessaires à un stade ou à l'autre de l'évaluation pour chacune des espèces de la faune et de la flore. Ainsi, les méthodes calculatoires d'évaluation du risque radiologique qui ont été développées jusqu'à lors utilisent le concept d'**organismes de référence** (RO, RAP - cf. glossaire, items (57) à (60) et (83) à (87)). Ces organismes de référence ont pour objectif de simplifier l'approche sur la base d'hypothèses de proximité biologique/taxonomique pour justifier de leur représentativité d'un ensemble plus vaste d'espèces. Un tel organisme est une entité virtuelle, représentée par une espèce -modèle, dont les propriétés anatomiques, physiologiques et biologiques peuvent être utilisées pour la détermination des relations exposition/dose et dose/effet extrapolables à tout organisme qui peut

lui être rattaché. Pour les méthodes d'évaluation du risque écologique basées sur des observations *in situ* acquises dans le cadre de la surveillance écologique, il est fait appel à des critères d'effets plus structurels et fonctionnels (e.g., taux de décomposition de la matière organique, richesse spécifique d'une communauté), l'hypothèse sous-jacente étant alors que ces critères sont représentatifs de l'intégrité de la structure et du fonctionnement de l'écosystème.

L'**évaluation** d'une situation existante peut se limiter à l'état actuel de l'environnement ou caractériser celui-ci sur une période passée. Elle est alors dite **rétrospective**. L'évaluation d'une situation planifiée est nécessairement **prospective**.

L'**approche** déployée le plus souvent pour une évaluation d'impact ou de risque écologiques (EIE ou ERE) est une approche de type **graduée**, entraînant un déroulement itératif de l'évaluation. Sont usuellement distinguées trois étapes d'évaluation : le dépistage (ou **screening**), approche conservatrice faisant appel à des données génériques et des hypothèses visant à majorer l'évaluation de l'impact, l'**évaluation générique**, reposant sur la mise en œuvre de données génériques et hypothèses moins conservatrices (e.g., valeurs moyennes) et l'**évaluation site-spécifique**, nécessitant des informations locales.

L'**exposition chronique**, souvent associée à des débits de dose faibles mais continus, correspond à une exposition se produisant sur une période de temps significative au regard de la durée de vie des organismes vivants et des critères d'effet, objets de la protection (typiquement fonctionnement normal d'une installation). A l'opposé, une **exposition aiguë**, souvent associée à des doses fortes et ponctuelles, s'étend sur un intervalle de temps court (typiquement situation accidentelle). Une phase d'exposition chronique peut succéder à une exposition aiguë, à la suite d'un même évènement (situation post-accidentelle).

- (29) L'analyse des expositions 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 dans l'environnement. Par défaut, elles peuvent être issues de modèles, ce qui est toujours le cas pour une évaluation prospective.
- (30) L'analyse des effets, fondée sur la caractérisation des relations entre exposition et effets écotoxiques, a pour objectif de déterminer des valeurs de référence adéquates pour l'évaluation (par exemple, valeurs garantissant la protection des objets identifiés dites valeurs sans effet). Ces valeurs sont en général des concentrations sans effet pour l'environnement *i.e.* concentrations en dessous desquelles aucun effet indésirable n'est attendu pour l'objet à protéger (ces valeurs sont dénommées « Predicted No-effect Concentrations » pour les substances chimiques -PNEC- et « Predicted No-Effect Dose Rate » pour les substances radioactives -PNEDR-).
- (31) La caractérisation du risque combine les résultats de l'analyse des expositions et de celle des effets afin d'identifier (et quantifier le cas échéant) l'existence d'un risque pour les objets de la protection. Les méthodes associées peuvent être déterministes, semi-probabilistes ou probabilistes (Figure 2).

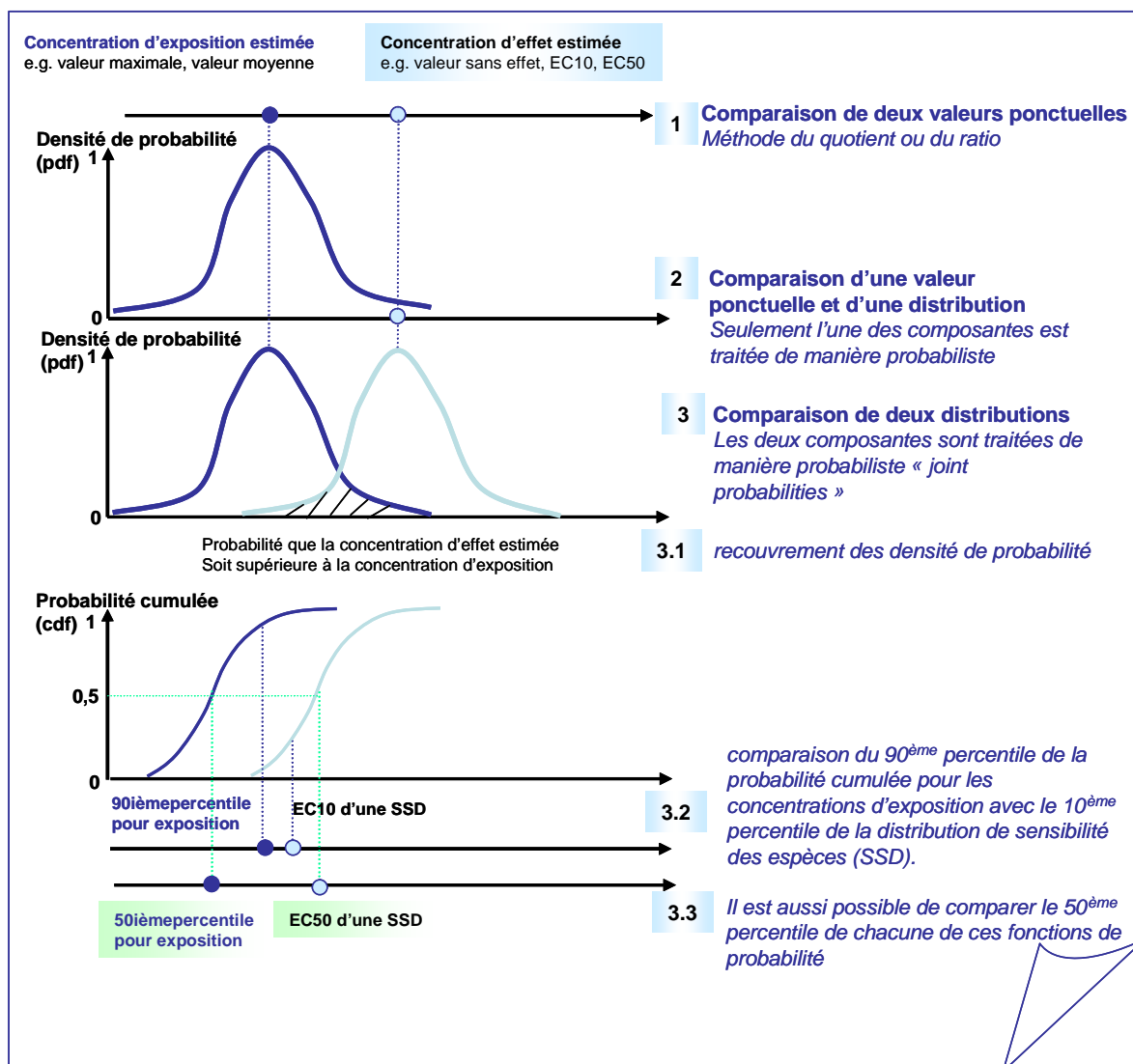


Figure 2 : les différentes méthodes de caractérisation du risque

(32) En ce qui concerne l'analyse de l'exposition des espèces non humaines aux substances radioactives, deux types de données sont nécessaires : les facteurs de concentrations quantifiant les transferts des radionucléides aux organismes à partir de diverses voies d'exposition, et les coefficients de dose. Les travaux conduits dans le cadre du programme EMRAS I de l'AIEA ont conclu que la variabilité des coefficients de dose utilisés au sein des diverses approches de radioprotection de l'environnement était insignifiante au regard des incertitudes pesant sur les facteurs de concentration (item (101) ; Vives i Batlle *et al.*, 2007 ; AIEA, sous presse-a), rejoignant en cela les conclusions du projet européen PROTECT (Howard *et al.*, 2010) et du groupe de coordination de l'AIEA (AIEA, 2011b). Il a alors été décidé de focaliser l'action d'un groupe de travail du programme EMRAS II de l'AIEA sur la production d'un recueil aussi exhaustif que possible des facteurs de concentrations quantifiant le transfert depuis l'eau ou le sol des divers radionucléides étudiés vers les espèces non humaines (Howard *et al.*, 2013). Ainsi, les valeurs des facteurs de concentration pour l'organisme entier ont été réunies pour une quarantaine de groupes taxonomiques appartenant à trois écosystèmes (terrestre, eau douce, marin dont saumâtre), parfois subdivisés sur la base de divers critères tels que le régime alimentaire. Elles sont accessibles en ligne via une base de données (Wildlife Transfer Database, <http://www.wildlifetransferdatabase.org/>, annexe

p.124), pour environ 70 éléments dont les radio-isotopes sont associés aux sources de type NORM, rejets de routine, accidents et stockages de déchets. Au final, en février 2011, 520 références avaient été consultées, générant quelques 90 000 valeurs de facteurs de concentration sous forme de plus de 800 combinaisons (élément, taxon), disponibles pour le stade de vie adulte des organismes. Cette apparente abondance recouvre cependant une grande diversité de volume de connaissances en fonction de l'écosystème et de l'élément (Figure 3). Le nombre de valeurs réunies dans la base varie ainsi d'une centaine pour le facteur de concentration du sodium (Na) en milieu saumâtre à plus de 7000 pour celui du césium en milieu terrestre. Et même ce dernier cas, le mieux documenté, révèle une grande disparité entre groupes taxonomiques, les mammifères étant caractérisés par près de 2500 valeurs contre une vingtaine seulement pour les annélides ou les arachnides (Figure 4). En outre, disposer d'un grand nombre de valeurs ne garantit pas nécessairement une incertitude réduite. Ainsi le facteur de concentration du césium chez les mammifères varie sur plus de 4 ordres de grandeur.

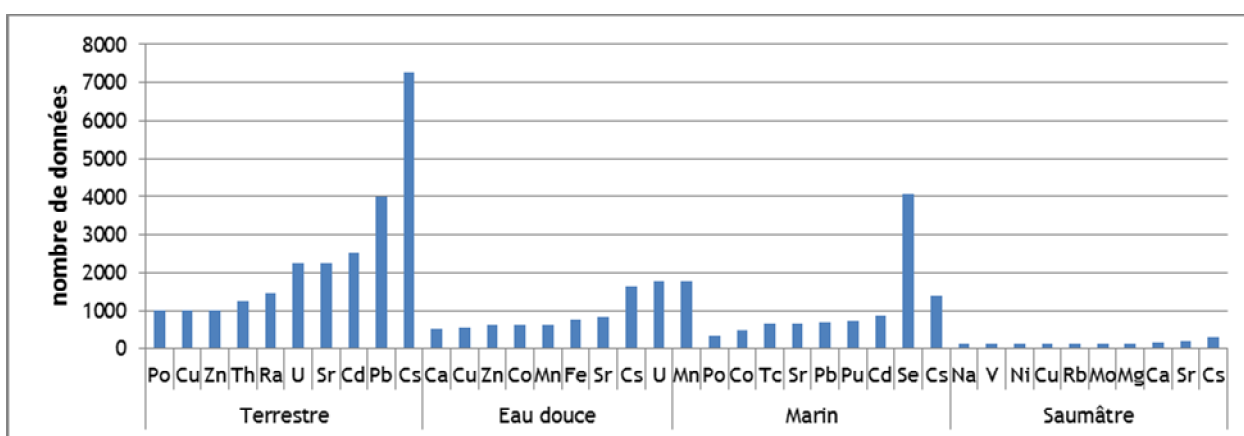


Figure 3 : nombre de données pour les 10 éléments les mieux renseignés dans chaque écosystème (Wildlife Transfer Database, adapté de Howard *et al.*, 2013)

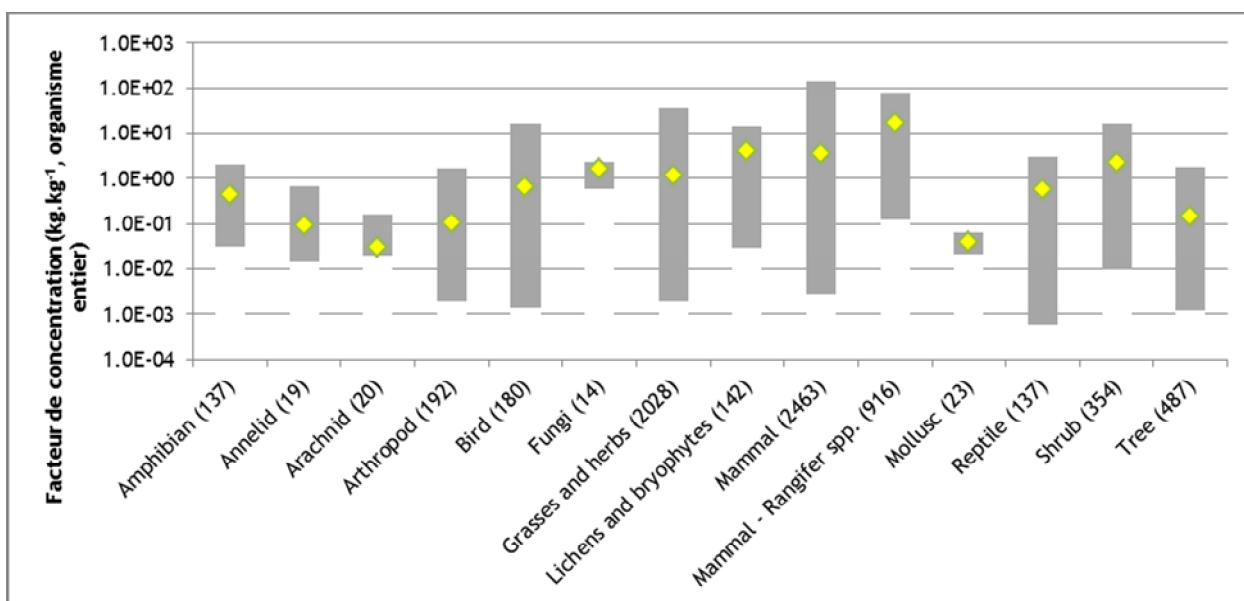


Figure 4 : variabilité des valeurs du facteur de concentration du césium en milieu terrestre (extraction de la base Wildlife Transfer Database, 2011 - entre parenthèses après le nom du taxon : nombre de données - moyenne arithmétique et valeurs extrêmes)

Finalement cette base de données, qui constitue aujourd'hui la source la plus complète en matière de facteurs de concentration pour les espèces non humaines, présente plusieurs limitations dont la conséquence sur l'incertitude associée varie selon l'élément, l'espèce et la voie d'exposition considérés. Ces limitations sont principalement (i) le manque de données pertinentes pour de nombreux radionucléides (absence de données ou extrapolation à partir de l'élément stable), (ii) la couverture géographique réduite des données, limitée principalement à la zone tempérée, (iii) le biais introduit dans certaines valeurs moyennes par la dominance de quelques sources de données, (iv) la dominance du stade de vie adulte, (v) la non prise en compte de certains transferts (racinaire notamment).

Cette connaissance des facteurs de concentration qui reste à approfondir, reste la source principale d'incertitude dans la caractérisation de l'exposition des organismes, et met en évidence tout l'intérêt de disposer de mesures représentatives sur les espèces non-humaines dans cet objectif (détermination en correspondance des activités massiques dans les organismes et leurs milieux de vie -eau, sol/sédiment), pour les évaluations rétrospectives *a minima*.

- (33) En ce qui concerne l'analyse des effets des rayonnements ionisants chez les espèces non humaines, la très grande majorité des connaissances est répertoriée au sein de la base de données FREDERICA (Copplestone *et al.*, 2008 ; annexe p.130). À ce jour, cette base regroupe 32000 données issues de 1300 références bibliographiques. Les données sont répertoriées par écosystème (aquatiques marin et d'eau douce, terrestres), et allouées en 14 groupes pseudo-taxonomiques (bactéries, algues, plantes, insectes, mollusques, crustacés, zooplancton, amphibiens, oiseaux, poissons, mammifères, invertébrés du sol, champignons, mousses et lichens). Les effets biologiques examinés sont divers et décrits précisément. Ils ont été assemblés en quatre catégories : mortalité, morbidité, reproduction, mutation. Ces données sont des couples (dose ou débit de dose, effet) assemblés par « test » comprenant un groupe témoin et un ensemble de groupes exposés de manière croissante et observés simultanément, et associés à des informations diverses sur l'espèce, son stade de vie, les conditions d'expérience (laboratoire ou terrain), les conditions d'exposition (radionucléide émetteur, type de rayonnement, voie d'exposition, durée d'exposition...). Sur ces bases, les relations (dose (ou débit de dose) - intensité d'effet) ont été reconstruites selon une procédure standardisée (Garnier-Laplace *et al.*, 2010) permettant d'obtenir des valeurs d'écotoxicité critiques comparables entre elles, d'une espèce à l'autre, d'une condition d'exposition à l'autre... C'est ainsi qu'un millier de relations (dose (ou débit de dose) - intensité d'effet) ont pu être reconstruites et exploitées par une méta-analyse qui a conduit à la détermination de valeurs de référence utilisables au sein de méthodes d'évaluation du risque radiologique aux écosystèmes. La méta-analyse de ces relations (dose (ou débit de dose) - intensité d'effet) a notamment permis de dériver la valeur de $10 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ à utiliser en incrément du bruit de fond radiologique dans le cas d'une situation d'exposition chronique aux rayonnements ionisants, pour l'étape de dépistage et l'étape générique de la méthode graduée ERICA - les détails des données primaires et de la méthode de dérivation appliquée sont données aux items (79) et (80). Ces relations et données associées ont été présentées dans les rapports dédiés des projets FASSET et ERICA et dans les publications associées (Garnier-Laplace *et al.*, 2006 ; 2010 ; 2013). Pour information, 65% de ces relations concernent une situation d'exposition aiguë (*i.e.* de courte durée et à dose élevée allant de *ca.* 0,1 Gy à plus de 1000 Gy). La grande majorité de toutes les données (aigu et chronique) sont dédiées à des situations d'irradiation gamma externe. Dans le cadre de toute évaluation du risque en ce qui concerne l'analyse des effets, les déficits de connaissances sont gérés par l'adoption de facteur de sécurité dans la détermination de(s) valeur(s) de référence -cf. item

(90). Sur la base d'une revue critique de la littérature, Garnier-Laplace *et al.* (2004) ont proposé et argumenté des recommandations opérationnelles pour l'évaluation du risque radiologique aux écosystèmes en hiérarchisant l'importance des incertitudes associées aux extrapolations nécessaires liées aux manques de connaissances comme suit : l'incertitude introduite par l'extrapolation d'une espèce à l'autre est plus forte que celle générée par l'extrapolation d'une exposition aiguë à chronique, elle-même similaire à celle produite par l'extrapolation de l' irradiation externe à interne et à celle associée à l'extrapolation d'un radionucléide isolé à une situation de multi-stresseurs. Viennent ensuite l'incertitude liée à l'extrapolation des connaissances acquises sur l'individu à la population, et celle venant de l'extrapolation de la structure à la fonction d'un écosystème.

2.3 PRISE EN COMPTE REGLEMENTAIRE DE LA RADIOPROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT ET IMPLEMENTATION AU NIVEAU NATIONAL DANS DIFFERENTS ETATS

- (34) Ce paragraphe présente à titre d'illustrations la situation réglementaire et sa genèse dans quelques pays ayant inscrit la radioprotection de l'environnement dans leur corpus réglementaire, avec un focus sur les cas à l'origine de développement de méthodes ou d'outils dédiés.
- (35) Au **Royaume Uni**, la réglementation relative à la conservation des habitats naturels (Conservation (Natural Habitats, & c.) Regulations 1994, <http://www.legislation.gov.uk/uksi/1994/2716/introduction/made>) est entrée en vigueur le 30 octobre 1994. Elle implémente en droit britannique la directive du conseil européen 92/43/EEC sur la conservation des habitats naturels et de la flore et la faune sauvages, appelée communément Directive Habitats. Elle se complète depuis avril 2010 pour l'Angleterre et le Pays de Galle d'un texte relatif aux autorisations environnementales traitant explicitement des substances radioactives (Environment Permitting Regulation 2010, annexe 23). Profondément révisée en 2011, cette annexe contient l'essentiel des exigences relatives aux substances radioactives, mais ne comporte pas de mention explicite relative à la protection de l'environnement. Cependant, les guides gouvernementaux associés (<http://www.defra.gov.uk/publications/files/pb13632-ep-guidance-rsr-110909.pdf>) statuent bien que l'un des objectifs majeurs de la réglementation sur les substances radioactives est "d'assurer que l'accumulation et l'élimination des déchets radioactifs sont gérées efficacement pour limiter l'impact radiologique sur le public et l'environnement ».
- (36) Dans ce contexte réglementaire, il revient à l'agence pour l'environnement (UK-EA) de vérifier tous les permis, autorisations, accords, licences et permissions existants de toute nature (y compris ceux des activités impliquant des substances radioactives) susceptibles d'affecter les sites Natura 2000 afin de s'assurer de leur absence d'impact écologique sur ces zones. Cette obligation réglementaire a conduit au développement de l'approche présentée dans le rapport R&D128 et aux feuilles de calcul associées (Copplestone *et al.*, 2002 ; annexe p.114). La mise en œuvre de cette approche entre 2000 et 2003 a révélé qu'une centaine des 429 autorisations délivrées à des installations nucléaires étaient susceptibles d'avoir un impact radiologique sur des sites Natura 2000 et nécessitaient une évaluation détaillée (site-spécifique). Parallèlement, les exploitants nucléaires sont incités à produire pour tout nouveau projet, au stade du design générique de leur installation (Generic Design Assessment), une évaluation de l'impact radiologique potentiel de leurs futurs rejets radioactifs sur la vie sauvage, selon l'approche mise en œuvre par l'EA.

- (37) La « loi canadienne sur la sûreté et la réglementation nucléaires » de 1997 (Nuclear Safety and Control Act) a pour objet « la limitation, à un niveau acceptable, des risques liés au développement, à la production et à l'utilisation de l'énergie nucléaire, ainsi qu'à la production, la possession et l'utilisation des substances nucléaires, de l'équipement réglementé et des renseignements réglementés, tant pour la préservation de la santé et de la sécurité des personnes et la protection de l'environnement ». Elle instaure la Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire, qui a pour mandat de s'assurer que le niveau de risque inhérent aux activités susmentionnées, tant pour la santé et la sécurité des personnes que pour l'environnement, demeure acceptable et d'informer le public à cet égard. Les règlements pris en application de cette loi dans les années 2000 mentionnent explicitement la protection de l'environnement, par exemple *via* l'obligation faite aux exploitants de présenter « les politiques et procédures proposées relativement à la protection de l'environnement » ainsi que « le programme destiné à informer les personnes qui résident à proximité de l'emplacement de la nature et des caractéristiques générales des effets prévus de l'activité visée sur l'environnement » (règlement sur les installations nucléaires de catégorie I, DORS/2000-204).
- (38) Parallèlement, le Canada s'est doté en 1999 d'une loi sur la protection de l'environnement (LCPE ; annexe p.121) exigeant la publication par les ministères concernés d'une liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP), précisant les substances au sens large pouvant être nocives pour l'environnement ou la santé humaine. Or, dès 1995, la Commission consultative auprès des Ministres pour la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire actait d'une part que l'évaluation des risques posés par les rejets de radionucléides des installations nucléaires aux espèces autres qu'humaines présentait des « failles », d'autre part que ces risques justifiaient au titre de la LCPE une évaluation environnementale. Le guide rédigé en 1997 pour le gouvernement canadien (Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la Loi canadienne sur la Protection de l'environnement, guide, version 1.0, Environnement Canada) a donc été mis en œuvre pour les rejets de radionucléides par les installations associées au cycle du combustible nucléaire ou utilisant la radioactivité à des fins médicales ou de recherche, avec un focus sur les effets sur les espèces autres qu'humaines. Une ébauche du rapport d'évaluation a été mise en consultation publique en 2000, les commentaires reçus ayant guidé la rédaction de sa version finale, datant de 2006 (Environnement Canada, 2006). La conclusion de cette étude indique que les rejets d'uranium et de composés d'uranium contenus dans les effluents des mines et des usines d'uranium sont « toxiques » au sens de l'article 64 de la LCPE. Deux recommandations ont par conséquent été formulées. La première incite à accorder une priorité élevée à l'examen de solutions visant à réduire l'exposition à l'uranium des composantes de l'environnement, en gérant les risques associés aux rejets de ce radioélément et de ses composés en vertu de la LCPE. La seconde porte sur le contrôle des rejets d'effluents radioactifs des « mines et usines d'uranium et des installations autonomes de gestion des déchets », avec une possible obligation de déclaration par leurs exploitants de toute augmentation appréciable des concentrations ou des charges de radionucléides dont ils auraient connaissance à proximité des installations concernées, au titre de l'article 70 de la LCPE 1999.
- (39) Une centaine de réacteurs de puissance, dont une dizaine exploitée par le gouvernement, sont opérationnels aux États-Unis, où existent également trois sites de stockage de déchets de faible activité. Le site unique de stockage pour les déchets de haute activité, prévu sur le secteur de Yucca Mountain, a été abandonné par l'administration Obama, sans solution alternative identifiée. La nécessité de conduire une évaluation du risque écologique apparaît dès 1990 aux États-Unis dans la loi CERCLA (Comprehensive

Environmental Response, Compensation, and Liability Act), plus communément connue sous l'appellation Superfund Act. Elle concerne la prise en charge des sites abandonnés recelant des déchets dangereux, notamment en lien avec la protection de la santé humaine et de l'environnement. Tous les stressés sont concernés, y compris explicitement les rayonnements ionisants. Les standards afférents à la protection de l'environnement vis-à-vis des radionucléides rejetés dans la biosphère, applicables de façon générale (Radiation Protection Programs, 40 CFR subchapter F - 190 Series), relèvent de l'autorité conférée à l'agence pour la protection de l'environnement (US-EPA) par la loi sur l'énergie atomique de 1954. Ils sont généralement implémentés par le DOE (Department Of Energy) pour les activités relevant de sa juridiction et par le NRC (Nuclear Regulatory Commission) pour les licences commerciales.

- (40) Le Département de l'énergie américain (US-DOE) a ainsi promulgué en 1990 un texte réglementant les standards et les obligations applicables aux opérations menées par le département lui-même et ses sous-traitants au regard de la protection du public et de l'environnement contre les risques liés aux rayonnements ionisants (DOE order 5400-5 ; 2/8/90). Il y est spécifié que le DOE a un objectif spécifique de protection de l'environnement contre la contamination radioactive, dans la limite des pratiques existantes. Le comité dédié qui existe depuis 1998 au sein du DOE (Biota Dose Assessment Committee-BDAC ; <http://homer.ornl.gov/sesa/environment/bdac/>) poursuit deux objectifs : assister le DOE dans la conception, le développement et la promotion des méthodologies et guides associés pour la plus large application au sein du département des évaluations de dose radiologique aux biota ; constituer un forum interne pour l'obtention d'une assistance technique, discuter les questions politiques et techniques et partager les leçons tirées au regard des « standards de dose » aux biota et des méthodes d'évaluation associées.
- (41) Le DOE a approuvé en 2002 l'approche technique à mettre en œuvre pour démontrer la protection radiologique de l'environnement pour ses propres installations (A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota ; DOE-STD-1153-2002). Ce document fournit les méthodes qui peuvent être utilisées pour démontrer la conformité d'une situation environnementale en termes de valeurs guides de débits de dose aux biota avec les exigences du DOE (Order 5400-5) et les recommandations internationales. Implémentées dans le logiciel RESRAD-Biota (annexe p.116), ces méthodes permettent également de conduire l'évaluation écologique d'un impact radiologique. Les « limites de dose » référencées par le DOE (expected safe exposure levels, présentés comme des niveaux sans effet adverse observé -NOAEL) sont celles proposées en 1991 par le NCRP (National Council on Radiation Protection and Measurements, rapport 109), homologue national de la CIPR. Il est à noter que l'emploi du terme « limites de dose » peut porter à confusion dans la mesure où les valeurs correspondantes ne sont pas des limites au sens des limites de dose employées en radioprotection de l'homme.
- (42) La réglementation relative au secteur nucléaire civil américain relève de la Commission de Réglementation Nucléaire (NRC - Nuclear Regulatory Commission) qui, en tant que collège, formule les politiques afférentes, développe les règlements relatifs à la sûreté et à la sécurité des réacteurs et matériels nucléaires, délivre les licences d'exploitation et juge des questions légales. Elle est en charge, sous l'autorité du congrès, de la protection des populations et de l'environnement contre toute exposition inutile aux rayonnements ionisants résultant de l'usage civil de matériels nucléaires. À ce titre, la procédure d'autorisation inclut une déclaration d'impact environnemental (EIS - Environmental Impact Statement).

- (43) Essentiellement orientées vers les populations humaines, les obligations en termes de radioprotection imposées par la NRC stipulent cependant la vérification de l'absence de risque pour la santé humaine et celle de l'environnement, par exemple au regard des contaminations résiduelles lors du démantèlement, par l'application des « standards » développés par l'US-EPA. La NRC a également implémenté des procédures visant à la prise en compte de la justice environnementale dans tous les documents exigibles réglementairement des exploitants, notamment au titre de la loi CERCLA qui classe « les émissions radioactives parmi les polluants dangereux ».
- (44) La **Finlande** dispose de 4 réacteurs nucléaires en production et d'un cinquième en construction (EPR). En outre, un centre de stockage définitif du combustible usé est en construction sur le site d'Olkiluoto. Le corpus réglementaire afférent comporte trois textes principaux, dont la loi sur l'énergie nucléaire (Nuclear Energy Act) promulguée en 1987 et qui a pour vocation d'assurer la non-prolifération des armes nucléaires et la sécurité à la fois de l'homme et de l'environnement (section 26 ; « l'usage de l'énergie nucléaire ne doit pas endommager l'environnement »). La loi sur la protection contre les rayonnements (1991) couvre tous les types de rayonnements, mais ne concerne que la protection de l'homme. Enfin, la loi de responsabilité nucléaire décrit les obligations de la Finlande au regard des conventions régulant la responsabilité tierce dans le domaine de l'énergie nucléaire (Paris, 1960 ; Bruxelles, 1963). La Finlande a également ratifié et implémenté dans les années 80 en droit finlandais les conventions d'Helsinki (protection de l'environnement en mer Baltique, 1974 ; annexe p.127) et de Londres (prévention de la pollution marine par immersion de déchets et autres matières, 1972), contraignant l'immersion en mer de déchets radioactifs.
- (45) Toute licence d'usage de l'énergie nucléaire (au sens légal défini par la loi sur l'énergie nucléaire : possession, manufacture, production, transfert, traitement, utilisation et stockage de matériels nucléaires, tels que définis par l'AIEA) est délivrée sous l'autorité du Ministère du Commerce et de l'Industrie ou de l'autorité de sûreté nucléaire finlandaise, qui s'assurent des dispositions prises par le postulant notamment pour la protection du public et de l'environnement. La procédure de consultation pour l'autorisation de construction inclut une évaluation en accord avec la loi sur l'évaluation des impacts environnementaux de 1994 (Act on Environmental Impact Assessment) et l'information du public sur les aspects environnementaux du projet. Une nouvelle licence est demandée pour le fonctionnement de l'installation, qui comporte à nouveau des critères relatifs à la protection de l'environnement, validés par le STUK, équivalent finlandais de l'ASN. L'autorité finlandaise publie ainsi des documents guides en application des textes réglementaires. En 2001, le document YVL 8.4 (exigences réglementaires relatives à l'élimination sûre du combustible nucléaire usé) spécifiait des objectifs de protection de l'environnement tels qu'aucun effet délétère en relation avec l'élimination du combustible usé n'affecte la flore et la faune. Un complément a été ultérieurement stipulé, selon lequel « les plantes et animaux rares ainsi que les animaux domestiques ne doivent pas être individuellement exposés de façon dommageable ». Ce document a depuis été remplacé par le guide YVL D.5, dont la version projet mentionnait en 2010 la biodiversité comme un objet de protection, avec l'exigence de la démonstration que l'exposition (du biota) demeure « clairement inférieure aux niveaux qui, sur la base des meilleures connaissances scientifiques disponibles, causeraient un déclin de la biodiversité ou tout autre détriment à n'importe quelle population vivante ». Les écrits n'étant disponibles qu'en finlandais sur le site de STUK, la version finale du guide publiée en novembre 2013 n'a pu être consultée.

- (46) La **Suède** dispose d'une dizaine de réacteurs de puissance nucléaires en exploitation et projetait en 2008 de développer ce parc. Un site de stockage pour les déchets radioactifs opérationnels existe à Forsmark, et reçoit des déchets à vie courte faiblement et moyennement radioactifs. Cinq textes régissent le régime nucléaire suédois, dont deux touchent explicitement à la radioprotection de l'environnement. Le code environnemental (1998) réglemente les aspects environnementaux des activités nucléaires et liste ces activités parmi « d'autres activités dangereuses pour l'environnement ». Un amendement de 1999 de la loi sur les activités nucléaires fait référence à ce code. Dix ans plus tôt, la loi de protection contre les rayonnements (1988) intégrait déjà dans ses objectifs la protection de l'environnement (« l'homme et l'environnement doivent être protégés des effets dangereux des rayonnements ») et postulait que « la gestion finale du combustible nucléaire usé doit être faite de telle sorte que la biodiversité et l'usage durable des ressources biologiques...sont protégés ». À cet égard, les exploitants doivent justifier des mesures prises pour prévenir ou compenser les préjudices aux personnes et aux animaux ainsi que les dommages à l'environnement, occasionnés en lien avec les activités impliquant des rayonnements ionisants.
- (47) La loi suédoise sur les activités nucléaires exige de tout exploitant, dans le cadre d'une demande de licence pour construire, posséder ou exploiter une installation de production d'énergie nucléaire, une déclaration d'impact environnemental destinée à évaluer les effets des opérations programmées sur l'environnement et la gestion des ressources naturelles. La procédure à suivre est décrite au chapitre 6 du code de l'environnement. De façon additionnelle, toute installation nucléaire relevant de la production d'énergie ou du stockage (déchets ou combustible usé) doit toujours être considérée comme ayant un impact significatif sur l'environnement (section 3 de l'ordonnance sur les évaluations d'impact environnemental). L'autorité de sûreté nucléaire suédoise s'assure de la conformité de la demande aux différents textes réglementaires, en parallèle du tribunal environnemental approprié.
- (48) Le seul réacteur nucléaire opérationnel sur le sol **australien** est un outil de recherche et de production de radiopharmaceutiques. L'activité minière uranifère, débutée dans les années 1900, demeure importante. Les quelques activités nucléaires autorisées en Australie sont régies par 7 textes, datant de 1986 à 2005. La principale loi fédérale concernant la protection de l'environnement en relation avec des « actions nucléaires » est dite loi EBPC (Environment Protection and Biodiversité Conservation Act, 1999). Elle exige une évaluation de l'impact environnemental pour toute action en rapport avec les 7 domaines définis de portée nationale pour l'environnement, parmi lesquels figurent les activités nucléaires, sachant que les lois australiennes prohibent toute action liée à la construction ou l'exploitation d'usines de fabrication, d'enrichissement ou de retraitement de combustible, ainsi que de réacteurs nucléaires de production d'énergie. La définition d'une activité nucléaire inclut l'extraction et le raffinement du minerai d'uranium, le transport du combustible usé, et l'établissement, la modification significative, le démantèlement ou la réhabilitation des réacteurs de recherche, ou toute action excédant le seuil de radioactivité défini par le règlement EBPC. La protection de l'environnement au titre de l'EBPC inclut au sens du texte de loi les aspects économiques, sociaux et culturels aussi bien que biophysiques (*sic*).
- (49) Parallèlement, chacun des États et territoires australiens dispose d'une législation locale applicable en termes d'évaluation du risque environnemental. Afin de limiter la duplication de telles évaluations, il existe des accords réciproques de validation des études soumises à l'une ou l'autre des autorités.

- (50) En **Allemagne**, moins de 20 réacteurs nucléaires produisent aujourd'hui de l'énergie, auxquels s'ajoutent quelques réacteurs de recherche. Le stockage des déchets de faible et moyenne activités était prévu à partir de 2013 sur le site de la mine de Konrad (ce site de stockage toujours en cours de construction vient de passer avec succès les stress tests consécutifs à l'accident de Fukushima imposés par le gouvernement fédéral à toute installation nucléaire allemande) ; les déchets de haute activité ne devraient trouver leur exutoire qu'après 2030.
- (51) Le texte de base régissant les activités nucléaires en Allemagne est la loi sur l'énergie atomique datant de 1959, révisée en 2001. Elle comprend 4 axes, le deuxième, inchangé depuis 1959, visant i) à protéger la vie, la santé et le patrimoine contre les dangers associés à l'énergie nucléaire et contre les effets dangereux des rayonnements ionisants, et ii) à compenser les dommages causés par l'énergie nucléaire et les rayonnements ionisants. Il n'est pas spécifié si ces dispositions s'appliquent à l'homme uniquement ou à toute forme de vie. Pour ce qui concerne la protection de l'environnement contre les effets des rayonnements ionisants, un second texte est applicable, la loi sur l'évaluation du risque pour l'environnement de 1990. Lorsqu'une autorisation est nécessaire pour une installation nucléaire, la procédure doit comporter une évaluation du risque environnemental. Enfin, l'ordonnance relative à la protection contre les rayonnements ionisants de 2001 indique explicitement que toute exposition aux rayonnements ou contamination non nécessaire de l'homme ou de l'environnement doit être évitée.
- (52) En Europe, quatre autres nations membres de l'OCDE disposent d'installations nucléaires, la Belgique, l'Espagne, l'Italie et la Suisse. Un bref panorama des dispositions réglementaires afférentes est présenté au Tableau 1.
- (53) Au final, il convient de retenir que les dispositions réglementaires existant dans certains pays en ce qui concerne la protection de l'environnement vis-à-vis des rayonnements ionisants, ne sont concrétisées qu'au travers d'une demande explicite de démonstration de l'absence de risque ou d'impact à tout ou partie des écosystèmes par le biais du déploiement d'une méthode d'évaluation du risque/impact écologique pour les substances radioactives. Les valeurs de référence utilisées sont parfois incluses dans la méthode d'évaluation que le législateur propose d'utiliser, mais parfois restent libres de choix et de justification de la part de l'évaluateur. Aucune de ces valeurs de référence n'a été utilisée comme une norme, c'est-à-dire imposant réglementairement des actions en cas de dépassement. Il s'agit de valeurs supports pour l'évaluation et la gestion du risque.

Tableau 1 : synthèse des éléments de réglementation relatifs à la protection de l'environnement dans le contexte nucléaire en Belgique, Espagne, Italie et Suisse

(D'après les revues de l'OCDE, disponibles en ligne à l'adresse <https://www.oecd-nea.org/law/legislation/>)

Nation	Domaine	Déclinaison nationale
Belgique	Installations nucléaires principales	7 réacteurs de puissance ; 3 réacteurs de recherche ; l'institut des radioéléments (IRE) ; une usine de fabrication de combustible ; un site de stockage en projet, un second envisagé
	Corpus réglementaire (protection de l'environnement)	Loi de Protection de la Population et de l'Environnement contre les dangers des rayonnements ionisants (1994) Décret royal du 20 juillet 2001 (protection du public, des travailleurs et de l'environnement contre les dangers des rayonnements ionisants - GRPIR) Décret royal du 17 octobre 2003 (plan de réponse d'urgence nucléaire et radiologique) Loi du 13 février 2006 (évaluation des impacts environnementaux et participation du public) Conventions internationales (OSPAR, Aarhus - annexe p.130, Londres)
	Organismes en charge de l'application des textes	Agence Fédérale de Contrôle Nucléaire (AFCN)
	Processus de licences	Évaluation d'impact environnemental requise (art. 6.2 GRPIR), où la protection de l'environnement est vue au travers de la définition des limites de rejets autorisés et de la surveillance
	Radioprotection	Pas de texte traitant explicitement de la protection de l'environnement per se
Espagne	Installations nucléaires principales	8 réacteurs de puissance ; une usine d'assemblage de combustible ; un site de stockage opérationnel ; un centre de recherche
	Corpus réglementaire (protection de l'environnement)	Réglementation sur la protection de la santé contre les rayonnements ionisants (RPHIR) Décret royal 1/2008 (reprise du projet de loi sur l'évaluation d'impact environnemental) Décret royal 783/2001 Loi 27/2006 (transposition des directives européennes 2003/4/EC et 2003/35/EC et de la convention d'Aarhus) : information et participation du public en matière d'environnement
	Organismes en charge de l'application des textes	Ministère de l'Industrie, du Tourisme et du Commerce (MITYC) Conseil de Sécurité Nucléaire (Consejo de Seguridad Nuclear- CSN) Communautés autonomes compétentes pour l'environnement
	Processus de licences	Licences préliminaire (autorisation) et démantèlement : évaluation d'impact environnemental requise (art. 7 du décret 1/2008 ; art. 51, 52 et 57 RPHIR), incluant les éléments attendus au sens de l'étude d'impact de la législation française. Le licencié doit atteindre et maintenir un niveau optimal de protection de l'environnement et présenter une étude radiologique analytique estimant théoriquement l'impact radiologique potentiel de l'installation sur les populations humaines et l'environnement.
	Radioprotection	Protection de l'environnement contre les effets de rayonnements ionisants, centrée sur la population humaine (RPHIR, déclinaison nationale de la directive Euratom 96/29))
Italie	Installations nucléaires principales	Plus de réacteur opérationnel
	Corpus réglementaire (protection de l'environnement)	Pas de texte existant explicite, quelques éléments relatifs à l'étude d'impact environnemental dispersés dans plusieurs textes (décret 377/88 principalement) => textes à venir dans le cadre de la renaissance attendue du nucléaire, prenant en compte sûreté, sécurité, santé humaine et protection de l'environnement Conventions internationales (Espoo - annexe p.132, Aarhus)

Nation	Domaine	Déclinaison nationale
	Organismes en charge de l'application des textes	ENEA (Ente per le Nuovo technology, l'Energia e l'Ambiente) ANPA (Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente), créée en 1994 avec une responsabilité en termes de contrôles sur les effets des rayonnements ionisants sur l'environnement. Devenue APAT (Agence nationale pour la protection de l'environnement et des services techniques) en 1999, elle a fusionné avec d'autres unités en 2008 pour créer l'ISPRA (institut national pour la protection et la recherche environnementale) qui n'a plus d'attribution dans le domaine nucléaire.
	Processus de licences	Avant sélection d'un site, présentation d'une évaluation environnementale stratégique (SEA) et d'une évaluation d'impact environnemental (EIA)
	Radioprotection	Les textes applicables (décret 230/95, décret 241/00) ont pour objectif la protection de l'environnement dans l'objectif de celle des populations humaines, sur la base d'une surveillance des niveaux de contamination
Suisse	Installations nucléaires principales	5 réacteurs de puissance ; 3 réacteurs de recherche ; 2 projets de stockage
	Corpus réglementaire (protection de l'environnement)	Nuclear Energy Act (2003) Radiation Protection Act (RPA, 1991) Ordonnance sur la radioprotection (Radiation Protection Ordinance - RPO- 1994) Swiss Environmental Protection Act (EPA, 1983) Conventions internationales (Espoo, Aarhus)
	Organismes en charge de l'application des textes	Conseil fédéral et organismes associés (art 70 de la loi sur l'énergie nucléaire de 2003) : établissement des mesures en termes de protection de l'homme et de l'environnement et suivi. Autres parties prenantes : * Office fédéral de la santé publique (FOPH) * IFSN * Caisse nationale suisse d'assurance en cas d'accidents - CNA
	Processus de licences	Octroi de licence générale (décision de principe quant à l'autorisation de création) subordonnée à une expertise technique réalisée par l'inspection fédérale de la sûreté nucléaire (IFSN), couvrant en particulier les questions de protection de l'homme et de l'environnement (Art. 7, 13, 16 et 20 de la loi sur l'énergie nucléaire) Évaluation de l'impact environnemental requise au titre de l'article 10 de l'EPA
	Radioprotection	Protection de l'environnement contre les effets de rayonnements ionisants, centrée sur la population humaine (RPA, 1991). RPO basée sur les recommandations de la CIPR, avec un focus sur la protection des personnes.

3 PRINCIPALES APPROCHES ET COMPARAISON

3.1 L'APPROCHE DE LA CIPR

- (54) En créant un « Task Group » sur le sujet en 2000, puis le comité 5 spécifiquement dédié à la radioprotection de l'environnement, la CIPR devient proactive pour bâtir et proposer un système de radioprotection de l'environnement cohérent avec celui en place pour l'homme et ceux ayant trait à la protection de l'environnement vis-à-vis des substances chimiques.
- (55) Depuis 2003 et la publication 91, dans laquelle fut discuté pour la première fois par la CIPR le besoin d'une approche commune et claire de l'évaluation des relations exposition-dose-effets pour les espèces autres qu'humaines, la Commission s'est engagée dans un processus de formalisation de l'approche qu'elle développe, en documentant au fur et à mesure les concepts associés.
- (56) Les dernières recommandations de la CIPR décrites dans la publication 103 parue en 2007 incluent effectivement une approche pour développer le cadre de la démonstration explicite de la protection radiologique de l'environnement. Reconnaisant la complexité de la formulation des objectifs de protection, la « *Commission souscrit toutefois à l'ensemble des besoins et efforts nécessaires pour maintenir la biodiversité, pour assurer la préservation des espèces et pour protéger la santé et le statut des habitats naturels, des communautés et des écosystèmes* ».
- (57) Considérant le bénéfice apporté par les modèles anatomiques et physiologiques de référence en matière de radioprotection de l'homme (CIPR, 2002), la Commission a retenu ce même principe pour fonder son système de radioprotection des autres espèces vivantes (Figure 5), déclinées en animaux et plantes de référence (Reference Animals and Plants - RAPs ; CIPR, 2007).
- (58) Définis sur les plans anatomique, physiologique et par leurs traits d'histoire de vie, les animaux et plantes de référence (RAP) sont des entités hypothétiques permettant d'examiner la dosimétrie pour les différents stades du cycle de vie et pour des espèces contrastées sur le plan de leur exposition (géométries des scénarios d'exposition en lien avec leur habitat et leur mode de vie). Ils permettent ensuite de relier doses et effets biologiques pour ce type d'organismes vivants. Les RAPs sont décrits en termes de caractéristiques biologiques et écologiques de base au niveau de la famille (CIPR, 2007). Sur le plan taxonomique, un RAP peut être considéré comme le représentant des espèces ou des genres appartenant à la même famille (Tableau 2).

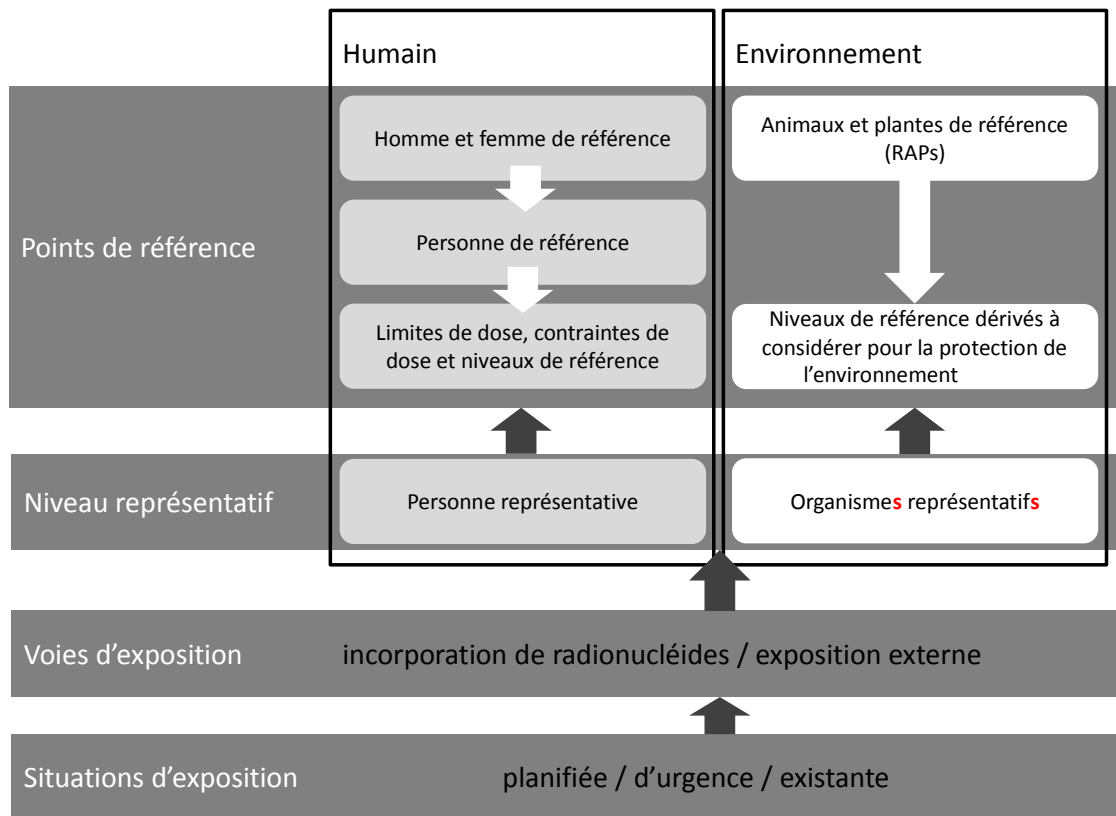


Figure 5 : présentation schématique des concepts-clés utilisés pour les systèmes de radioprotection de l'homme et de l'environnement selon la CIPR (Larsson, 2013)

Tableau 2 : ensemble des animaux et plantes de référence (RAP) de la CIPR par milieu. Pour chaque RAP, le stade de vie pris en compte est mentionné entre parenthèse et la famille représentée par le RAP est mentionnée en police italique bleue

Terrestres	Eaux douces	Eaux Marines
Pin <i>pinacae</i>	grenouille (adulte, oeuf, têtard) <i>ranidae</i>	Poisson plat (adulte, oeuf) <i>pleuronectidae</i>
Abeille (adulte, colonie) <i>apidae</i>	Truite (adulte, oeuf) <i>salmonidae</i>	Crabe (adulte, oeuf, larve) <i>canceridae</i>
Ver de terre (oeuf, adulte) <i>lumbricidae</i>	Canard (adulte, oeuf) <i>anatidae</i>	Algue brune <i>cyclosporeae</i>
Herbe (meristème, grass spike) <i>poaceae</i>		
Cerf (jeune, adulte) <i>cervidae</i>		
Rat <i>muridae</i>		

- (59) Un nombre volontairement limité de ces différents types d'animaux et de plantes est ainsi utilisé comme base pour générer des points de référence liant l'exposition à la dose, et la dose à différentes catégories d'effets. En ce qui concerne la radioprotection de l'environnement, les effets biologiques d'intérêt sont ceux ayant des conséquences au niveau de la population, qu'il s'agisse d'effets déterministes ou

stochastiques. Les effets biologiques considérés ainsi comme les plus pertinents sont la mortalité précoce, certaines formes de morbidité (qui impacteraient la santé des individus), les altérations de la reproduction et l'induction de dommages chromosomiques.

- (60) Les RAPs ne sont pas nécessairement les objets de la protection tels que présentés à l'item (28). La cible de protection porte sur une ou plusieurs espèces réelles pour lesquelles la population ou les communautés sont à protéger, sauf dans le cas des espèces en danger pour lesquelles chaque individu doit être protégé. Le concept d'organismes représentatifs a donc été introduit dans la publication 124 (CIPR, 2014), par analogie avec la personne représentative définie en radioprotection de l'homme (Figure 5). Un organisme représentatif (RO pour Representative Organism) est une espèce particulière ou un groupe d'organismes sélectionné dans le cadre d'une évaluation d'impact spécifique à un site, prenant en compte sa localisation géographique par rapport au(x) source(s) de rayonnements. Dans la plupart des cas, ces ROs seront identiques ou très similaires aux RAPs. Pour les cas contraires, des recommandations seront formulées pour établir des liens entre ROs et RAPs, utiles dans le cadre d'une évaluation d'impact sur un site réel. Le sujet est en cours de réflexion dans le cadre du mandat 2013-2017 de la CIPR. Il est important de comprendre que ces RAPs ne sont que des « points de référence » et ne sont pas nécessairement des objets de protection, d'où l'introduction dans la CIPR 124 du concept d'organisme représentatif (RO).
- (61) La CIPR considère inapproprié d'appliquer le principe de limitation de doses dans le domaine de la radioprotection de l'environnement. C'est le concept de DCRL (Derived Consideration Reference Levels) qui a été introduit (Figure 6). Pour chaque RAP, il s'agit d'une gamme de débits de dose exprimés en $\text{mGy}\cdot\text{j}^{-1}$, couvrant un ordre de grandeur, au sein de laquelle des effets délétères, brièvement décrits, sont susceptibles d'apparaître pour les individus du même type que le RAP. Ces DCRLs, construits à partir d'un jugement d'experts basé sur les connaissances existantes sur les effets des rayonnements ionisants chez les espèces non-humaines, servent de valeurs guides ou points de référence dans le cadre de la démonstration que l'environnement est protégé, et/ou pour appliquer le principe d'optimisation si nécessaire. Combinés à d'autres informations, et pour une situation d'exposition donnée, les DCRLs doivent en effet permettre d'optimiser les efforts consentis et le cas échéant, les actions à réaliser, pour protéger l'environnement, en proportion du niveau de risque attendu et selon une gestion intégrant tous les enjeux (dont les enjeux sanitaires et socio-économiques). Par exemple, dans les cas où l'exposition pour un organisme donné est inférieure à la borne minimale du DCRL associé, alors aucune démonstration/action supplémentaire n'est à mettre en œuvre (cf. 3.1.1 pour tous les cas d'application).
- (62) Les tables d'effet présentées par la CIPR dans la Publication 108 (CIPR, 2007) couvrent une gamme de débits de dose allant de moins de 0,1 à plus que 100 $\text{mGy}\cdot\text{j}^{-1}$, avec une progression logarithmique. Dans chaque table, les DCRLs sont définis par la bande de débits de dose correspondant à une très faible probabilité d'effets, ou à l'absence d'information, si les effets connus pour la bande immédiatement supérieure sont significatifs (Figure 6).

Dose rate (mGy d ⁻¹)	Reference Deer	Reference Flatfish
100 - 1000	Reduction in lifespan due to various causes.	Some mortality expected in larvae and hatchlings
10 - 100	Increased morbidity. Possible reduced lifespan. Reduced reproductive success.	Reduced reproductive success
1 - 10	Potential for reduced reproductive success	Possible reduced reproductive success due to reduced fertility
0.1 - 1	Very low probability of various effects	No information
0.01 - 0.1	No observed effects.	No information
< 0.01	Natural background	Natural background

mGy.j⁻¹

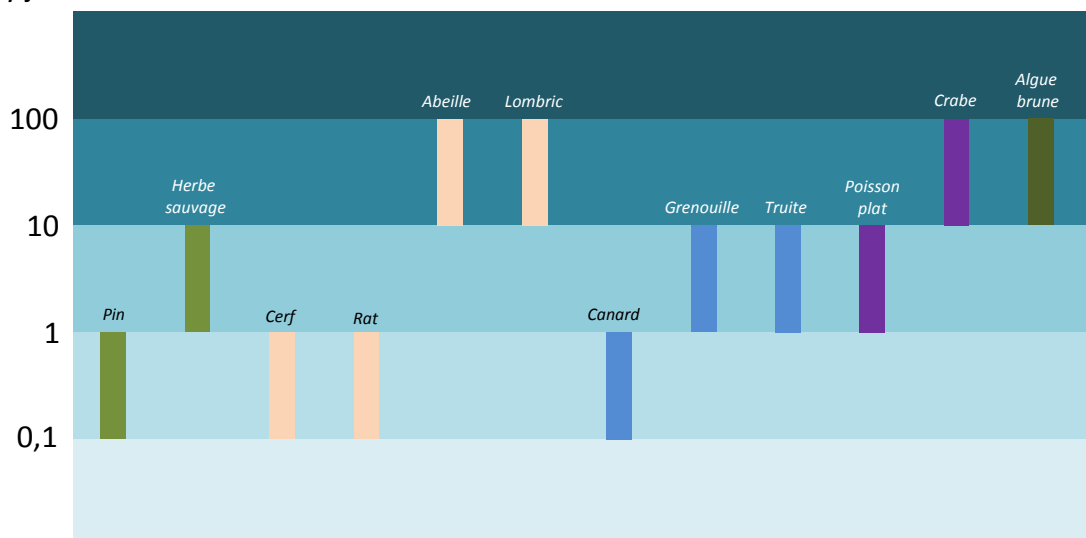


Figure 6 : en haut, exemple de table publiée dans la CIPR 108 et positionnant la gamme de DCRL (encadré blanc) par organisme de référence par rapport à l'ensemble des connaissances sur les effets des rayonnements ionisants pour deux organismes de référence. En bas, ensemble des organismes de référence (RAPs) et valeurs de référence associées (DCRLs) formant la base de l'approche de la CIPR

(63) Si des valeurs numériques sont attribuées par la CIPR aux DCRLs, la Commission précise que d'autres bandes peuvent être sélectionnées dans les tables d'effets, selon (i) la situation d'exposition (planifiée/urgence/existante), (ii) l'étendue spatio-temporelle de l'étude, (iii) les objectifs de l'évaluation (e.g., conformité à une réglementation), (iv) les intérêts visés (pêcheries, agriculture, conservation des habitats, etc.), (v) la combinaison avec d'autres stressseurs, (vi) la nécessité de considérer nommément certaines espèces, ou encore (vi) le niveau de précaution jugé adapté au propos de l'évaluation. Le choix d'une autre bande que celle du DCRL doit cependant être clairement tracé et justifié. Par ailleurs, le comité 5, dans son mandat actuel (2013-2017), examine la possibilité d'étendre le concept de DCRL d'une espèce précise qu'est le RAP à la classe à laquelle ce dernier appartient (e.g., il

ne sera plus fait mention de DCRL du canard, mais les données d'effets seront réinterprétées pour étendre leur applicabilité aux oiseaux).

3.1.1 APPLICATION DES CONCEPTS (PUBLICATION 124)

(64) L'articulation de l'ensemble des éléments constitutifs de l'approche de la CIPR pour la protection radiologique de l'environnement décrite dans le paragraphe précédent, est présentée sur la Figure 7.

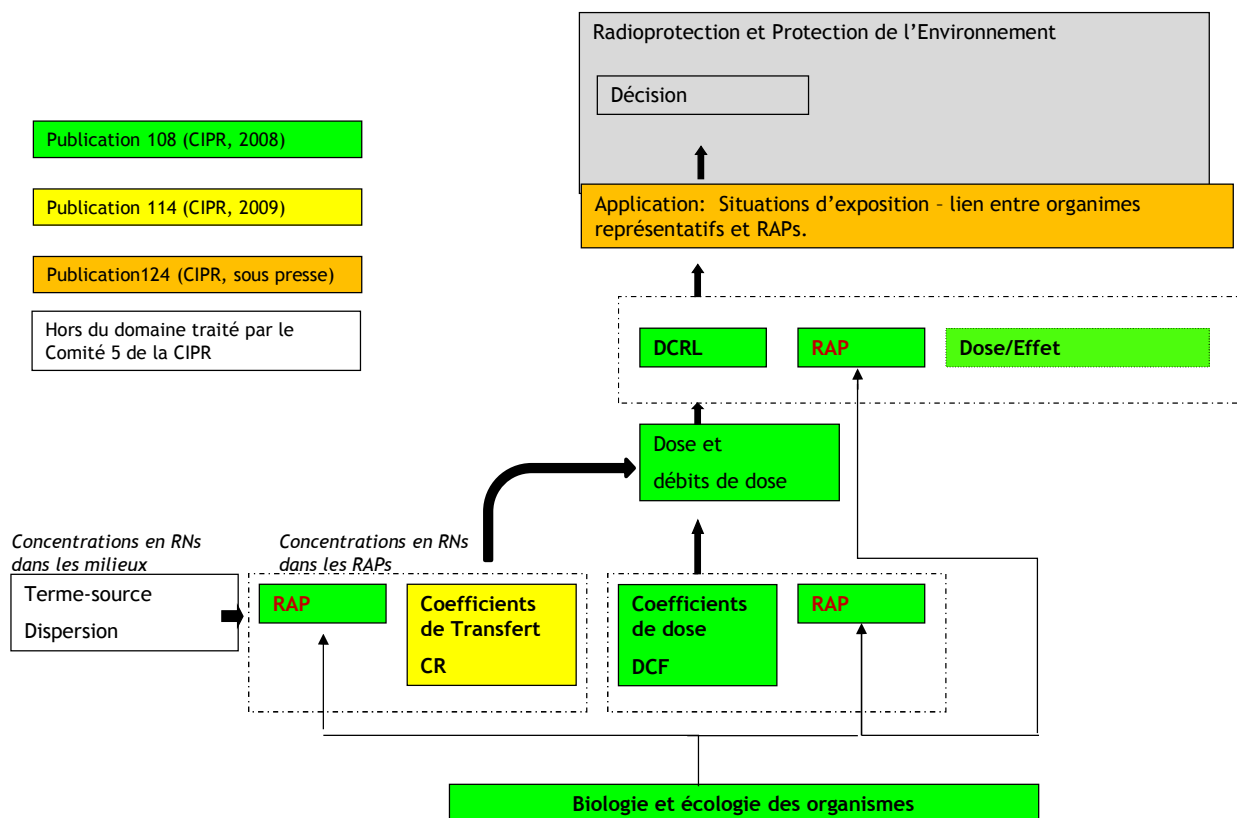


Figure 7 : articulation des différents éléments constitutifs de l'approche de la CIPR pour la protection radiologique de l'environnement (adapté de Larsson, 2013)

(65) La publication 124 de la CIPR (CIPR, 2014) décrit comment mettre en œuvre les concepts précédemment exposés dans le cadre de démonstration de la radioprotection de l'environnement et pour les différentes situations d'expositions environnementales (planifiées, d'urgence et existantes). En situation d'exposition planifiée, et en considérant les possibilités de sources multiples pour l'exposition des organismes vivants (impacts cumulés possibles), c'est la borne minimale de l'intervalle des DCRLs qui sert de point de référence pour optimiser les rejets le cas échéant (Figure 8). Ainsi, des actions de protection pourront être envisagées si les débits de dose estimés aux espèces sont compris dans l'intervalle des DCRLs (e.g., modifier les quantités demandées dans le cadre des rejets) ; au-dessous de l'intervalle, la protection est appropriée et au-dessus, des actions sont nécessaires. En situation d'exposition d'urgence où la (ou les) source(s) n'est (ou ne sont) pas sous contrôle, la protection de l'environnement n'est pas la priorité. Il peut cependant être fait référence pour cet objectif secondaire à un intervalle de débits de dose correspondant à un niveau d'effet dit sévère, situé globalement deux ordres de grandeur au-dessus des DCRLs. Dans une telle situation, l'ambition est de réduire l'exposition des organismes vivants à un niveau compris dans la gamme des DCRLs, en prenant en compte plusieurs critères (e.g., rapport coût-bénéfice,

faisabilité technique d'une solution de remédiation, acceptabilité par le public). En situation d'exposition existante, les niveaux d'exposition correspondant aux DCRLs sont à utiliser comme des guides pouvant aider au choix d'actions de mitigation des expositions environnementales. Au final, dans toutes les situations d'exposition, l'action s'appuie sur le principe d'optimisation (cf. Figure 8). La protection de l'environnement fait en effet partie des objectifs auxquels s'appliquent les principes de justification et d'optimisation mais il n'y a pas de limites de dose associées.

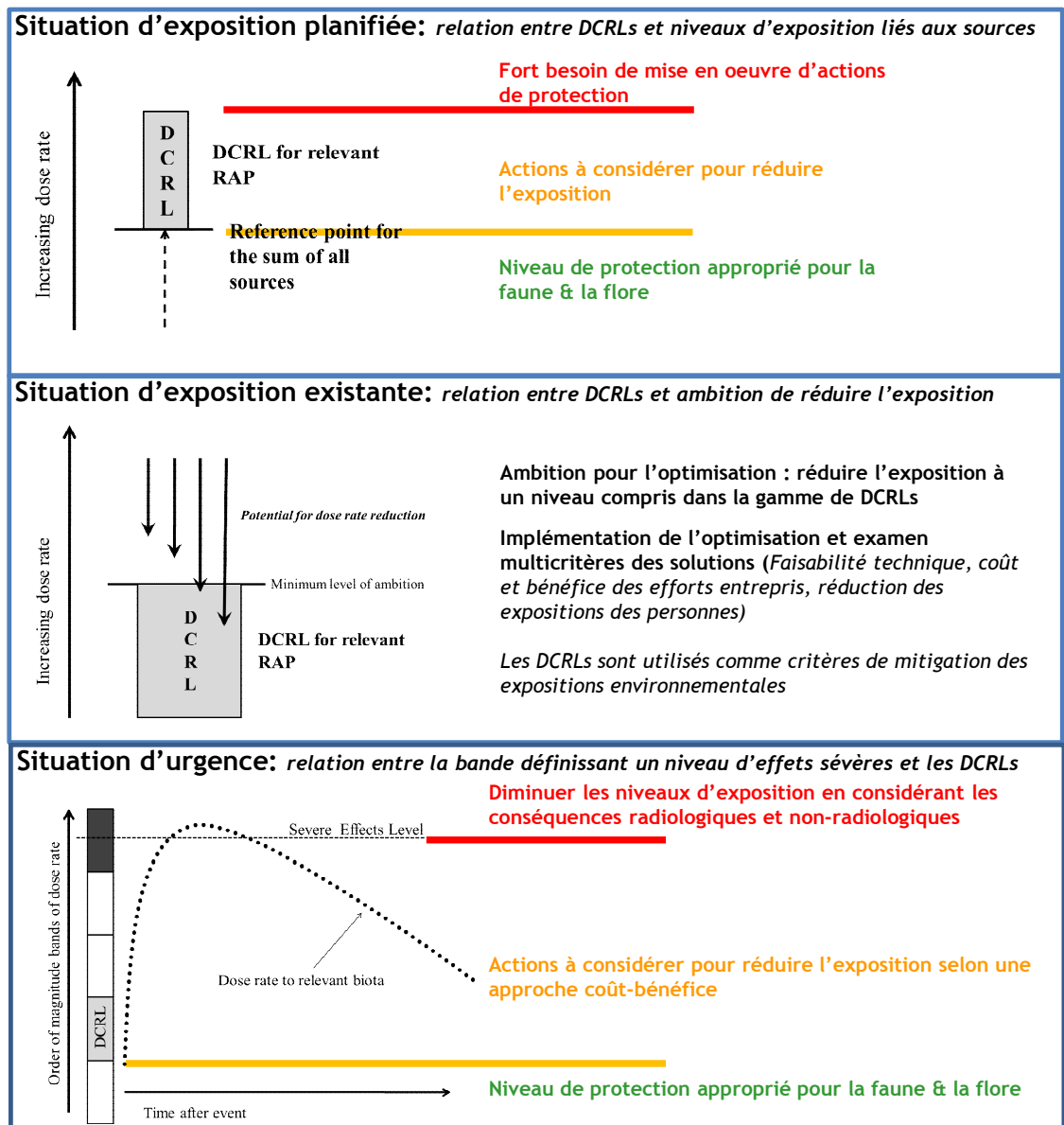


Figure 8 : application des concepts et de la méthode de la CIPR pour les trois types de situation d'exposition, schéma adapté de la publication 124 de la CIPR (2014).

- (66) Dans son mandat en cours (2013-2017), le comité 5 va orienter ses travaux vers la démonstration d'une approche intégrée de protection de l'homme et de l'environnement en situation d'exposition planifiée, basée sur les concentrations en radionucléides dans les milieux. Le futur guide de l'AIEA sur l'évaluation de l'impact environnemental des installations et activités (DS 427) suit cette démarche. Cette approche vient également d'être approuvée par les parties contractantes de la convention de Londres (Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter 1972) en ce qui concerne les matériaux susceptibles d'être rejetés en mer - (cf. item(73) -Figure 9).

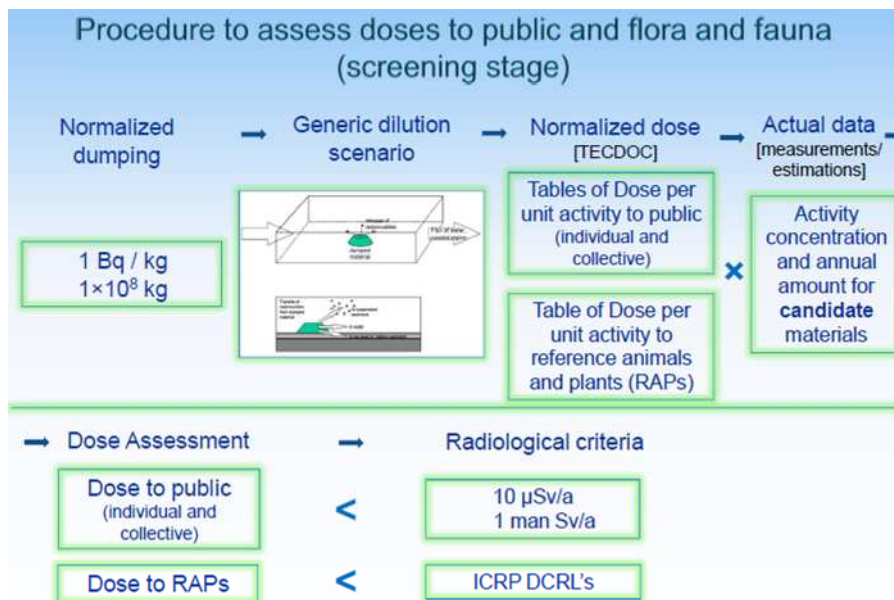
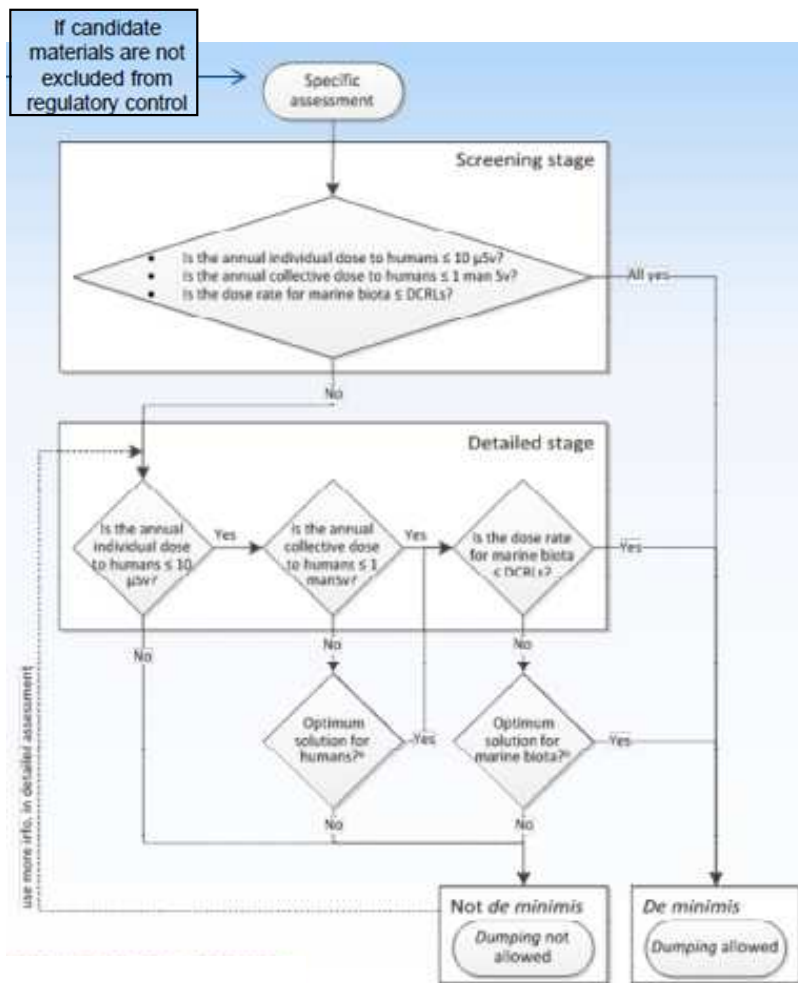


Figure 9 : synoptique de la procédure proposée par l’AIEA dans le cadre de l’application de la convention de 1972 sur la prévention de la pollution marine par dumping de déchets et autres matériaux et son protocole de 1996. À gauche, logigramme global de l’évaluation à conduire pour définir si un matériel radioactif peut être autorisé au dumping en mer et à droite, procédure d’estimation des doses au public et à la faune et la flore (adapté de Telleria *et al.*, 2013)

3.1.2 POSITION DES ORGANISMES INTERNATIONAUX VIS-A-VIS DE L'APPROCHE DE LA CIPR POUR LE SYSTEME DE RADIOPROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

- (67) Le groupe de coordination sur la radioprotection de l'environnement piloté par l'AIEA et réuni en juillet 2013 (AIEA, 2014b) considère que l'approche développée par la CIPR exposée dans les publications 91 (CIPR, 2003), 103 (CIPR, 2007), 108 (CIPR, 2008), 114 (CIPR, 2009) et 124 (CIPR, 2014), est conceptuellement et scientifiquement fondée et pertinente pour être adoptée et déclinée dans les guides internationaux en sûreté et radioprotection (« international radiation safety guidance »). Cette déclinaison doit rester proportionnée à l'enjeu.
- (68) Le groupe considère que l'approche de la CIPR, en ciblant la protection des populations, communautés, habitats et écosystèmes, est cohérente avec les principes de sûreté fondamentaux qui ciblent la protection des écosystèmes vis-à-vis d'expositions aux rayonnements ionisants qui conduiraient à des conséquences au niveau des populations d'espèces non-humaines.
- (69) L'AIEA va développer des recommandations internationales pour évaluer techniquement si les espèces non humaines sont protégées en cas d'exposition aux rayonnements ionisants, et le cas échéant proposer des mesures à prendre, basées sur l'approche de la CIPR. Les spécificités des situations d'expositions environnementales ainsi que les objectifs des évaluations d'impact aux espèces non humaines seront prises en compte dans ces recommandations et les guides associés.
- (70) Le groupe de coordination considère que l'approche de la CIPR est tout à fait adaptée pour émettre des recommandations pratiques relatives à l'évaluation et au contrôle de l'impact radiologique associé aux situations d'exposition environnementale planifiée, et qu'elle constitue un complément à l'approche utilisée pour la radioprotection humaine. En effet, de telles recommandations pratiques sont nécessaires dans le cadre de l'évaluation et du contrôle des impacts associés aux rejets de routine liés au fonctionnement normal des installations nucléaires. Les autres scénarios d'applications (e.g., autres situations d'expositions telles les situations existantes ou d'urgence) nécessitent des compléments de réflexion avant de produire des guides techniques détaillés.
- (71) Selon le groupe de coordination, l'AIEA apparaît comme l'organisation internationale reconnue pour coordonner les développements méthodologiques qui seraient nécessaires pour disposer de recommandations pratiques et de guides techniques pour l'évaluation et le contrôle de l'impact radiologique aux espèces non-humaines, en collaboration avec les organisations internationales ou régionales et les États membres les plus actifs dans ce domaine.
- (72) En cohérence avec les objectifs de sûreté établis dans les principes fondamentaux de sûreté (AIEA, 2006) et déclinés dans les normes de base internationales en radioprotection (AIEA, 2011a), l'AIEA est actuellement en train d'élaborer un guide qui suit les recommandations de la CIPR et l'approche dédiée à la radioprotection des espèces non-humaines pour les scénarios se rapportant à des situations d'expositions planifiées (AIEA, en préparation-a). Ce document est actuellement en cours de discussion au sein des « Safety Standards Advisory Committees » de l'AIEA (i.e. Waste Safety Standards Committee- WASSC et Radiation Safety Standards Committee- RASSC), puis dès son approbation, sera soumis aux États membres. En support technique de ce guide, l'AIEA a publié récemment un recueil des valeurs des paramètres de transferts des radionucléides dans l'environnement (AIEA, sous presse-b) et travaille sur la mise à jour (en 3 volumes) du guide décrivant les modèles de dispersion des radionucléides dans

l'environnement et leur utilisation (SRS 19, AIEA, 2001), associé à des données complémentaires, pour l'évaluation des impacts dosimétriques du public et de l'environnement (AIEA, en préparation-b).

- (73) L'AIEA finalise deux guides en cours d'approbation par les instances *ad hoc*, sur l'application de l'approche de la CIPR pour la protection des espèces non-humaines, à des scénarios d'exposition particuliers à examiner dans le cadre de la Convention et du protocole de Londres (Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter 1972 - cf. item (66)) et dans le cadre de l'application de la convention OSPAR (cf. item (26)). Le premier a été approuvé lors du 35^{ème} meeting des parties contractantes de la convention de Londres (35th Consultative Meeting of the Contracting Parties of the London Convention, 14-18 Octobre 2013), et sera intégré dans les procédures de la convention pour l'évaluation radiologique des matériaux candidats au dumping en mer. Il est en cours de publication sous la forme d'un TECDOC intitulé "Determining the Suitability of materials for Disposal at sea under the London Convention and Protocol". Le deuxième document est en cours d'examen dans les instances scientifiques de la convention OSPAR.
- (74) Lors de la dernière réunion du groupe de coordination piloté par l'AIEA (AIEA, 2014b), le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), qui est l'un des co-sponsors des normes de base internationales en radioprotection éditées par l'AIEA (2011) pour lesquelles il a contribué au développement des aspects dédiés à la radioprotection de l'environnement, a exprimé des réserves en jugeant l'approche de la CIPR trop étroite. Il a proposé notamment dans le cadre de l'écriture des normes de base internationales en radioprotection, des définitions pour les termes « environnement » et « protection de l'environnement » plus vastes, non restreintes aux effets liés aux rayonnements ionisants sur la faune et la flore. Le PNUE souligne que, en application des principes de « justification » et « d'optimisation » en radioprotection pour la maîtrise et la gestion des impacts radiologiques au public et à l'environnement, les questions environnementales telles que la protection de la faune et de la flore et de la qualité des milieux - air, eau et sol - de manière durable sont des questions clefs. Le PNUE souhaite pouvoir être invité en tant que co-sponsor des guides de sûreté de l'AIEA en cours d'élaboration ou à venir pour les sujets relatifs à la protection de l'environnement. Pour le PNUE, un tel co-sponsoring est un message positif pour élargir l'acceptation des normes internationales en radioprotection pour la protection de l'environnement, notamment auprès des ministères de l'environnement des différents États membres de par le monde.
- (75) L'UIR propose une approche dite « écosystèmes » pour la radioprotection de l'environnement fondée sur des bases écologiques plus théoriques (UIR, 2012). Cette approche, dans les objectifs de protection qu'elle vise, existe déjà en support de diverses conventions telles par exemple la convention OSPAR (OSPAR, 1992), la convention sur la biodiversité (CBD, 2000) ou la Directive cadre européenne sur la Stratégie des Milieux Marins (CE, 2008). Elle cible directement des objectifs de protection écologiques, évitant la référence à des extrapolations incontournables dès lors que les critères d'effets demeurent au niveau de l'individu comme dans l'approche CIPR ou celle sous-tendant l'évaluation du risque écologique pour les substances chimiques. Les objets à protéger sont la biodiversité naturelle (comprenant la diversité des espèces, la diversité des individus ou diversité génétique, et la diversité des milieux de vie) et les services des écosystèmes. En d'autres termes, l'objectif est de protéger le vivant dans son ensemble par la conservation de tous les milieux, toutes les espèces et leur diversité génétique, et par la valorisation des usages par l'homme et des services rendus/attendus des écosystèmes. Le groupe de coordination pour la protection de l'environnement pense que cette approche est complémentaire de

celle de la CIPR. Elle est finalement souvent mise en œuvre dans le cadre des études d'impact environnemental, pour apporter des preuves complémentaires en utilisant les données issues de la surveillance écologique. L'UIR, après avoir justifié cette approche et son caractère applicable à la radioprotection de l'environnement en dressant une revue de littérature sur le sujet, travaille actuellement au développement de méthodes pratiques pour sa mise en œuvre dans ce cadre, avec en particulier l'identification de critères d'effets écologiques plus intégrés (Bradshaw *et al.*, 2014). A ce stade et face aux nombreux défis à relever pour y parvenir, l'UIR ne propose pas d'approche pratique mais organise les prochaines étapes de sa réflexion ainsi : (i) établir une revue des modèles et outils utilisés en écologie et avoir un retour d'expérience sur leurs applications dans divers champs de la protection de l'environnement ; (ii) sur ces bases théoriques, identifier les configurations rendant un écosystème plus radiosensibles à un niveau intégré qu'à un niveau d'organisation biologique inférieur ; (iii) dans la continuité, explorer les effets écologiques pour des cas réels sur la base de scénarios types ; (iv) tenter d'identifier des « endpoints » adaptés au niveau « écosystème », en s'inspirant des travaux réalisés dans d'autres domaines de la protection de l'environnement (Bradshaw *et al.*, 2014).

- (76) La Commission Européenne a organisé en novembre 2012⁷, en coopération avec le Groupe des experts de l'Article 31 du traité Euratom, un séminaire scientifique sur le thème de la protection de l'environnement vis-à-vis des rayonnements ionisants. Les conclusions et recommandations de ce groupe d'experts à l'issue de ce type d'évènements aident la Commission pour la mise en place de programmes de recherche en radioprotection et/ou pour la révision, voire la mise à jour de la réglementation européenne en radioprotection. Par ailleurs, la coordination de la recherche dans le champ de la radioprotection au sens large est maintenant réalisée par quatre associations européennes ayant signé un accord d'entente entre elles, chacune étant dédiée à un sous-domaine de la radioprotection : concernant la crise et le post-accidentel, NERIS⁸, concernant la radioécologie ALLIANCE⁹, concernant les faibles doses MELODI¹⁰ et concernant la dosimétrie EURADOS¹¹. Chacune de ces associations a produit un agenda stratégique de recherche sur la base duquel les discussions sont engagées entre les diverses parties afin de hiérarchiser les thèmes prioritaires pour l'établissement de feuilles de route et leur soutien financier au travers des appels d'offres européens à venir. En ce qui concerne les recherches en support de la consolidation du système de radioprotection de l'environnement, les activités de R&D prioritaires visent à connaître les mécanismes d'actions des rayonnements ionisants aux différentes échelles du vivant, la contribution des mécanismes génétiques et épigénétiques dans les effets observés sur la reproduction notamment, ainsi que les effets transgénérationnels (cf. fiche Alliance en annexe 9.6).

3.2 L'APPROCHE ERICA, LA PLUS UTILISEE EN EUROPE

- (77) L'approche dite "ERICA" est une approche intégrée comprenant les aspects d'évaluation, de gestion et de communication du risque (Figure 10).

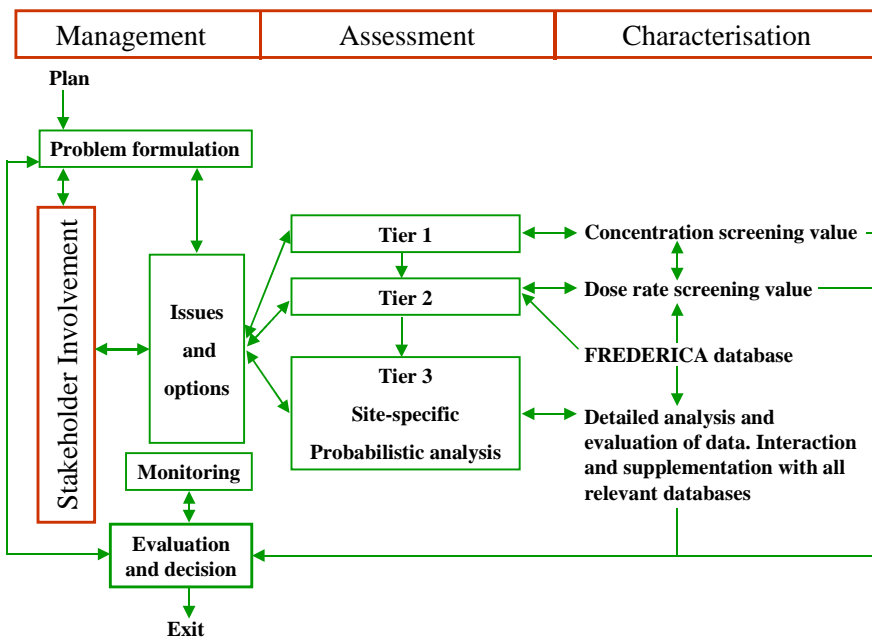
⁷ http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation_protection/seminars/scientific_seminar_en.htm

⁸ NERIS, European Platform on Preparedness for Nuclear and Radiological Emergency Response and Recovery <http://www.eu-neris.net>

⁹ European Radioecology Alliance (Radioecology Alliance) <http://www.er-ALLIANCE.org>

¹⁰ MELODI, Multidisciplinary European LOw Dose Initiative <http://www.melodi-online.eu>

¹¹ EURADOS, The European radiation Dosimetry Group, <http://www.eurados.org>



The objective of the ERICA Integrated Approach is to aid environmental decision-making during the assessment and management of environmental risks from ionising radiation, so that appropriate weight is given to the environmental effects of radiation, for the purpose of protecting biota and ecosystems. In order to fulfil this objective, elements related to environmental management, risk characterisation and impact assessment have been integrated (hence the Integrated Approach) into one common structure, illustrated in Figure 1. Assessment here refers to the process of estimating exposure of biota, which involves estimation or input of activity concentrations in environmental media and organisms, definition of exposure conditions, and estimates of radiation dose (rates) to selected biota. Characterisation includes estimation of the probability and magnitude of the adverse effects in biota, together with identification of uncertainties. In the context of the ERICA Integrated Approach, such risk characterisation is performed on the basis of published effects data as an input to the assessment and is performed as an evaluation of output data from the assessment, combining both exposure and effects analyses. Management is in this context used as a general term for the process of taking decisions before, during, and after an assessment. The term covers such diverse aspects as decisions on specific technical issues associated with the execution of the assessment, general decisions relating to the interaction with stakeholders, and post-assessment decisions.

Figure 10 : visualisation des composantes et étapes de l'approche intégrée ERICA (Larsson et al., 2009)

(78) L'utilisation de l'approche est décrite brièvement ci-après. Sur la base de la formulation du problème et des objectifs de l'évaluation, l'étape 1 correspond à un exercice de dépistage (ou « screening ») où chaque radionucléide et composante de l'écosystème sont passés en revue pour calculer l'indice de risque associé. Cet indice correspond alors au rapport entre la concentration d'un radionucléide, mesurée ou calculée, dans chaque milieu d'exposition et sa concentration dite « limite » dans ce milieu. Cette valeur limite est obtenue pour chaque radionucléide par un rétro-calcul à partir du débit de dose sans effet attendu (PNEDR - Predicted No-Effect Dose Rate, équivalent à la PNEC¹² employée pour les substances chimiques (EC, 2003)). Le PNEDR est exprimé en Gy ou en Gy par unité de temps et est dérivé des connaissances sur les effets des radionucléides sur les organismes non humains. Sa valeur par défaut dans l'outil ERICA est de $10 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$, soit $0,24 \text{ mGy}\cdot\text{y}^{-1}$ (cf. (79) et (80)). Le rétro-calcul est effectué pour chaque radionucléide et chaque organisme de référence. Pour un radionucléide donné, la valeur environnementale dite « limite » (une par milieu - eau, sol, sédiment) correspond alors au minimum

¹² Predicted-No-Effect Concentration, définie comme la concentration ne produisant pas d'effet sur tout ou partie d'un écosystème, au sens de la méthode d'évaluation du risque environnemental décrite par le Technical Guidance Document (EC 2003) pour les substances chimiques)

obtenu parmi les résultats de rétro-calculs réalisés pour l'ensemble des organismes. L'étape 2, qu'il faut dérouler si l'étape 1 conduit à ne pas écarter le risque, est une évaluation générique identique à l'étape 1 mais avec un raffinement pour l'analyse des expositions. Elle utilise également la notion de PNEDR. Celui-ci y est utilisé directement et comparé aux débits de dose calculés pour le set d'organismes de référence. L'indice de risque correspond dans cette étape au rapport entre le débit de dose calculé et le PNEDR. L'étape 3, mise en œuvre si le risque n'est toujours pas écarté à l'étape 2, propose d'utiliser des données site spécifiques et des méthodes probabilistes pour caractériser le risque.

- (79) Les valeurs de dépistage de l'approche graduée ERICA, utilisées pour l'étape 1 et 2, ont été déterminées selon les recommandations européennes pour l'estimation des PNECs pour les substances chimiques (EC, 2003). L'information contenue dans la base de données FREDERICA (annexe p.123) a été traitée par modélisation pour estimer les valeurs de toxicité critiques pour diverses espèces et divers critères d'effets (ED₅₀ -doses induisant 50% de l'effet en cas d'exposition aiguë ou EDR₁₀ -débits de dose induisant 10% de l'effet en cas d'exposition chronique). Enfin, ces résultats d'écotoxicité critique ont à leur tour été utilisés pour tracer les distributions de sensibilité d'espèces (SSDs) et estimer les doses (ou débits de dose) en deçà desquelles 95% des espèces de l'écosystème sont censées être protégées (HD₅ ou HDR₅) (ERICA, 2006).
- (80) L'application de cette méthodologie a permis notamment de générer de manière transparente et similaire à celle appliquée pour les substances chimiques, une valeur de référence, seuil de protection de 95% des espèces d'un écosystème lors d'exposition par irradiation gamma externe chronique. Cette valeur (égale à 10 µGy.h⁻¹, soit 0,24 mGy.j⁻¹) est obtenue en appliquant un facteur de sécurité à la valeur du 5^{ème} percentile de la loi de distribution de la radiosensibilité des espèces (SSD) afin de prendre en compte l'incertitude liée à l'utilisation élargie au domaine de l'irradiation interne par tout type d'émetteurs de données d'effets obtenues par irradiation gamma externe uniquement. Elle peut être comparée aux valeurs de référence présentées au Tableau 4.

3.3 COMPATIBILITE DES PRINCIPALES APPROCHES D'EVALUATION DU RISQUE RADIOLOGIQUE POUR LES ECOSYSTEMES

- (81) Initié dans le domaine de l'évaluation du risque chimique pour l'environnement (Suter, 1999 ; Suter *et al.*, 2000), le principe d'une approche graduée est aujourd'hui appliqué dans la plupart des méthodes d'évaluation du risque écologique. Usuellement, trois étapes dont la dénomination peut varier selon les champs d'application, sont proposées à l'évaluateur. Leur enchaînement correspond à un gain qualitatif et quantitatif en termes de données et de représentativité pour le cas étudié (Figure 11). La première itération repose sur des données génériques, des hypothèses et des choix conservatifs (*i.e.* tendant à maximiser l'impact et/ou le risque estimé), facilement accessibles et permettant essentiellement de distinguer les situations sans risque de celles susceptibles de générer des dommages écologiques. Cette fonction de tri conduit souvent à la nommer « screening » (dépistage). Les itérations suivantes mettent en œuvre des données de plus en plus spécifiques aux cas/sites d'étude, généralement en association avec une évaluation des incertitudes et une caractérisation probabiliste du risque.

Méthode articulée : 4 phases

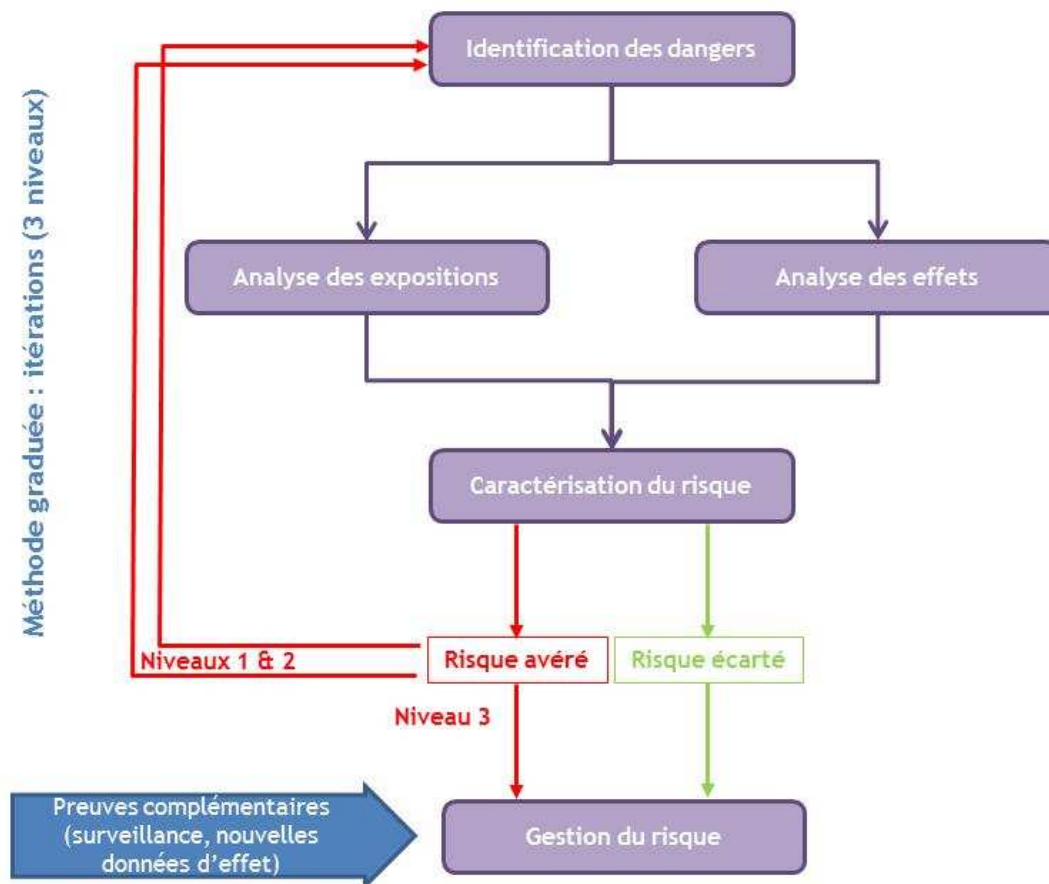


Figure 11 : logigramme de la méthode graduée et articulée d'évaluation du risque pour l'environnement

- (82) L'étape de dépistage est implicite dans l'approche de la CIPR, elle constitue la base de toute application à différentes situations d'exposition environnementale au travers de l'utilisation des organismes de référence, ensuite mis en relation avec les organismes représentatifs. Les approches de l'UK-EA, de l'US-DOE, ou encore l'approche intégrée ERICA, sont explicitement graduées ; les outils de prédilection pour leur mise en œuvre, au moins pour les deux dernières (*i.e.* respectivement RESRAD-Biota et ERICA tool), déroulent explicitement l'enchaînement de trois étapes successives. Le principe d'une éventuelle poursuite de l'évaluation est présent dans chacune des approches, la décision reposant toujours sur la mise en évidence d'un risque écologique à l'étape précédente.
- (83) Chaque étape d'évaluation de la démarche graduée est articulée en 4 phases (Figure 11). La formulation du problème pose les contours de l'évaluation par une série d'inventaires et informations variées (substances, milieux récepteurs et cibles biologiques associées, voies de transfert et d'exposition, contraintes spécifiques réglementaires et autres, parties prenantes, ...) et en détermine les conditions de réalisation (échelles de temps et d'espace, nature des résultats attendus et critères d'interprétation...). S'ensuivent les phases d'analyse des effets et des expositions. Elles ont pour objet l'évaluation technique des données relatives d'une part aux effets mesurés ou observés, sur la base de relations dose-réponse, d'autre part à l'exposition des entités à protéger, mesurée ou modélisée. La combinaison des résultats ainsi obtenus conduit à la phase finale du processus, la caractérisation du risque.

- (84) Préfiguré dans le cadre de l'écotoxicologie conventionnelle (Sutter, 1999), le concept d'organismes de référence a été repris et largement partagé sous diverses dénominations dans le domaine de la radioprotection de l'environnement. Apparu en tant que tel dès 1988 dans les travaux de Pentreath et Woodhead (1988), l'AIEA l'a utilisé la même année dans le cadre de la convention de Londres. C'est également un concept clef dans les développements réalisés dans les projets européens EPIC (Brown *et al.*, 2003), FASSET (Larsson *et al.*, 2004) et ERICA (Beresford *et al.*, 2007). De façon moins explicite, l'approche de radioprotection de l'environnement développée par le DOE y fait également référence.
- (85) Il est ainsi admis de façon consensuelle au plan international que, devant la diversité de la vie sauvage, il est nécessaire de faire appel à un jeu limité d'organismes modèles qui autorise la standardisation des modèles et des données associées utilisés, *a minima* lors de la première étape d'une évaluation du risque radiologique environnemental. Le cas échéant, il est également reconnu que ce jeu peut être complété ou adapté aux conditions spécifiques locales aux étapes supérieures de l'évaluation (étapes 2 et 3).

Fondée sur une vision partagée de la nécessaire simplification de la diversité des espèces au sein des règnes animal et végétal, la déclinaison du concept d'organismes de référence varie cependant en qualité et en nombre (

- (86) Tableau 3). La CIPR décrit 12 organismes hypothétiques au niveau de leur famille taxonomique (Reference Animal and Plants - RAPs, déclinés en stades de vie), quand le consensus européen s'était fait sur 31 taxons représentés par une espèce modèle (Reference Organisms), afin d'assurer la représentativité de la structure et du fonctionnement des écosystèmes. À noter, depuis la publication des choix de la CIPR, une homogénéisation partielle a été faite entre les organismes de référence sélectionnés dans l'approche ERICA et les RAPs de la CIPR. Côté américain, le DOE s'est limité à trois catégories d'animaux (« animal aquatique », « animal riverain », « animal terrestre ») et une de végétaux (« plante terrestre »). A l'opposé, l'UK-EA s'intéresse à une quarantaine d'organismes, organisés de façon inhomogène sur le plan taxonomique selon l'écosystème et le groupe (par exemple mammifère en eau douce, décliné en phoque et baleine pour le milieu marin et en mammifère carnivore ou herbivore pour le milieu terrestre).
- (87) Au final, RAPs et organismes de référence sont des concepts proches dont l'utilisation lors d'une évaluation d'impact/risque radiologique aux écosystèmes à l'étape de dépistage, permet de retenir un nombre limité d'espèces dont la variété de forme, de mode de vie et d'habitat, conduit à balayer des scénarios d'exposition contrastés mais écologiquement plausibles. Dans le cadre d'une approche graduée d'évaluation, dès lors qu'il existe un risque potentiel à l'issue de l'étape de dépistage, il est nécessaire de mettre en œuvre des données site-spécifiques, notamment en considérant les espèces réelles. Ces dernières ont été introduites dans la dernière publication de la CIPR (Publication 124) sous le terme d'organismes représentatifs, pour lesquels l'établissement d'une correspondance avec les RAPs est en cours de réflexion.

Tableau 3 : illustration de la nature des organismes de référence et de leur correspondance pour trois des approches décrites

Reference Animals & Plants (CIPR, 2008)	Reference Organisms (ERICA consortium, 2012)	Reference organisms (DOE,2002)
Large terrestrial mammal / adulte*		
Reference deer	Mammal (deer)	
Small terrestrial mammal / Adulte*		
Reference rat	Mammal (rat)	
Terrestrial insect / adulte*		
Reference bee	Flying insect	
Terrestrial insect / colonie		
Reference bee		Terrestrial animal
Terrestrial annelid / adulte*		
Reference earthworm	Soil invertebrate (worm)	
Terrestrial annelid / oeuf		
Reference earthworm		
	Detritivorous invertebrate	
	Gastropod	
	Reptile	
Large terrestrial plant / tronc*		
Reference pine tree	Tree	
Small terrestrial plant (épi)*		Terrestrial plant
Reference wild grass	Grasses & herbs / Shrub	
	Lichens & Bryophytes	
		Riparian animal
Amphibian / adulte*		
Reference frog	Amphibian (eau douce et milieu terrestre)**	
Amphibian / oeuf		
Reference frog		
Amphibian / masse d'oeufs		
Reference frog		
Amphibian / têtard		
Reference frog		
Aquatic bird / adulte *		
Reference duck	Bird (pour chacun des 3 écosystèmes)**	
Aquatic bird /oeuf *		Aquatic animal
Reference duck	Bird egg (pour chacun des 3 écosystèmes)**	
	Phytoplankton (eaux douce et marines)**	

Reference Animals & Plants (CIPR, 2008)	Reference Organisms (ERICA consortium, 2012)	Reference organisms (DOE, 2002)
	Insect larvae (eau douce)	
	Mollusc (bivalve en eau douce, benthic en eau marine)	
	Gastropod (eau douce)	
	Crustacean (eau douce)	
	Benthic fish (eau douce)	
	Mammal (eaux douce et marine)	
	Polychete worm (eaux marines)	
	Pelagic fish (eaux marines)	
	Reptile (eaux marines)	
	Sea anemones / true corals (eaux marines, polipes et colonies)	
Freshwater fish /adulte *		
Reference trout	Pelagic fish (eau douce)	
Freshwater fish /oeuf		
Reference trout		
Marine fish/ Adulte*		
Reference flatfish	Benthic fish (eaux marines)	
Marine fish/ Oeuf		
Reference flatfish		
Marine crustacean/ adulte*		
Reference crab	Crustacean (eaux marines)	
Marine crustacean/ masse d'oeufs		
Reference crab		
Marine crustacean/ larve		
Reference crab		
	Vascular plant (eaux douce et marines)**	
	Zooplankton (eaux douce et marines)**	
Seaweed		
Reference brown seaweed	Macroalgae (eaux marines)	

*Organisme de caractéristiques identiques pour les approches concernées mais désigné par une appellation différente, indiquée en italique

**Organisme de référence présent dans chacun des milieux indiqués, avec des caractéristiques différentes

(88) En matière de points de comparaison pour évaluer les effets potentiels de l'exposition aux rayonnements ionisants, le choix fait par la CIPR d'utiliser une gamme de débits de dose est unique. Les autres approches s'appuient sur un critère numérique unique, applicable de façon générique à tout écosystème ($10 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ -soit $0,24 \text{mGy}\cdot\text{j}^{-1}$ - proposé dans l'outil ERICA à l'étape de dépistage et l'étape 2, modifiable au gré de l'utilisateur) ou dévolu à une catégorie d'organismes ou de milieux (e.g., valeurs présentées dans les documents de l'AIEA (1992) et de l'UNSCEAR (1996) retenues par le DOE - plantes terrestres et

animaux aquatiques : 10 mGy.j⁻¹ / animaux terrestres : 1 mGy.j⁻¹). À titre d'illustration, le Tableau 4 permet de visualiser le positionnement de quelques approches, en fonction du taxon à protéger, par comparaison aux DCRLs de la CIPR. Une synthèse plus exhaustive est disponible en annexe (cf. §.9.1). Ces critères de protection, définis pour les évaluations de type dépistage, ne sont pas des limites mais des valeurs de référence ou seuils en dessous desquels le risque d'effets délétères des rayonnements ionisants pour les espèces non humaines peut être écarté.

- (89) Les travaux conduits dans le cadre du projet européen PROTECT - Protection of the Environment from Ionising Radiation in a Regulatory Context - (Howard *et al.*, 2010) ont permis de consolider la valeur de référence du débit de dose dit sans effet pour tout ou partie d'un écosystème exposé de manière chronique aux rayonnements ionisants produite dans le cadre d'ERICA (*i.e.* 10 µGy.h⁻¹ - 0,24 mGy.j⁻¹ ; Garnier-Laplace *et al.*, 2008 ; Larsson, 2008). Après une large consultation d'experts dans le domaine de l'évaluation du risque écologique, il a été conclu que cette valeur pouvait être utilisée avec un degré de confiance élevé dans l'étape de dépistage de l'évaluation du risque radiologique pour les écosystèmes, et doit être considérée en incrément du bruit de fond radiologique (Andersson *et al.*, 2009). D'autres valeurs de référence propres à des groupes taxonomiques restreints tels les plantes, les invertébrés et les vertébrés ont également été proposées en tant que valeurs provisoires dans l'attente de plus de données pour consolidation (Garnier-Laplace *et al.*, 2010).

Tableau 4 : positionnement de quelques valeurs de référence pour la protection de divers objets écologiques au regard des DCRLs définis par la CIPR (débit de dose, mGy.j⁻¹)

DCRL (CIPR, 2008)	0,1 à 1	1 à 10	10 à 100
	Pin Mammifères Canard	Herbes Grenouille Poissons	Algue brune Lombric, abeille Crabe
ERICA tool (Beresford <i>et al.</i> , 2007; Larsson, 2008))	Écosystème (0,24)		
PROTECT - * groupe taxonomique : valeur provisoire proposée (Garnier-Laplace <i>et al.</i> , 2010)	Écosystème (0,24) <-Vertébrés* (0,048)	Végétaux* (1,7) Invertébrés* (4,8)	
RESRAD-Biota (US-DOE, 2002), d'après AIEA (1992) et UNSCEAR (1996)	Animaux terrestres (1)	Plantes terrestres (10) Animaux aquatiques (10)	
Environnement Canada (Bird <i>et al.</i> , 2002)	Poissons (0,55)	Mammifères (2,7) Plantes terrestres (2,7) Amphibiens (2,7) Algues (2,7) Macrophytes (2,7) Invertébrés (5,5)	

- (90) Quelle que soit l'approche mise en œuvre, la conclusion de l'évaluation du risque repose grandement sur la robustesse de la (ou des) valeur(s) de référence sélectionnée(s) puisque c'est la comparaison du niveau d'exposition réel ou estimé à cette grandeur qui fonde la conclusion de l'évaluation. Il existe plusieurs méthodes de dérivation de ces valeurs de référence, décrites pour les substances chimiques dans des guides techniques européens supportant la réglementation (e.g., REACH, Directive Cadre sur l'Eau) mise en place pour la protection de l'environnement (CE, 2003a ; 2011). Ces méthodes¹³ ont été adaptées aux données d'écotoxicité des rayonnements ionisants de manière systématique et transparente dans le cadre des projets européens FASSET, ERICA puis PROTECT. La sélection de données d'écotoxicité de base, ainsi que les principales étapes de la dérivation de valeurs de référence adaptées aux rayonnements ionisants, incluant la méthode utilisée pour quantifier le degré de confiance dans leur utilisation sont détaillées par Garnier-Laplace *et al.* (2010). L'extrait du livrable de PROTECT correspondant (Andersson *et al.*, 2008) est donné en annexe (p.87).
- (91) Il conviendra de noter que les autres valeurs de référence telles notamment les DCRLs de la CIPR ou les valeurs publiées par les organismes internationaux répertoriées dans le tableau 3 ont toutes été déterminées sur la base d'un jugement d'expert à partir d'une analyse critique de la littérature.
- (92) De façon à offrir une vision synthétique des avantages et inconvénients des différentes approches et méthodes précédemment présentées, leurs caractéristiques sont reprises dans le tableau 4, proposant un comparatif de leurs points forts et leurs points faibles.
- (93) L'approche dite « écosystèmes » proposée par l'UIR - cf. item (75)- n'est pas reprise ici car son niveau de développement en est à la première étape de réflexion basée sur une revue de littérature. Telle que présentée par l'UIR (Bradshaw *et al.*, 2014), elle n'est pas en mesure d'être déclinée au même niveau pratique que les autres approches/méthodes qui ont déjà un retour d'expérience en termes d'applications à différents cas d'études. De plus, cette approche est souvent utilisée en tant que preuve supplémentaire dans une démonstration d'études d'impact, par le biais d'un suivi écologique pertinent de la qualité des milieux et de la diversité de la flore et la faune, potentiellement impactés.

¹³ Elles sont au nombre de deux : la méthode des facteurs de sécurité qui consiste à appliquer un facteur de sécurité à la plus petite valeur d'écotoxicité (ce facteur varie de 10 à 1000 en fonction de la qualité et quantité du jeu de données d'écotoxicité sélectionnées) et la méthode d'extrapolation statistique qui consiste à utiliser le 5^{ème} percentile de la loi de distribution de la sensibilité des espèces testées et à lui appliquer un facteur de sécurité allant de 1 à 5 en fonction des incertitudes demeurant. Pour plus d'informations, se reporter à CE (2003, 2011).

Tableau 5 : synthèse comparative des caractéristiques des principales approches d'évaluation du risque radiologique pour les écosystèmes

Approche/méthode	Agence Environnement UK	Environnement Canada	US DOE	ERICA	CIPR
Date	2001	2002	2002-2009*	2007-2012*	2008-2014
Référence	Copplestone <i>et al.</i> , 2001	Environnement Canada, 2002	US DOE, 2002	Beresford <i>et al.</i> , 2007	CIPR, 2008, 2009, 2014
Annexe dédiée	p.114	p.121	p.116	Sans objet (cf. §.3.2)	Sans objet (cf. §.3.1)
Lien	Voir annexe	Voir annexe	Voir annexe	http://www.ERICA-tool.com/	http://www.icrp.org/publications.asp
Nombre d'étapes	2	3	3	3	Implicite dans l'application
Nombre d'Organismes de référence	42 (fixes pour les coefficients de dose et de transferts)	Non définis	4 (fixes pour les coefficients de dose, modifiable pour les coefficients de transferts)	31 (modifiable pour les coefficients de dose et de transferts) Ajout possible de nouveaux organismes	12 (fixes pour les coefficients de dose et de transferts)
Radionucléides considérés	16 à 17 selon l'écosystème, pour un total de 21	Non définis	44	63 par défaut Ajout possible (CIPR 38, soit environ 700 isotopes)	75
Nombre de Valeurs de référence	1	7 (1 par taxon)	4 (1 par taxon) modifiable par l'utilisateur	1 (modifiable par l'utilisateur) pour les étapes 1 et 2 ; à définir pour l'étape 3	12 (gamme min-max, 1 gamme -DCRL- par organisme de référence RAP)
Points forts	<ul style="list-style-type: none"> • Prise en compte de gaz rares • Application sous Excel 	<ul style="list-style-type: none"> • Adaptée au besoin lors de son déploiement au Canada 	<ul style="list-style-type: none"> • Etape 3 probabiliste • Allométrie pour les transferts • Outil (RESRAD-Biota) maintenu et mis à jour 	<ul style="list-style-type: none"> • Etape 3 probabiliste • Possibilité d'ajouts (radionucléides et organismes) • Traçabilité • Opérationnalité • Souplesse d'utilisation • Consensus scientifique européen • Outil maintenu et mis à jour • Liaison avec base de données 	<ul style="list-style-type: none"> • Cohérence avec système de radioprotection de l'homme • Consensus international • Démonstration de l'approche intégrée « Homme-Environnement » et de l'applicabilité aux trois situations d'expositions en cours (mandat 2013-2017 du Comité 5)

Approche/méthode	Agence Environnement UK	Environnement Canada	US DOE	ERICA d'effets (FREDERICA)	CIPR
Points faibles	<ul style="list-style-type: none"> Niveau de description des organismes inhomogène Peu de radionucléides couverts Peu de flexibilité Plus de maintenance 	<ul style="list-style-type: none"> Approche très incomplète et non mise à jour 	<ul style="list-style-type: none"> 4 groupes taxonomiques (3 animaux, 1 plante) Nombre de radionucléides couverts 	<ul style="list-style-type: none"> Pas de prise en compte des gaz rares Certains radionucléides absents de la CIPR 38 Besoin d'un expert pour l'étape 3 Peu adapté aux situations accidentelles (pas d'approche dynamique des transferts) 	<ul style="list-style-type: none"> Caractère opérationnel non éprouvé pour les situations autres que planifiées Traçabilité des valeurs de référence (DCRL = jugement d'expert) Représentativité limitée des RAPs Nombre de radionucléides couverts car pas d'ajout possible

*Date de dernière mise à jour des outils associés

4 APPLICATIONS ET RETOUR D'EXPERIENCE

4.1 AU PLAN INTERNATIONAL

- (94) Le projet Marina I financé par l'Europe (1985-1990) a été dédié à l'estimation de l'exposition radiologique des populations humaines en lien avec les niveaux de contamination existant au sein des masses d'eau du nord de l'Europe. Dans sa continuité, Marina II (1999-2002) a permis de poursuivre en rendant les résultats aussi utiles que possible à l'implémentation de la stratégie OSPAR en ce qui concerne les substances radioactives. À ce titre, l'extension a concerné notamment la prise en compte de la protection de l'environnement : la reconnaissance de la protection et de la conservation des écosystèmes et de la diversité biologique des zones marines est en effet inscrite au titre de l'annexe 5 de la convention OSPAR. Afin de contribuer aux aspects de cette stratégie relevant de l'évaluation de l'impact environnemental, les objectifs de Marina II ont inclus explicitement (i) l'exposition aux rayonnements ionisants des populations humaines et des écosystèmes marins, (ii) les effets sur les écosystèmes marins, liés aux rejets existants et futurs et à la présence de substances radioactives.
- (95) Une évaluation de l'impact radiologique sur l'environnement a donc été réalisée pour MARINA II pour la période 1986-2001, sur la base des développements existants, qualifiés de préliminaires (CE, 2003b). La gamme de variation des débits de dose estimés pour les organismes marins s'étend sur 5 ordres de grandeur sur la région OSPAR, jusqu'à 0,1 mGy par jour. Cette étude a conclu à l'absence d'impact sur les populations d'organismes marins, sur la base des connaissances disponibles, en soulignant que la méthodologie mise en œuvre, en plein développement, connaîtrait dans le futur des améliorations certaines.
- (96) L'évaluation réglementaire du risque radiologique encouru par les zones Natura 2000 exposées à des rejets autorisés de substances radioactives a été conduite dès 2000 en Angleterre et au Pays de Galles, par l'agence de l'environnement britannique (UK-EA). Cet examen a été réalisé en trois étapes. La première a consisté à déterminer quelles activités pouvaient, par leur nature ou leur localisation, affecter potentiellement les zones concernées. Les autorisations correspondantes ont ensuite fait l'objet d'une évaluation de type dépistage, le seuil en dessous duquel il n'y aurait pas d'effets adverses pour les zones Natura 2000 étant fixé à 1 mGy.j⁻¹ (*i.e.*, valeur la plus faible recommandée par l'AIEA (1992) et l'UNSCEAR (1996)). Pour une dizaine d'autorisations, l'analyse des expositions pour les organismes non humains a conduit à des estimations de débits de dose entre 0,5 et 1 mGy.j⁻¹, et pour deux cas, les débits de dose estimés ont dépassé 12 mGy.j⁻¹. La troisième et dernière étape a consisté à reprendre les évaluations de risque radiologique pour les sites concernés par le dépassement du critère de protection, après révision à la baisse des autorisations correspondantes. Le risque radiologique pour l'environnement a alors été estimé avec l'outil ERICA. Dans cette nouvelle configuration, les débits de dose estimés se sont révélés inférieurs au seuil de 1 mGy.j⁻¹ retenu par l'agence.
- (97) L'application associée au rapport R&D128 (UK-EA, 2001) n'a été développée qu'en tant qu'outil de dépistage destiné à permettre à l'agence de l'environnement britannique de tenir ses échéances réglementaires antérieures à la date de mise à disposition de l'outil ERICA. Dès sa conception, il n'a donc pas été prévu d'en poursuivre le développement, l'agence ayant fait le choix d'utiliser l'outil ERICA une fois celui-ci finalisé. Cependant, l'outil ERICA ne permet de traiter ni les gaz rares ni le radon, d'où le

développement d'un module dédié au radon et une utilisation du tableur qui se poursuit sur les cas le nécessitant.

- (98) Sur la période 2000-2004, le projet européen EPIC (Environmental Protection from Ionising Contaminants, Programme EC Inco-Copernicus) a eu pour objectif d'examiner la protection de l'environnement arctique contre les effets des rayonnements ionisants. Il a permis : (i) la collecte de données sur le comportement des radionucléides dans ces milieux, (ii) la suggestion d'organismes de référence arctiques, (iii) le développement d'un jeu de modèles de dose pour ces organismes, (iv) la compilation d'informations sur les relations dose-effets et l'évaluation des conséquences radiologiques potentiels pour les organismes de référence. Deux évaluations d'impact environnemental ont été réalisées pour tester le système proposé, l'une sur le milieu marin, l'autre sur le milieu terrestre, positionnant l'impact estimé (de l'ordre de 10^{-2} à 10^{-1} mGy sur 20 ans pour les organismes marins et de 10^{-1} à 10^2 mGy sur un an pour les organismes terrestres) au regard du bruit de fond naturel (Brown *et al.*, 2003). Les auteurs ont alors jugé cet impact faible. Les conclusions mises en avant indiquaient la nécessité de poursuivre d'une part les développements méthodologiques relatifs à l'évaluation de l'impact radiologique sur l'environnement et d'autre part l'acquisition d'informations complémentaires, en insistant sur les lacunes de connaissances tant sur les transferts que sur les effets.
- (99) Parallèlement et en étroite concertation avec le projet EPIC, le projet FASSET (Framework for Assessment of Environmental Impact, Larsson *et al.*, 2004) initiait le développement de la méthodologie dite aujourd'hui ERICA. Cette approche a été testée en amont de la mise à disposition de l'outil éponyme sur cinq cas d'étude, pour en évaluer l'applicabilité, pour comparer prédictions et observations à la fois en termes d'activités et d'effets induits et enfin pour orienter en conséquence les développements futurs de l'outil (Beresford et Howard, 2005). Les scénarios ont été choisis de manière à couvrir toutes les composantes de tout type d'écosystèmes et toutes les situations d'application de la méthode : i) sites à radioactivité naturelle renforcée en lien avec des pratiques industrielles (*e.g.*, exploitation de ressources minières, production d'engrais phosphatés...), ii) sites sous autorisation de rejets, iii) zones contaminées pour lesquelles des effets radio-induits ont été reportés. Les points alors mis en exergue se rapportent à la nécessité de préciser très clairement le domaine d'applicabilité de la méthodologie, de fournir un guide utilisateur très complet assistant l'évaluateur à chaque étape, d'utiliser une terminologie claire et homogène entre l'outil et tous les documents s'y rapportant, de revoir la liste des organismes de référence considérés et d'étendre la liste des radionucléides présents dans l'outil en priorisant les besoins.
- (100) Des exercices d'inter-comparaison des approches, méthodes et outils dévolus à la radioprotection de l'environnement sont régulièrement menés dans le cadre des programmes de l'AIEA (EMRAS I, 2003-2007 ; EMRAS II, 2009-2011 ; MODARIA, 2012-2015, annexe p.137).
- (101) Lors du programme EMRAS I, deux exercices furent menés (AIEA, 2012 ; descriptif détaillé dans le CD accessible en ligne à l'adresse http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TE_1678_CD/Start.pdf). Le premier portait sur la comparaison des éléments de base de l'évaluation du risque radiologique pour l'environnement, à savoir les paramètres des modèles dosimétriques et de transfert pour un nombre limité de radionucléides et d'organismes (Vives i Batlle *et al.*, 2007), le deuxième sur une comparaison modèles-mesures (Yankovich *et al.*, 2010). Les conclusions en termes de dosimétrie indiquent une bonne concordance pour l'exposition interne, à la condition d'indiquer explicitement comment les descendants sont pris en compte, et des écarts plus

marqués pour l'exposition externe (inférieurs à un ordre de grandeur), notamment concernant les émetteurs α et β . Le groupe a cependant conclu que ces divergences n'avaient que peu d'importance, étant donné que l'exposition externe du biota à ces types d'émetteurs a peu de signification biologique au regard de leur faible parcours dans la matière. L'inter-comparaison des calculs de débits de dose aux organismes non-humains a été étendue dans le cadre du programme EMRAS II à 74 radionucléides et 10 approches dosimétriques (Vives i Batlle *et al.*, 2011). Les conclusions en sont similaires à celles de l'exercice précédent (concordance des résultats, avec une variation sur les débits de dose interne de l'ordre de 30 % pour un ordre de grandeur en exposition externe). Quatre facteurs pouvant faire varier le débit de dose ont alors été soulignés : la prise en compte ou non des descendants (et du critère de sélection à leur appliquer), la divergence du choix de l'organisme de référence décrivant une espèce réelle, l'hétérogénéité de la description des milieux, et l'origine des données nucléaires employées (variation des énergies émises par un même radionucléide selon les sources). À l'opposé, les comparaisons portant sur le transfert des radionucléides ont révélé des écarts de trois ordres de grandeur ou plus entre les différentes approches testées. En accord avec les résultats précédents, les écarts observés lors de la comparaison modèles-mesures ont généralement été d'un ordre de grandeur, atteignant parfois deux ordres ou plus, du fait du transfert. Mais au final, les débits de dose estimés sont dans une fourchette inférieure à un facteur 10, la sommation sur l'ensemble des radionucléides lissant les sur- et sous-estimations propres à chacun d'eux.

- (102) Considérant les conclusions des programmes précédents, les comparaisons se poursuivent dans le cadre du programme de l'AIEA MODARIA, avec un focus sur la mise en œuvre d'approches dynamique pour le milieu marin, en lien avec l'accident de Fukushima.
- (103) Parallèlement aux informations issues des exercices d'intercomparaison, les deux derniers programmes de radioécologie de l'AIEA exploitent également le retour d'expérience sur la mise en œuvre et la dérivation des valeurs de référence pour la radioprotection de l'environnement. Dans l'objectif d'établir des relations dose-effet toujours plus robustes entre l'exposition aux rayonnements ionisants de la flore et de la faune et les effets consécutifs, la base de données FREDERICA a été mise à jour (cf. annexes) puis ré-exploitée lors d'EMRAS II, sur la base d'une nouvelle analyse statistique des relations dose-réponse constructibles. À cette occasion, une comparaison entre données de radiotoxicité acquises *in situ* et en conditions contrôlées a été entreprise (Garnier-Laplace *et al.*, 2013). Il en ressort une apparente plus grande radiosensibilité (d'un facteur 4 à 6) des organismes sur le terrain qu'en laboratoire. Plusieurs explications sont avancées (durée d'exposition -e.g. une vs. plusieurs générations -, espèces testées, critères d'effet suivis...) qui conduisent les auteurs à recommander l'adoption de stratégies d'échantillonnage de terrain plus robustes pour limiter le poids des facteurs confondants.
- (104) La question des extrapolations individu-population, pointée notamment par Garnier-Laplace *et al.* (2013), a été abordée dans le cadre d'EMRAS II et continue à être explorée dans MODARIA. Des modèles de dynamique de population ont été proposés pour aider à dériver, à partir de données de radiotoxicité individuelle, un critère de radioprotection valide pour une population (AIEA, 2014a), l'objectif final étant d'intégrer ce type de modèle dans l'analyse des effets des rayonnements ionisants, pour conférer plus de robustesse aux critères de radioprotection de l'environnement qui en sont dérivés. Cette approche semble prometteuse mais souffre d'un manque de données qui en rend difficile la généralisation à un nombre suffisamment important d'organismes. Les travaux en cours dans MODARIA sont par conséquent organisés pour répondre à ce besoin de généralisation.

(105) Le forum de collaboration international BIOPROTA réunit des régulateurs et des opérateurs européens ayant une responsabilité au regard de la mise en œuvre d'une gestion sûre et acceptable des déchets radioactifs. Il traite des incertitudes clés dans l'évaluation de l'impact à long terme des rejets dans l'environnement des contaminants issus des pratiques de gestion des déchets radioactifs. L'objectif est de rendre disponible les meilleures sources d'information pour justifier les hypothèses de modélisation inhérentes à ce contexte. Lorsque des besoins communs sont identifiés entre plusieurs projets d'évaluation dans différents pays, un effort commun est fait pour y répondre. Le groupe s'est intéressé à ce titre à la démonstration de conformité des études de sûreté post-fermeture des stockages de déchets radioactifs avec des objectifs de protection pour les organismes non-humains (Smith *et al.*, 2012). Les informations réunies dans ce cadre sont présentées comme une approche transitoire dans l'attente de l'établissement des principes pouvant régir une étude de sûreté post-fermeture, en l'absence de recommandations internationales pleinement formulées et acceptées.

(106) La simplicité voulue des évaluations de type dépistage a conduit au concept d'un critère unique de protection, qui n'est pas une limite mais un seuil en dessous duquel la protection des organismes non-humains ne demande pas de démonstration supplémentaire. Les membres de BIOPROTA considèrent toutefois nécessaire de développer une approche plus structurée, pour gérer les situations dans lesquelles ces critères actuels de protection de niveau dépistage sont dépassés. Pour contribuer aux discussions internationales en cours sur la question, également soulevée par exemple dans le cadre du projet européen PROTECT, mais aussi offrir une solution d'attente à ses membres qui en auraient l'utilité, le forum BIOPROTA a proposé une approche à deux étapes et trois zones (Figure 12), présentée comme plus pertinente pour les évaluations à long terme de l'impact potentiel des stockages profonds de déchets radioactifs. L'idée sous-jacente est de promouvoir une approche fondée sur le risque, proportionnée au niveau d'effort requis pour la réalisation et l'interprétation d'une évaluation. BIOPROTA rejoint en cela la CIPR, au regard de la manière dont celle-ci présente la mise en œuvre des DCRLs (cf. §.3.1.1, CIPR 2014).

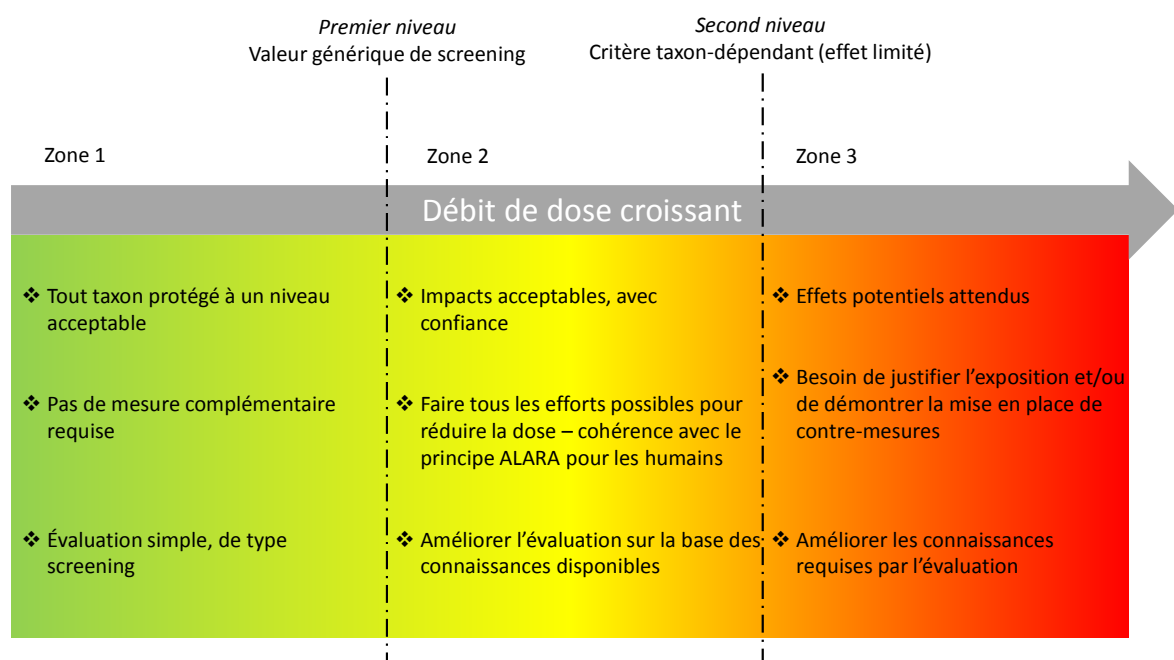


Figure 12 : approche structurée proposée par le forum BIOPROTA pour l'évaluation à long terme de l'impact des stockages profonds

- (107) Dès 1999, une évaluation de type dépistage des débits de dose absorbés par une sélection d'organismes aquatiques (plantes, poissons, mollusques et oiseaux prédateurs de poissons) a été conduite conjointement par le cabinet SENES consultants, COGEMA et un universitaire en aval du complexe nucléaire de Marcoule sur le Rhône (Saint-Pierre *et al.*, 1999). Les résultats obtenus ont été utilisés pour déterminer qualitativement la magnitude des impacts potentiels de l'exposition aux radionucléides artificiels et naturels présents dans le milieu aquatique, sur la santé de ces organismes. Les débits de dose estimés s'étendent sur trois ordres de grandeur, les valeurs les plus hautes variant de $4,8 \cdot 10^{-4}$ à $5,8 \cdot 10^{-3} \text{ mGy}\cdot\text{j}^{-1}$. Selon la publication (Saint-Pierre *et al.*, 1999), considérant que ces niveaux sont très inférieurs aux valeurs guides internationales recommandées pour la protection des organismes aquatiques, les niveaux de radioactivité mesurés en routine dans les organismes étudiés n'ont pas été considérés comme susceptibles d'affecter la santé de la flore et de la faune locales. Aucune évaluation complémentaire n'a alors été jugée nécessaire.
- (108) Trois ans plus tard, COGEMA a mandaté SENES pour une étude similaire destinée à évaluer les doses reçues par les organismes marins du fait de leur exposition aux effluents liquides radioactifs rejetés par l'usine de La Hague (Chambers *et al.*, 2005), le long des côtes du Nord-Cotentin. Les débits de dose pour la sélection d'organismes dits représentatifs ont été estimés à partir des concentrations en radionucléides dans l'environnement collectées par le GRNC. L'évaluation de l'impact a été réalisée par comparaison des débits de dose d'exposition aux valeurs de référence en termes d'effet. Ce sont celles proposées par l'UNSCEAR et l'AIEA qui ont été retenues (cf. annexe 9.1). Elles ont été complétées par celles établies par SENES à partir de la base de données FRED, constituée lors du projet FASSET et à l'origine de FREDERICA (Copplestone *et al.*, 2005). Les auteurs de l'étude ont conclu que les débits de dose imputables aux rejets radioactifs en mer de l'usine de la Hague sont faibles (inférieurs à $10^{-3} \text{ mGy}\cdot\text{j}^{-1}$) et en général très inférieurs aux valeurs guides référencées, en accord avec les conclusions du projet MARINA II pour cette zone (CE, 2003b).
- (109) Après les études menées sur les sites nucléaires de Marcoule et la Hague, SENES a été sollicité en 2006 par l'association nucléaire mondiale (World Nuclear Association) pour dresser un panorama représentatif des évaluations de risque écologique conduites jusqu'alors (Chambers *et al.*, 2008). Les études ainsi sélectionnées sont représentatives de l'ensemble du cycle nucléaire, depuis les activités minières jusqu'au stockage des déchets en passant par la production d'énergie. Les sites à radioactivité naturelle renforcée (NORM) et l'impact des retombées de l'accident de Tchernobyl ont également été examinés. Cette synthèse conclut de façon générale que le fonctionnement normal des installations du cycle, quelles qu'elles soient, génère un niveau d'exposition des organismes non-humains faible et inférieur (de 2 à 5 ordres de grandeur) aux débits de dose de référence, retenus par les évaluateurs et auxquels des effets sur la santé des populations non-humaines pourraient être attendus. Pour les quelques cas où ces débits de dose de référence sont dépassés, l'extension géographique des zones concernées est limitée aux sites eux-mêmes ou à leur très proche voisinage (sites d'entreposage et stockage des déchets). Enfin, même lorsque des doses et débits de dose très élevés ont été reçus par la faune et la flore, comme à proximité de la centrale de Tchernobyl après l'accident (de l'ordre de 700 mGy en trois mois selon les auteurs), Chambers *et al.* (2008) considèrent que les populations affectées ont récupéré dans un temps raisonnablement court après que les débits de dose ont diminué. Pour ces auteurs, le système de protection radiologique alors en place a fourni un niveau adéquat de protection des populations non-humaines exposées à des rejets autorisés de substances radioactives.

- (110) À la suite de ces diverses études, SENES Consultants a procédé en 2010 à une comparaison de trois approches/outils présentées comme « populaires » pour l'évaluation du risque radioécologique (Garisto *et al.*, 2010). Il s'agit du modèle RESRAD-Biota, de l'outil ERICA et de leur propre modèle (SENES Risk Model). En se basant sur un cas d'étude, les méthodologies qui sous-tendent ces modèles ont été comparées, ainsi que les paramètres utilisés par défaut dans les applications informatiques correspondantes. Garisto *et al.* (2010) concluent de cet exercice à l'absence de réelle différence méthodologique entre les 3 approches. Ils mettent par contre en évidence une grande variabilité des paramètres proposés par défaut, pouvant atteindre jusqu'à 5 ordres de grandeur (coefficient de partage solide-liquide¹⁴ du polonium). Ils soulignent en outre quelques divergences conceptuelles impactant selon eux l'incertitude des résultats et le degré de confiance qui peut leur être accordé. Ainsi, RESRAD-Biota et l'outil ERICA sont basés sur l'utilisation de facteurs de transfert agrégés, contrairement au modèle SENES, qui distingue les différentes voies d'internalisation des radionucléides par les organismes. De même, RESRAD-Biota considère des catégories animales très larges, du type « animal aquatique ». Pour Garisto *et al.*, ces agrégations sont préjudiciables à la transparence de l'évaluation et en augmentent les incertitudes. Ils plaident donc pour un usage minimaliste des paramètres agrégés et des outils du type « boîte noire ».
- (111) En complément de la revue faite par Chambers *et al.* (2008), l'examen de la littérature internationale révèle que, sur les 5 dernières années, plus d'une trentaine de publications scientifiques ont présenté des résultats d'évaluation de risque radiologique pour l'environnement (Tableau 6). Généralement, les auteurs concluent que l'application des méthodes retenues pour évaluer le risque radiologique pour l'environnement conduit à écarter celui-ci, à quelques exceptions près. Les évaluations faites au voisinage de la centrale accidentée de Tchernobyl ainsi que sur son bassin de refroidissement révèlent sous certaines conditions des débits de dose supérieurs aux critères de protection proposés au niveau international. C'est également le cas pour certaines études portant sur des mines d'uranium (*e.g.*, Slovénie, Russie, Asie centrale), ainsi que sur les cours d'eau les plus impactés par des contaminations radioactives dans l'ex-URSS. Parmi les documents consultés, le dernier cas conduisant également à une situation à risque écologique en raison d'une exposition aux rayonnements ionisants est celui, théorique, de l'accident d'un sous-marin nucléaire en mer de Barents (Iospje et Liland, 2012).

¹⁴ Rapport entre la concentration du polonium dans la phase solide et sa concentration dans la phase liquide

Tableau 6 : aperçu de la littérature internationale parue au cours des 5 dernières années et présentant des évaluations de risque radiologique pour l'environnement et différents cas d'étude

Année	Zone géographique	Situation d'exposition	Origine	Approche/méthode/outil	Écosystème	Référence
2009	Russie (Komi / Vodny)	existante	Mines uranium / production de radium	ERICA	Terrestre (plantes)	Evseeva <i>et al.</i> , 2009
2010	Ukraine (Tchernobyl)	existante	Bassin de refroidissement (accident de Tchernobyl)	ERICA	Interface eau douce/terrestre	Oskolkov <i>et al.</i> , 2010 Oskolkov <i>et al.</i> , 2011
	Grande Bretagne (générique)	planifiée	Site de stockage géologique	ERICA	Eau douce Terrestre	Robinson <i>et al.</i> , 2010
2011	Boréal/arctique Russie (Komi)	existante	NORM Uranium/radium	Adaptation de FASSET/ERICA au contexte boréal	Eau douce Terrestre	Hosseini <i>et al.</i> , 2011a
	Norvège (Sove) Pologne (Wislinka, Kaniow)	existante	NORM	ERICA	Terrestre	Hosseini <i>et al.</i> , 2011b
	Ukraine (Tchernobyl)	existante	Accident de Tchernobyl - 25 ans plus tard	ERICA + autres approches	Terrestre	Gaschak <i>et al.</i> , 2011
	Japon	Accident	Accident de Fukushima	ERICA	Tout écosystème	Garnier-Laplace <i>et al.</i> , 2011
	Australie	existante	STEP (¹³¹ I médecine nucléaire)	ERICA	Marin	Veliscek Carolan <i>et al.</i> , 2011
	Lithuanie	existante	Bassin de refroidissement (fonctionnement normal)	ERICA	Eau douce	Nedveckaitė <i>et al.</i> , 2011
	Brésil	existante	Mines uranium ²³⁸ U, ²³² Th, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra et	???		Pereira <i>et al.</i> , 2011

Année	Zone géographique	Situation d'exposition	Origine	Approche/méthode/outil	Écosystème	Référence
			²¹⁰ Pb)			
2012	Belgique (Doel, Tihange)	existante	Effluents liquides CNPE (limites)	ERICA	Eau douce Terrestre	Vandenhove <i>et al.</i> , 2012 Vandenhove <i>et al.</i> , 2013
	Lithuanie (Ignalina/lac Druksiai)	existante	Bassin de refroidissement (fonctionnement normal)	ERICA	Eau douce	Prokopciuk <i>et al.</i> , 2012
	Inde (golfe de Mannar)	existante (bruit de fond ²¹⁰ Po / ²¹⁰ Pb)	Sans objet	ERICA	Marin	Feroz Khan et Godwin Wesley, 2012
	Norvège (Mer de Barents)	existante	Anthropogénique	ERICA	Marin	Gwynn <i>et al.</i> , 2012
	Norvège (Mer de Barents)	planifiée	Accident sur un sous-marin nucléaire	NRPA	Marin	Iosjpe et Liland, 2012
	Ex-URSS (Tchernobyl, trace radioactive de l'Est Oural, rivières Techa et Yenisei)	existante	Anthropogénique accidents notamment)	Propre à la publication	Eau douce	Kryshev et Sazykina, 2012
	Slovénie (Zirovski vrh)	existante	Mines (²³⁸ U, ²³⁴ U, ²²⁶ Ra, ²³⁰ Th)	ERICA	Eau douce Terrestre	Cerne <i>et al.</i> , 2011
2013	Lithuanie	existante	Site de stockage subsurface de déchets	RESRAD-Biota ERICA	Terrestre	Nedveckaitė <i>et al.</i> , 2013
	Asie centrale	existante	Mines uranium	ERICA	Eau douce Terrestre	Oughton <i>et al.</i> , 2013 Skipperud <i>et al.</i> ,

Année	Zone géographique	Situation d'exposition	Origine	Approche/méthode/outil	Écosystème	Référence
						2013
	Suède (Forksmark)	planifiée	Site de stockage (dossier d'autorisation)	ERICA	Eau douce Terrestre	Torudd et Saetre, 2013
	Finlande	existante	Retombées de Tchernobyl	ERICA	Terrestre (gibier)	Vetikko et Kostiainen, 2013
	Japon/USA	existante	Retombées de Fukushima sur 4 mois après l'accident	EDEN	Marin	Fischer <i>et al.</i> , 2013
	Corée du sud	existante	Retombées de Fukushima en mars-avril 2011	K-BIOTA (annexe p.118)	Eau douce Terrestre	Keum <i>et al.</i> , 2013
2014	Slovénie (Zirovski vrh)	existante	Mines (^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{230}Th)	ERICA	Zones humides	Smodis <i>et al.</i> , 2014
	Japon	existante	Retombée de Fukushima sur 100 jours après l'accident	K-BIOTA	Marin	Keum <i>et al.</i> , 2014

(112) En 2011, l'UNSCEAR a mis en place un groupe d'experts international pour analyser l'impact dosimétrique de la catastrophe de Fukushima, et les implications sur la santé, pour les travailleurs, le public et les espèces non humaines. En ce qui concerne l'impact aux écosystèmes, ce travail constitue la première évaluation internationale quantifiant le risque radiologique pour la vie sauvage exposée suite à l'accident. Cette étude, publiée dans le document paru en avril 2014 (UNSCEAR, 2014), a été réalisée en appliquant l'approche de la CIPR combinée à (1) l'utilisation de l'outil ERICA pour l'évaluation à moyen et long terme (i.e. après juin 2011 où l'exposition aux radionucléides peut être considérée comme chronique), complété par des modèles cinétiques de bioaccumulation des radionucléides chez diverses espèces pour estimer l'évolution des doses et débits de dose en fonction du temps pendant les 2 à 3 mois immédiatement consécutifs à l'accident (où l'exposition aux radionucléides peut être considérée comme aigue), (2) l'utilisation de près de 10000 résultats de surveillance pour les compartiments environnementaux d'intérêt pour une telle évaluation (concentrations en radionucléides dans les sols, les eaux de mer, diverses espèces) (Strand *et al.*, 2014). Sur la base des calculs de doses et débits de doses réalisés, les effets sur diverses espèces non humaines ont été inférés à partir de la comparaison aux valeurs de référence existantes. Les conclusions de cette étude sont les suivantes pour les espèces terrestres : les effets dits aigus (à court terme dans les quelques semaines après l'accident) sont peu probables et les effets chroniques (à moyen terme dans les mois voire les années après l'accident) peuvent concerner les espèces les plus radiosensibles (mammifères) localisées dans une aire géographique restreinte caractérisée par des dépôts élevés (i.e. lobe nord-ouest jusqu'à ca. 100 km de la centrale accidentée). Pour les espèces marines, les doses calculées pour la phase à court terme après les rejets n'indiquent pas la possibilité d'effets aigus pour les populations sauf pour les macro-algues proches de l'émissaire de rejet ; à moyen et long terme, les niveaux d'exposition des espèces d'eau douce et marines sont bien inférieurs à ceux caractéristiques d'effets significatifs. En plus des conclusions issues de cette évaluation du risque aux espèces sauvages, les enseignements méthodologiques ont pu être tirés et partagés au niveau international : (i) cette étude est le premier cas d'application de l'approche de la CIPR en situation d'exposition d'urgence et post-accidentelle, (ii) elle est la preuve de la compatibilité des développements et outils réalisés notamment au niveau européen et international, (iii) elle démontre comment utiliser les données issues de la surveillance environnementale pour compléter et valider les estimations de doses et débits de dose aux espèces non humaines. Par ailleurs, les conclusions de cette étude sont en désaccord avec les quelques observations réalisées *in situ* qui ont rapporté des effets négatifs importants sur l'abondance des populations de diverses espèces d'oiseaux (Moller *et al.*, 2012). Cependant, ces études, à l'instar de divers travaux identiques dans la zone d'exclusion de Tchernobyl, font l'objet de désaccords scientifiques (e.g., Beresford *et al.*, 2012).

4.2 L'IMPLICATION DE L'IRSN

- (113) L'IRSN, en sa qualité d'expert public en matière de recherche et d'expertise sur les risques nucléaires et radiologiques, dispose d'un retour d'expérience en matière de radioprotection de l'environnement acquis au titre à la fois de ses missions de soutien aux autorités et de ses activités de recherche.
- (114) Au plan national, l'IRSN procède aux évaluations prospectives (situation d'exposition planifiée) du risque radiologique pour les écosystèmes dans le cadre de l'instruction pour le compte de l'ASN des dossiers d'autorisation réglementant la vie des installations nucléaires. Parallèlement, l'IRSN est également amené à travailler sur des évaluations rétrospectives (situation d'exposition existante), à l'image des

travaux réalisés pour le Groupe d'Expertise Pluraliste sur les sites miniers d'uranium du Limousin (GEP Mines) (Garnier-Laplace et Beaugelin-Seiller, 2006 ; Beaugelin-Seiller et Garnier-Laplace, 2007 ; Beaugelin-Seiller *et al.*, 2008, 2009a, 2009b). Ces travaux se sont par ailleurs poursuivis dans le cadre de la convention entre l'IRSN et le ministère de l'environnement (DGPR) pour proposer méthode, valeurs et approche pour l'évaluation et la gestion du risque écologique associé à l'uranium (et ses descendants) dans les anciens sites miniers uranifères français, en harmonie avec les pratiques existantes pour la gestion de la qualité des masses d'eau dans le contexte de la directive cadre sur l'eau (Beaugelin-Seiller *et al.*, 2009c ; Beaugelin-Seiller *et al.*, 2010 ; Beaugelin-Seiller, 2011, 2012, 2013a, 2013b ; Février et Coppin, 2012 ; Gagnaire, 2012 ; Février *et al.*, 2013 ; Simon, 2012 ; Simon *et al.*, 2013).

- (115) L'IRSN est aujourd'hui régulièrement sollicité à l'international, y compris en matière de radioprotection de l'environnement. L'Institut participe par exemple en soutien à la DGEC au comité OSPAR, pour la déclinaison de la stratégie de protection du milieu marin vis-à-vis des substances radioactives (situation d'exposition existante). Des collaborateurs de l'institut ont participé à l'évaluation de l'impact de l'accident de Fukushima sur les écosystèmes dans le cadre de l'UNSCEAR (UNSCEAR, 2014), aux travaux de l'AIEA en tant que consultant ou représentant de l'IRSN, ou encore sont membres de divers comités de la CIPR dont le comité 5, et animent et/ou participent à divers groupes de travail du programme MODARIA de l'AIEA.

4.2.1 SITUATIONS PLANIFIEES

- (116) Les EIE soumises par les exploitants nucléaires dans le cadre des demandes d'autorisations auprès de l'ASN, commencent à traiter de la question de la radioprotection de l'environnement (cf. item (9) à (12)). EDF l'inclut ainsi aujourd'hui systématiquement dans l'étude d'impact associée à chaque étape du cycle de vie des CNPE, sur la base de l'approche consensuelle européenne formalisée par l'outil ERICA.
- (117) L'IRSN conduit généralement sa propre évaluation sur ces dossiers, en utilisant les outils et les données les plus à jour et les plus adaptés. L'approche principale mise en œuvre est celle issue du projet ERICA, sur la base des hypothèses les plus pénalisantes, notamment en termes d'exhaustivité du terme source. Ainsi, le fonctionnement normal des installations nucléaires peut conduire au rejet dans l'environnement de gaz rares et de radionucléides absents de la configuration par défaut de l'outil associé. L'IRSN débute alors directement son évaluation à l'étape 2 de l'approche (cf. section 12.2 Fiche descriptive ERICA), ce qui permet d'ajouter les radionucléides manquants, en renseignant les paramètres associés nécessaires au déroulement des calculs. Les gaz rares sont pris en compte en tant que de besoin *via* le tableur associé à l'approche R&D 128 (Copplestone *et al.*, 2002). La combinaison des résultats produits par les deux outils conduit alors généralement à la prise en compte la plus complète possible des radionucléides présents dans les effluents autorisés rejetés par les installations nucléaires.
- (118) À ce jour, les expositions des écosystèmes recevant les effluents radioactifs produits en fonctionnement normal par les CNPE ont toujours été estimées par l'IRSN inférieures de plusieurs ordres de grandeur au critère de protection retenu ($0,24 \text{ mGy.j}^{-1}$, débit de dose sans effet connu assurant la protection vis-à-vis d'une exposition chronique aux rayonnements ionisants de 95 % des espèces de tout écosystème, déterminé dans le cadre du projet ERICA), conformément aux hypothèses à l'origine des développements méthodologiques européens (Tableau 7).

Tableau 7 : synthèse des évaluations de risque radiologique conduites par l'IRSN en soutien à l'analyse de dossiers d'exploitants

Objet	Nature du dossier	Terme-source qualitatif	Gamme de débits de dose estimés (minimum - maximum, mGy.j ⁻¹)		Effets attendus
			Milieu terrestre	Milieu aquatique	
Production d'électricité	Renouvellement des autorisations de rejet Prescriptions de rejet pour une installation de stockage de déchets	^{108m} Ag, ^{110m} Ag, ²⁴¹ Am, ¹⁴ C, ⁴¹ Ca, ¹⁰⁹ Cd, ^{113m} Cd, ³⁶ Cl, ²⁴⁴ Cm, ⁵⁸ Co, ⁶⁰ Co, ⁵¹ Cr, ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs, ¹⁵² Eu, ⁵⁵ Fe, ³ H, ¹³¹ I, ¹³³ I, ⁴⁰ K, ⁵⁴ Mn, ⁹⁹ Mo, ⁹⁴ Nb, ⁵⁹ Ni, ⁶³ Ni, ²³⁷ Np, ²³⁸ Pu, ²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu, ²⁴¹ Pu, ¹²⁴ Sb, ¹²⁵ Sb, ⁹⁰ Sr, ^{99m} Tc, ^{123m} Te, ²³⁴ U, ²³⁸ U	4,3 10 ⁻⁵ - 1,0 10 ⁻⁴ (reptile)*	1,4 10 ⁻⁵ - 1,9 10 ⁻² (larve d'insecte)	néant
	Renouvellement des autorisations de rejet	^{110m} Ag, ²⁴¹ Am, ¹⁴ C, ³⁶ Cl, ⁵⁸ Co, ⁶⁰ Co, ⁵¹ Cr, ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs, ¹⁵² Eu, ⁵⁵ Fe, ³ H, ¹³¹ I, ¹³³ I, ⁵⁴ Mn, ⁶³ Ni, ²³⁸ Pu, ²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu, ²⁴¹ Pu, ¹²⁴ Sb, ¹²⁵ Sb, ¹⁵¹ Sm, ⁹⁰ Sr, ^{123m} Te	7,8 10 ⁻⁶ - 2,1 10 ⁻⁵ (reptile)	2,0 10 ⁻⁶ - 2,9 10 ⁻³ (larve d'insecte)	néant
	Renouvellement des autorisations de rejet	^{110m} Ag, ¹⁴ C, ⁵⁸ Co, ⁶⁰ Co, ⁵¹ Cr, ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs, ³ H, ¹³¹ I, ⁵⁴ Mn, ⁶³ Ni, ¹²⁴ Sb, ¹²⁵ Sb	7,2 10 ⁻⁶ - 1,9 10 ⁻⁵ (reptile)	2,2 10 ⁻⁷ - 6,5 10 ⁻⁴ (larve d'insecte)	néant
Amont du cycle	Autorisation de création d'une installation d'entreposage de boues de décantation	²²⁷ Ac, ²³¹ Pa, ²¹⁰ Pb, ²¹⁰ Po, ²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu, ²²³ Ra, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²²⁷ Th, ²²⁸ Th, ²³⁰ Th, ²³² Th, ²³⁴ Th, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁶ U, ²³⁸ U	Sans objet	4,4 10 ⁻⁴ - 7,4 10 ⁻² (larve d'insecte)	néant
Amont du cycle	Modification de l'autorisation de rejet	¹⁴⁴ Ce, ¹³⁷ Cs, ⁹⁵ Nb, ²³⁷ Np, ²³⁹ Pu, ¹⁰⁶ Ru, ⁹⁹ Tc, ²²⁸ Th, ²³⁴ Th, ²³² U, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁶ U, ²³⁸ U, ⁹⁵ Zr	1,6 10 ⁻⁶ - 6,4 10 ⁻⁵ (lichens et bryophytes)	1,1 10 ⁻⁵ - 3,1 10 ⁻³ (larve d'insecte)	néant
Amont du cycle	Suivi d'une installation de stockage de résidus de traitement du minerai	²²⁷ Ac, ²³¹ Pa, ²¹⁰ Pb, ²¹⁰ Po, ²²³ Ra, ²²⁶ Ra, ²²⁷ Th, ²³⁰ Th, ²³⁴ Th, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁸ U	Sans objet	2,2 10 ⁻² - 9,7 10 ⁰ (larve d'insecte)	Risque pour différents organismes, lié aux scénarios d'exposition considérés

*organisme de référence le plus exposé

4.2.2 SITUATIONS EXISTANTES

- (119) Mis en place en 2006 par les ministres en charge de l'environnement, de l'industrie et de la santé, le **Groupe d'Expertise Pluraliste (GEP) sur les sites miniers d'uranium** a rendu ses conclusions en 2010. Son objectif était, à partir d'un état des lieux critique de la situation des anciens sites miniers du Limousin, de proposer aux pouvoirs publics des pistes d'amélioration des conditions de surveillance et de gestion à long terme de l'ensemble des anciens sites miniers d'uranium et, le cas échéant, identifier des actions permettant d'en réduire les impacts actuels et futurs.
- (120) Dans le cadre de ses travaux sur l'impact environnemental des anciennes mines d'uranium, le GEP s'est largement appuyé sur les compétences scientifiques et techniques de l'IRSN sur le sujet. Cette contribution s'est concrétisée par une série de rapports (Garnier-Laplace et Beaugelin-Seiller, 2006 ; Beaugelin-Seiller et Garnier-Laplace, 2007 ; Beaugelin-Seiller *et al.*, 2008, 2009a, 2009b) qui ont alimenté les réflexions du groupe mais également des pouvoirs publics. Le travail effectué explore, au travers de l'exemple du bassin versant de la rivière Ritord, la question de l'évaluation des risques pour les écosystèmes, en couvrant la chimiotoxicité et la radiotoxicité de l'uranium. Afin d'assurer la cohérence des deux volets, la méthode préconisée pour l'évaluation du risque radiologique s'est inspirée des concepts et principes sous-tendant l'approche ERICA, alors en développement.
- (121) Les résultats de l'évaluation ainsi réalisée ont apporté des réponses quant à l'évaluation du risque environnemental associé aux rejets d'uranium dans le bassin versant du Ritord. Toutefois, un certain nombre de questions n'ont pas été résolues, essentiellement au regard de l'aspect chimique du problème. Concernant la radiotoxicité pour la vie sauvage, le risque a finalement été écarté par une approche probabiliste (dans 90% des cas d'exposition, ce serait moins de 10% des espèces qui seraient affectées, avec une intensité d'effet de 10%, par leur exposition aux radionucléides pris en considération). Les conclusions de cette étude sont à l'origine d'une partie des recommandations formulées par le GEP (GEP, 2010), dont la nécessaire caractérisation du bruit de fond, la détermination de l'état d'équilibre des chaînes de décroissance des isotopes de l'uranium, la connaissance de la flore et la faune locales, ou encore l'acquisition de données nécessaires à la modélisation de la spéciation du métal.
- (122) Dans le cadre de la **convention OSPAR**, une évaluation de l'état de santé de la zone maritime couverte par ce texte est réalisée périodiquement. Dans l'optique de la préparation de l'évaluation générale de 2010, quatre évaluations thématiques ont été conduites au regard de la stratégie OSPAR pour les substances radioactives, dont l'une dédiée à l'impact sur le milieu vivant marin des sources anthropiques passées et présentes de substances radioactives (OSPAR, 2009). À cette fin, l'IRSN a produit une étude en trois volets (Garnier-Laplace et Beaugelin-Seiller, 2007). Sur la base d'un état de l'art sur l'évaluation des risques et de l'impact écologique des substances radioactives, l'institut a proposé une méthode visant à démontrer les éventuelles répercussions des progrès réalisés par les parties contractantes, en termes de réduction de leurs apports anthropiques de substances radioactives, sur les débits de dose aux organismes

marins. Enfin, la méthode a été mise en œuvre sur les régions maritimes définies dans OSPAR pour lesquelles les données nécessaires étaient disponibles.

- (123) L'approche ERICA a été retenue car elle représente la seule référence européenne permettant une évaluation intégrée des doses absorbées par la vie sauvage. Toutefois, une intercomparaison a été conduite de manière sélective avec les outils RESRAD-Biota et les feuilles de calcul associées au rapport R&D 128 de l'agence pour l'environnement britannique. Finalement, la flexibilité de l'approche ERICA, en termes de radionucléides et d'organismes, s'est révélée plus adaptée aux besoins d'OSPAR et a primé pour sa sélection.
- (124) Eu égard à la liste restreinte de radionucléides envisagée par OSPAR (^3H , ^{99}Tc , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb), les conclusions de l'application de la méthode ne sont que partielles en termes de dommages biologiques potentiels des rayonnements ionisants. En effet, les résultats d'une telle évaluation de risque radiologique pour l'environnement ne sont robustes que si l'inventaire des radionucléides est exhaustif, en raison de l'additivité reconnue des effets des différents isotopes présents. Sur la période 1995-2001, intervalle retenu pour l'étude, les débits de dose calculés de façon partielle pour la série d'organismes d'intérêt sont faibles et inférieurs aux niveaux les plus bas susceptibles d'entraîner des conséquences délétères pour la vie sauvage.

4.2.3 SITUATIONS D'URGENCE

- (125) Parallèlement à ses actions d'appui aux autorités, l'IRSN se forge également son retour d'expérience par des recherches, études et expertises qu'il mène en son nom. Ainsi, dans les mois qui ont suivi l'accident sur la centrale de Fukushima Daiichi, l'IRSN a publié l'une des premières évaluations des conséquences écologiques pour les zones affectées par les retombées (Garnier-Laplace *et al.*, 2011). Sur la base des quelques premières informations partielles disponibles sur la contamination de l'environnement forestier et marin, les débits de dose reçues par des organismes représentatifs de groupes taxonomiques variés les 30 premiers jours consécutifs à l'accident ont été évalués de façon générique avec l'outil ERICA. La comparaison entre les résultats obtenus avec l'approche très conservatrice mise en œuvre et les DCRLs de la CIPR a montré un risque pour l'écosystème marin, et certains groupes d'animaux ou plantes terrestres (Figure 13). L'IRSN a alors conclu à la nécessité de mettre en place dès que possible une surveillance à long terme de ces milieux, afin notamment de conduire des recherches sur les effets transgénérationnels des faibles doses, sujet toujours controversé plus de 25 ans après l'accident de Tchernobyl.
- (126) Dans l'hypothèse de l'identification d'un risque radiologique aux espèces non humaines dans un contexte de situations incidentelles ou accidentelles, les types d'actions concrètes à mettre en place relèvent des mesures existantes pour la conservation de certaines espèces (*e.g.*, définir des zones de protection spécifiques) et pour le suivi écologique de la démographie d'espèces ou de communautés d'espèces identifiées à risque, mesures dont la stratégie d'implémentation sera propre à chaque cas d'étude. Ces actions seront à mettre en regard des enjeux pour lesquels il convient de rappeler que la protection de l'environnement n'est qu'une facette de la phase d'optimisation de la radioprotection dans les situations d'exposition incidentelles ou accidentelles. Dans le cas des accidents majeurs de Tchernobyl ou de

Fukushima, la priorité de la phase d'urgence et sa gestion ont logiquement portées sur la radioprotection des personnes.

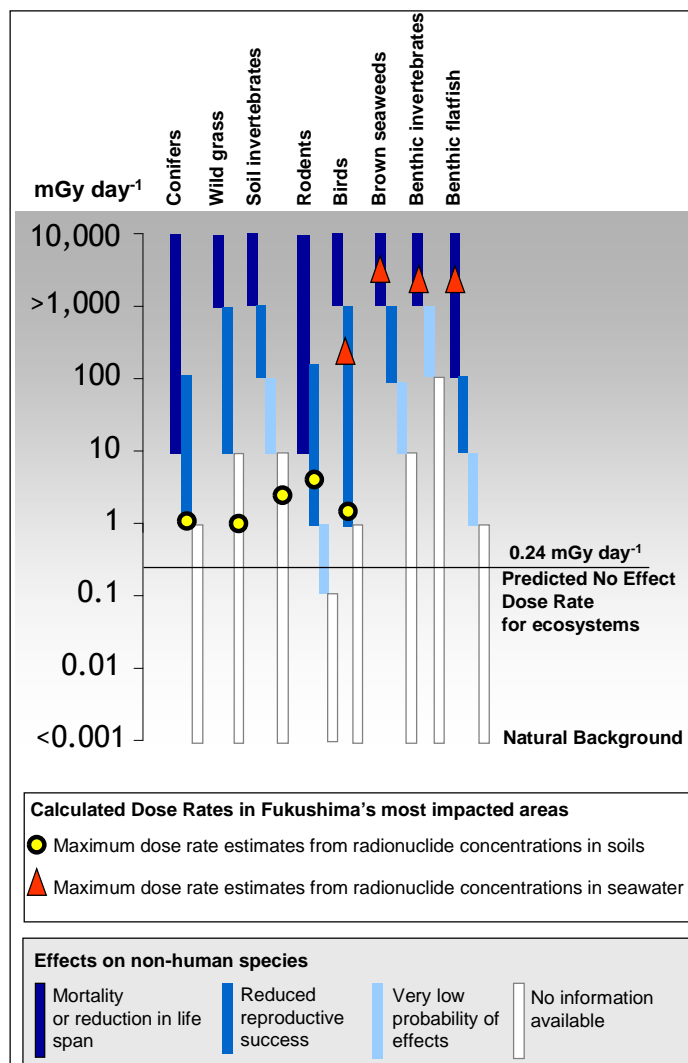


Figure 13 : effets potentiels de l'exposition aux rayonnements ionisants pour les RAPs représentatifs de divers groupes taxonomiques des écosystèmes marin et forestier et comparaison avec les débits de dose absorbés pendant le premier mois ayant suivi l'accident de Fukushima dû à l'exposition des organismes aux ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs (selon Garnier-Laplace *et al.*, 2011).

À titre d'exemple pour la lecture de ce graphique, le débit de dose maximal estimé pour les rongeurs se situe dans la gamme de dose susceptible de nuire à la reproduction et n'est que peu inférieure à celle dans laquelle la durée de vie peut être diminuée.

5 RECOMMANDATIONS - CONCLUSIONS

Suite à cet état de l'art, l'IRSN émet dix recommandations, listées ci-après. Un tableau présenté en annexe 9.8 rappelle les principaux éléments de démonstration associés à chacune des recommandations.

Positionnement général

(R1) L'IRSN considère que la prise en compte explicite de la protection de l'environnement vis-à-vis des substances radioactives au sein du corpus de textes de référence existant au niveau international (e.g., normes de base en radioprotection, conventions internationales diverses, législations spécifiques dans certains États) doit conduire à l'adoption d'une position française sur la protection de l'environnement *per se* vis-à-vis des rayonnements ionisants. Cette position sera utile aux experts techniques intervenant dans les différents groupes de travail internationaux existant ou à venir sur le sujet.

Recommandations pour les situations d'expositions planifiées

(R2) Au niveau français, l'IRSN considère qu'inclure la démonstration de la protection de l'environnement vis-à-vis des rayonnements ionisants dans le cadre de tout projet impactant potentiellement l'environnement est parfaitement cohérent avec le code de l'environnement et plus particulièrement le contenu de l'article 9¹⁵ du « décret INB » (décret 2007-1557).

(R3) L'IRSN considère que la démonstration de protection de l'environnement vis-à-vis des substances radioactives doit être intégrée au sein de l'Etude d'Impact Environnemental, au même titre que celle produite pour les substances chimiques. L'IRSN recommande que, en France, cette démonstration soit demandée de manière systématique aux exploitants de toute installation ou activité impliquant des rejets contrôlés de substances radioactives dans les milieux et susceptibles d'avoir un impact écologique. Cette démonstration sera proportionnée aux enjeux environnementaux.

(R4) L'IRSN recommande d'utiliser une approche de type graduée, qui est conforme au principe de proportionnalité de l'évaluation aux enjeux inscrit dans la législation française. Elle permet la meilleure allocation des ressources et des moyens en fonction du risque attendu, et autorise une focalisation sur les cas nécessitant un approfondissement.

(R5) L'IRSN considère que l'approche graduée ERICA, plus opérationnelle que l'approche de la CIPR tout en restant compatible avec celle-ci, constitue la base à suivre pour la démonstration explicite de la protection de l'environnement dans le cadre de l'évaluation et du contrôle de l'impact radiologique associé aux situations

¹⁵ « L'étude d'impact comprend 2° / Une analyse des effets directs et indirects, temporaires et permanents, de l'installation sur l'environnement et en particulier sur la santé, la salubrité et la sécurité publiques, sur le climat, sur la commodité du voisinage du fait des bruits, des vibrations, des odeurs ou des émissions lumineuses, sur les sites, les paysages et les milieux naturels, sur la faune, la flore et les équilibres biologiques, sur les productions agricoles et sur la protection des biens matériels et du patrimoine culturel. »

d'exposition environnementale planifiée, en complément de l'approche utilisée pour la radioprotection humaine. Cette approche est largement utilisée en Europe, et depuis quelques années en France par certains exploitants nucléaires. Elle est similaire dans la démarche, et intègre les concepts de la CIPR tout en proposant un outil et les bases de données associées, régulièrement mis à jour.

(R6) Dans le cadre de l'évaluation du risque radiologique à l'environnement, l'IRSN préconise le choix par l'évaluateur des valeurs de référence les plus adaptées à la situation traitée et d'en justifier l'origine (à l'instar des pratiques déployées pour l'évaluation du risque associé aux substances chimiques).

(R7) L'IRSN propose de mettre en place un groupe de travail dont l'objectif serait de produire un guide technique décrivant une utilisation harmonisée et optimale de l'approche et de l'outil ERICA. Ce groupe de travail devra prendre en compte les avancées méthodologiques internationales attendues notamment de la part de la CIPR et de l'AIEA. Par ailleurs, il est préconisé qu'une formation des utilisateurs aux méthodes et outils soit assurée afin d'en coordonner le déploiement.

Recommandation pour les situations d'expositions existantes

(R8) L'IRSN estime que l'approche graduée ERICA permet de couvrir les situations d'expositions existantes, en particulier grâce à sa méthode d'évaluation graduée. Afin d'enrichir le retour d'expérience pour ces situations, d'autres cas d'applications, à l'instar des cas d'études traités au sein du Groupe d'expertise pluraliste sur les Mines (GEP Mines), seraient nécessaires pour conforter cette appréciation, tout en intégrant les avancées internationales sur le sujet.

Implications pour la surveillance environnementale associée aux situations d'expositions planifiées et existantes

(R9) Pour les situations d'exposition planifiées, l'IRSN recommande qu'une réflexion soit menée sur les pratiques en place pour la surveillance environnementale de la radioactivité afin d'évaluer si les données acquises peuvent être utilisées en tant que preuves complémentaires à l'évaluation de l'impact radiologique pour les écosystèmes. De façon complémentaire, cette réflexion portera également sur l'utilisation à cette même fin des résultats de la surveillance déjà en place pour le suivi de la qualité des milieux et de la biodiversité (e.g., cas de la DCE ou de la DCSM). Pour les situations d'expositions existantes, l'IRSN recommande de compléter l'approche de démonstration faite au travers de l'étude d'impact environnemental par la mise en place d'une stratégie de surveillance écologique spécifique si cela est justifié par la pression d'exposition aux rayonnements ionisants (i.e. selon les conclusions de l'évaluation du risque radiologique).

Recommandation pour les situations d'urgence et la phase post-accidentelle

(R10) Dans le cas d'un accident majeur du type de celui de Tchernobyl ou de Fukushima, l'IRSN considère que l'enjeu de la situation d'urgence est la protection des populations humaines. Dans le cadre de la phase post-accidentelle, la protection de l'environnement pourra être considérée comme l'une des facettes à prendre en

compte pour l'optimisation de la gestion des territoires contaminés. Cette question pourrait être instruite dans le cadre d'un groupe de réflexion dédié. Aux vues de l'état de l'art, les méthodes d'évaluation du risque radiologique pour les espèces non humaines vis-à-vis des rayonnements ionisants doivent être adaptées et les données nécessaires complétées, pour répondre à ce type de situations. La réflexion du groupe proposé s'étendra aux pratiques de surveillance environnementale. Pour des accidents de moindre ampleur, il conviendrait de considérer aussi le cas d'une situation d'urgence où la protection de l'environnement serait un enjeu important notamment dans le cas d'un accident/incident impactant des espaces naturels protégés et inhabités.

6 REFERENCES

- AIEA, 1999. Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation: A Report for Discussion. AIEA TECDOC 1091. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
- AIEA, 2002. Ethical considerations in protecting the environment from the effects of ionizing radiation. A report for discussion. AIEA TECDOC 1270. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
- 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, 2003. THE PRESIDENT'S FINDINGS. International Conference on the Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation, 6-10 October 2003, Stockholm, Sweden, IAEA-J9-CN-109, 14 Octobre 2003, 6 p. Conference proceedings at http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1229_web.pdf.
- AIEA, 2005. PLAN OF ACTIVITIES ON THE RADIATION PROTECTION OF THE ENVIRONMENT. 6 p. <http://www-ns.iaea.org/tech-areas/waste-safety/coord-group-on-environment.asp?s=3&l=18>. Description des activités depuis 2005 sur <http://www-ns.iaea.org/tech-areas/waste-safety/coord-group-on-environment.asp?s=3&l=18>
- AIEA, 2006. Fundamental Safety Principles. IAEA Safety Standards for protecting people and the environment. Safety Fundamentals SF-1. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
- AIEA, 2011. Radiation Protection and safety of radiation sources: International basic safety standards Sources. Interim Edition. General Safety Requirements Part 3 - nGSR Part 3 (Interim). 96 pp. and annexes, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
- AIEA, 2012. 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, Austria.
- AIEA, 2014a. Modelling of biota dose effects. Report of Working Group 6 (Biota Dose Effects Modelling) of EMRAS II Topical Heading Reference Approaches for Biota Dose Assessment. Environmental Modelling for Radiation Safety (EMRAS II) Programme, IAEA, disponible en ligne à l'adresse suivante (page consultée le 11 avril 2014) : <http://gnssn.iaea.org/RTWS/general/Shared%20Documents/Environmental%20Assessment/EMRAS%20II%20Reports%20FINAL%20-%20pre-publication/EMRAS%20II%20WG6%20Report%20-%20FINAL.pdf>
- AIEA, 2014b. Summary notes from the Technical Meeting of the Coordination Group on Radiation Protection of the Environment : input to Safety Standards taking into account the BSS and relevant ICRP/international recommendations. IAEA, Vienna, 2-3 July 2013, April 2014, 8 p.
- AIEA, sous presse-a. Modelling Radiation Exposure and Radionuclide Transfer for Non-human Species. Report of the Biota Working Group of EMRAS I Theme 3. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
- AIEA, sous presse-b. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer to Wildlife, IAEA Technical Report Series. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

- AIEA, en préparation-a. Draft Safety Standards DS427 "Radiological Environmental Impact Assessment for Facilities and Activities". International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
- AIEA, en préparation-b. Update of Safety Series Report No. 19 "Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment" (SRS 19): Volume 1: Screening Assessment of Public Exposure; Volume 2: Generic Models for Use in Assessing the Impact of Radioactive Discharges; Volume 3: Assessing Doses to Flora and Fauna, and Environmental Impacts due to Radioactive Discharges from Facilities and Activities, IAEA Safety Report Series (in preparation).
- Andersson, P., Beaugelin-Seiller, K., Beresford, N. A., Copplestone, D., Della Vedova, C., Garnier-Laplace, J., Howard, B. J., Howe, P., Oughton, D.H., Wells, C., Whitehouse, P., 2008. Deliverable 5: Numerical benchmarks for protecting biota from radiation in the environment: proposed levels, underlying reasoning and recommendations. EC-Contract Number: 036425 (FI6R), 72 p..
- Andersson, P., Garnier-Laplace, J., Beresford, N.A., Copplestone, D., Howard, B.J., Howe, P., Oughton, D., Whitehouse, P., 2009. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (protect): proposed numerical benchmark values. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100 (12), pp. 1100-1108.
- Beaugelin-Seiller, K., 2011. Intégration du critère de radioprotection de l'environnement dans la NQE de l'uranium : application à l'eau et aux sédiments. IRSN/DEI, rapport SECRE/2011-028, 44 p.
- Beaugelin-Seiller, K., 2012. Bruit de fond géochimique de l'uranium dans les eaux de rivière de métropole - Approche méthodologique. IRSN/PRP-ENV, rapport SERIS/2012-024, 48 p.
- Beaugelin-Seiller, K., 2013a. Évolutions récentes des méthodes de détermination des critères de protection des écosystèmes aquatiques. Conséquences pour l'uranium. IRSN/PRP-ENV, rapport SERIS/2013-00023, 30p.
- Beaugelin-Seiller, K., 2013b. Empoisonnement secondaire par l'uranium en milieu aquatique continental. État des connaissances. IRSN/PRP-ENV, rapport SERIS/2013-00030, 24 p.
- Beaugelin-Seiller, K., Garnier-Laplace, J., 2007. Méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux rejets de substances radioactives. Adaptation au cas des sites miniers de Haute Vienne. IRSN/DEI, rapport SECRE/2007-035, 76 p.
- Beaugelin-Seiller, K., Garnier-Laplace, J., Gilbin, R., Della-Vedova, C., 2008. Contribution à l'évaluation du risque environnemental associé aux rejets d'uranium dans le bassin versant du Ritord. IRSN/DEI, rapport SECRE/2008-040, 72 p.
- Beaugelin-Seiller, K., Garnier-Laplace, J., Gilbin, R., 2009a. Vers une proposition de NQE pour l'uranium en eau douce. IRSN/DEI, rapport SECRE/2009-015, 67 p.
- Beaugelin-Seiller, K., Garnier-Laplace, J., Gilbin, R., Février, L., 2009b. Prise en compte de l'influence de la spéciation chimique de l'uranium dans l'analyse de ses effets écotoxiques en eau douce. IRSN/DEI, rapport SECRE/2009-038, 54 p.
- Beaugelin-Seiller, K., Garnier-Laplace, J., Gilbin, R., 2009c. Vers la proposition d'une norme de qualité environnementale pour l'uranium en eau douce. IRSN/DEI, rapport SECRE/2009-015, 70 p.

- Beaugelin-Seiller, K., Février, L., Garnier-Laplace, J., Gilbin, R., 2010. Proposition de valeurs de PNEC chronique et aiguë pour l'uranium : valeurs génériques et conditionnelles aux domaines physico-chimiques des eaux douces considérées. IRSN/DEI, rapport SECRE/2010-038, 69 p.
- Beresford, N.A. and Howard, B.J. (eds.) Barnett, C.L., Beaugelin-Seiller, K., Beresford, N.A., Brown, J., Charton, J., Copplestone, D., Gäfvert, T., Johnson, C., Jones, S.R., Marshall, W.A., Moberg, L., Pröhl, G., Thørring, H., Ulanovsky, A., Vives i Batlle, J., Wood, M., Wright, S.M.. 2005. DELIVERABLE D9: Application of FASSET framework at case study sites. Contract Number: FI6R-CT-2003-508847, 111p.
- 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, 82 p+ annexes.
- Beresford, N. A., Adam-Guillermin, C., Bonzom, J.-M., Garnier-Laplace, J., Hinton, T.; Lecomte, C., Copplestone, D., 2012. Letter to the Editor: Comment on "Abundance of birds in Fukushima as judged from Chernobyl" by Møller et al. (2012). *Environmental Pollution* 169, 136.
- 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.
- Bradshaw, C., Kapustka, L., Barnhouse, L., Brown, J., Ciffroy, P., Forbes, V., Geras'kin, S., Kautsky, U., Bréchnignac, F., 2014. Using an Ecosystem Approach to complement protection schemes based on organism-level endpoints. *Journal of Environmental Radioactivity*, 136, pp. 98-104.
- Bréchnignac, F., Polikarpov, G., Oughton, D.H., Hunter, G., Alexakhin, R., Zhu, Y.G., Hilton, J., Strand P. 2003. Protection of the environment in the 21st century: radiation protection of the biosphere including humankind. Statement of the International Union of Radioecology. *Journal of Environmental Radioactivity* 70(3) pp 155-159.
- Brown, J.E., Thørring, H., Hosseini, A., (eds.) Barnett, C.L., Børretzen, P., Beresford, N., Golikov, S., Kryshev, I., Oughton, D.H., Sazykina, T., Stensrud, H., Wright, S.M., 2003. Deliverable D6: The "EPIC" impact assessment framework: Towards the protection of the Arctic environment from the effects of ionising radiation. Projet ICA2-CT-2000-10032, 177 p.
- Cerne, M., Smadis, B., Strok, M., Benedik, L., 2011. Radiation impact assessment on wildlife from an uranium mine area. *Nuclear Engineering and Design*, 246: 203-209.
- Chambers, D.B., Muller, E., Saint-Pierre, S., LeBar, S. 2005. Assessment of Marine Biota Doses Arising from the Radioactive Sea Discharges of the COGEMA La Hague facility. A Comprehensive Case Study (Consensus Appraisal). IRPA11 - International conference on the protection of the environment from the effects of ionizing radiation: Protection of the environment from the effects of ionizing radiation; 159-174.
- Chambers, D.B., Fernandes, S.L., Phillips, H.A. 2008. Overview of Representative Ecological Risk Assessments Conducted for Sites with Enhanced Radioactivity. IRPA12 - International conference on the protection of the environment from the effects of ionizing radiation: Strengthening radiation protection worldwide ;10 p. (accessible en ligne à l'adresse <http://www.irpa12.org.ar/fullpapers/FP1001.pdf>, page consultée le 25 mars 2014).

- CIPR, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1-3).
- CIPR, 2002. Basic Anatomical and Physiological Data for Use in Radiological Protection Reference Values. ICRP Publication 89. Ann. ICRP 32 (3-4).
- CIPR, 2003. A Framework for Assessing the Impact of Ionizing Radiation on Non-Human Species, ICRP Publication 91, Ann. ICRP 33(3).
- CIPR, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4).
- CIPR, 2008. Environmental Protection - the Concept and Use of Reference Animals and Plants, ICRP Publication 108, Ann. ICRP 38 (4-6).
- CIPR, 2009. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants, ICRP Publication 114, Ann. ICRP 39(6).
- CIPR, 2014. Protection of the Environment Under Different Exposure Situations, ICRP Publication 124, *Ann. ICRP*, 43 (1).
- CNSC, 2001. Environmental Protection Approaches for Nuclear Facilities. Proceedings of the second international Symposium on Ionizing Radiation, Ottawa, Canada, 10-14 May 1999.
- Commission Européenne -CE -, 2003a. 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.
- Commission Européenne - CE -, 2003b. MARINA II - update of the MARINA Project on the radiological exposure of the European Community from radioactivity in North European marine waters. Radiation Protection 132, volume II, annexe F, 44 p. + tableaux, figures et annexes.
- Commission Européenne - CE -, 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy, Official Journal of the European Union, 25 June 2008, L164/19-40.
- 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, 203 p.
- 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, 73 p.
- Convention sur la biodiversité - CBD -, 2000. COP 5 Decision V/6, Annex B: Ecosystem Approach, CBD (2000). <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=7148>

- Copplestone, D. (ed.), Brown J., Hingston J.L., Real A., Sazykina T., Sundell-Bergman S., Wood M.D. 2005. DELIVERABLE D1: Progress on the Production of the Web-based Effects Database: FREDERICA. Contract Number: FI6R-CT-2003-508847, 23p.
- 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, 222 p.
- Copplestone, D., Hingston, J., Real, A., 2008. The development and purpose of the FREDERICA radiation effects database. Journal of Environmental Radioactivity, 99 (9), pp. 1456-1463.
- ERICA consortium, 2012. ERICA Assessment tool 1.0, version de novembre 2012. (Disponible en ligne à l'adresse : <http://erica-tool.com/erica/download/>, page consultée le 31 mars 2014).
- Evseeva, T., Majstrenko, T., Geras'kin, S., Brown, J.E., Belykh, E., 2009. Estimation of ionizing radiation impact on natural *Vicia cracca* populations inhabiting areas contaminated with uranium mill tailings and radium production wastes. Science of the Total Environment 407: 5335-5343.
- Feroz Khan, M., Godwin Wesley, S., 2012. Radionuclide monitoring in molluscs inhabiting intertidal region near a nuclear installation, Gulf of Mannar, India. Marine Pollution Bulletin 64(2): 436-444.
- Février, L., Coppin, F., 2012. Prise en compte de la matière organique dissoute pour la détermination de PNEC uranium conditionnelles aux domaines physico-chimiques des eaux douces, analyse de sensibilité. IRSN/PRP-ENV, rapport SERIS/2012-035, 48 p.
- Février, L., Beaugelin-Seiller, K., Gilbin, R., 2013. Intégration opérationnelle de la matière organique dans la détermination des valeurs génériques et conditionnelles des PNEC eau de l'uranium. Application au domaine physico-chimique des eaux douces françaises. IRSN/PRP-ENV, rapport /SERIS/2013-00041, 83 p.
- Fischer, N. S., Beaugelin-Seiller, K., Hinton, T.G., Baumann, Z., Madigan, D.J., Garnier-Laplace, J., 2013. Evaluation of radiation doses and associated risk from the Fukushima nuclear accident to marine biota and human consumers of seafood. PNAS vol. 110 (26): 10670-10675.
- Gagnaire, G., 2012. Évaluation du risque écologique chimiotoxique associé aux substances autres que l'uranium présentes dans les effluents liquides des anciens sites miniers uranifères. IRSN/PRP-ENV, rapport SERIS/2012-030, 31 p.
- Garisto, N., Kovacs, R., Janes, A. 2010. Comparison of dose estimate results from radioecological risk assessment models RESRAD-BIOTA, ERICA tool and SENES risk model using a case study. Canadian Nuclear Society - 31st Annual Conference of the Canadian Nuclear Society and 34th CNS/CNA Student Conference 2010, Volume 2, 2010, Pages 1688-1699.
- Garnier-Laplace, J., Gilek, M., Sundell-Bergman, S., Larsson, C.M., 2004. Assessing ecological effects of radionuclides: Data gaps and extrapolation issues. Journal of Radiological Protection, 24(4 A):A139-A155.
- Garnier-Laplace, J., Beaugelin-Seiller, K., 2006. Examen critique des informations relatives à l'impact écologique des sites miniers sur le bassin versant du Ritord et le lac de St-Pardoux. IRSN/DEI, rapport SECRE/2006-25, 15p.
- Garnier-Laplace, J., Beaugelin-Seiller, K., 2007. Third Periodic Evaluation of Progress Towards the Objective of the OSPAR Radioactive Substances Strategy: Assessment of the Impact of Anthropogenic Sources of Radioactive Substances on Marine Biota (JAMP Product RA-3, 2008). IRSN/DEI, rapport SECRE/2007-042, 45 p.

- Garnier-Laplace J., Coplestone D., Gilbin R., Alonzo F., Ciffroy P., Gilek M., Agüero A., Bjork M., Oughton 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 (9), pp. 1474-1483.
- Garnier-Laplace, J., Della-Vedova, C., Andersson, P., Coplestone, 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 (2), pp. 215-233.
- Garnier-Laplace, J., Beaugelin-Seiller, K., Hinton, T., 2011. Fukushima Wildlife Dose Reconstruction Signals Ecological Consequences. *Environmental Science & Technology* 45: 5077-5078.
- Garnier-Laplace, J., Geras'kin, S., Della-Vedova, C., Beaugelin-Seiller, K., Hinton, T., Real, A., Oudalova, A. 2013. Are radiosensitivity data derived from natural field conditions consistent with data from controlled exposures? A case study of Chernobyl wildlife chronically exposed to low dose rates. *Journal of Environmental Radioactivity*, 121: 12-21.
- Gaschak, S., Maklyuk, Y.A., Maksenko, A.M., Bondarkov, M.D., Jannik, G.T., Farfan, E.B., 2011. Radiation ecology issues associated with murine rodents and shrews in the Chernobyl Exclusion zone. *Health Physics* 101(4): 416-430.
- GEP (2010). Recommandations pour la gestion des anciens sites miniers d'uranium en France. Des sites du Limousin aux autres sites, du court aux moyen et long termes. 185p. (disponible à l'adresse : http://www.gep-nucleaire.org/gep/sections/travauxgep/rapports/rapport_final_du_gep/downloadFile/file/RapportGEP-Miseenligne_17.09.10.pdf http://www.gep-nucleaire.org/gep/sections/travauxgep/rapports/synthese_rapport_final/downloadFile/file/SyntheseGEP-Miseenligne_17.09.10.pdf , page consultée le 31 mars 2014).
- Golikov, V., Brown, J.,(eds.), Vlasov, A., Hosseini, A., 2003. Deliverable 4: Internal and External Doses Models. Contrat n° ICA2-CT-2000-10032, 94p.
- Gwynn, J.P., Heldal, H.E., Gäfvert, T., Blinova, O., Eriksson, M., Svaeren, I., Brungot, A.M., Stralberg, E., Moller, B., Rudjord, A.L., 2012. Radiological status of the marine environment in the Barents Sea. *Journal of Environmental Radioactivity* 113: 155-162.
- Hinton, T.G., Garnier-Laplace, J., Vandenhove, H., Dowdall, M., Adam-Guillermin, C., Alonzo, F., Barnett, C., Beaugelin-Seiller, K., Beresford, N.A., Bradshaw, C., Brown, J., Eyrolle, F., Février, L., Gariel, J.-C., Gilbin, R., Hertel-Aas, T., Horemans, N., Howard, B.J., Ikäheimonen, T., Mora, J.C., Oughton, D., Real, A., Salbu, B., Simon-Cornu, M., Steiner, M., Sweeck, L., Vives i Batlle, J. 2013. An invitation to contribute to a strategic research agenda in radioecology. *Journal of Environmental Radioactivity* 115: 73-82.
- Hiyama, A., Nohara, C., Kinjo, S., Taira, W., Gima, S., Tanahara, A., Otaki, J. M., 2012. The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly. *Nature Scientific Report*, 2, 570.
- Hosseini, A., Brown, J., Evseeva, T., Sazykina, T., Oughton, D., Bleykh, E., Majstrenko, T., 2011a. Elaboration on a radiological environmental impact assessment methodology for Northern environments. *Radioprotection* 46(6): S765-S770.

- Hosseini, A., Brown, J., Szymanska, M., Ciupek, K., 2011b. Application of an environmental impact assessment methodology for areas exhibiting enhanced levels of NORM in Norway and Poland. *Radioprotection* 46(6):S759-S764.
- 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 (2), pp. 195-214.
- Howard, B.J., Beresford, N.A., Copplestone, D., Telleria, D., Proehl, G., Fesenko, S., Jeffree, R.A., Yankovich, T.L., Brown, J.E., Higley, K., Johansen, M.P., Mulye, H., Vandenhove, H., Gashchak, S., Wood, M.D., Takata, H., Andersson, P., Dale, P., Ryan, J., Bollhöfer, A., Doering, C., Barnett, C.L., Wells, C., 2013. The IAEA handbook on radionuclide transfer to wildlife. *Journal of Environmental Radioactivity*, 121, pp. 55-74.
- Iosjpe, M., Liland, A., 2012. Evaluation of environmental sensitivity of the marine regions. *Journal of Environmental Radioactivity* 108: 2-8.
- IRSN 2005. Protection de l'environnement, orientation de l'IRSN. Rapport IRSN 2005-48, édition du 7 avril 2005, ISRN IRSN-2005/48-FR, 15 p.
- IRSN 2006. Radioprotection de l'environnement, synthèse et perspectives. Rapport IRSN 2005-56, édition du 1er juillet 2006, ISRN IRSN-2005/56-FR, 128 p.
- Keum, D.K., Jun, I., Lim, K.M., Choi, Y.H., 2011. Approach to non-human species radiation dose assessment in the republic of Korea. *Radiation Protection Dosimetry* 146(1-3): 299-302.
- Keum, D.K., Jun, I., Lim, K.M., Choi, Y.H., 2013. Radiation dose to human and non-human biota in the Republic of Korea resulting from the Fukushima nuclear accident. *Nuclear Engineering and Technology* 45(1): 1-12.
- Keum, D.W., Kim, B.H., Lim, K.M., Choi, Y.H., 2014. Radiation exposure to marine biota round the Fukushima Daichii NPP. *Environmental Monitoring Assessment* 186: 2949-2956.
- Kryshev, A.I., Sazykina, T.G., 2012. Comparative analysis of doses to aquatic biota in water bodies impacted by radioactive contamination. *Journal of Environmental Radioactivity* 108: 9-14.
- Larsson, C-M. 2004. The FASSET Framework for assessment of environmental impact of ionising radiation in European ecosystems - an overview. *Radiological Protection*, 24, A1-A12.
- Larsson, C-M. , Beresford, N., Brown, J., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., Howard, B., Oughton, D., Pröhl, G., Zinger, I., 2007. D-ERICA: An INTEGRATED APPROACH to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation: Description of purpose, methodology and application. Final Deliverable, EC Contract Number: FI6R-CT-2004-508847, 82 p..
- Larsson, C.-M., 2008. An overview of the ERICA Integrated Approach to the assessment and management of environmental risks from ionising contaminants. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99 (9), pp. 1364-1370.
- Larsson, C.M., 2013. Overview of ICRP C5 protection of the environment. ICRP 2013 2nd International Symposium on the system of radiological protection, October 22 - 24, 2013, Abu Dhabi, UAE, p.13.

- Larsson, C.-M., Jones, C., Konsult, K., Gomez-Ros, J.M., Zinger, I., 2004. Deliverable 6: Framework for assessment of environmental impact of ionising radiation in major European ecosystems. Contract No FIGE-CT-2000-00102, 74 p.
- Møller, A. P., Hagiwara, A., Matsui, S., Kasahara, S., Kawatsu, K., Nishiumi, I., Suzuki, H., Ueda, K., Mousseau, T. A., 2012. Abundance of birds in Fukushima as judged from Chernobyl. *Environmental Pollution*, 164, 36–39.
- Nedveckaite, T., Filistovic, V., Marciulioniene, D., Prokoptchuk, N., Plukiene, R., Gudelis, A., Remeikis, V., Yankovich, T., Beresford, N.B., 2011. Background and anthropogenic radionuclide derived dose rates to freshwater ecosystem - Nuclear power plant cooling pond - Reference organisms. *Journal of Environmental Radioactivity* 102: 788-795.
- Nedveckaite, T., Gudelis, A., Vives I Batlle, J., 2013. Impact assessment of ionizing radiation on human and non-human biota from the vicinity of a near-surface radioactive waste repository. *Radiation Environmental Biophysics* 52: 221-234.
- Oskolkov, B.Y., Bondarkov, M.D., Gaschak, S., Maksimenko, A.M., Maksimenko, V.M., Martynenko, V.I., Farfan, E.B., Jannik, G.T., Marra, J.C., 2010. Environmental problems associated with decommissioning the Chernobyl nuclear power plant cooling pond. *Health Physics* 99(5): 639-648.
- Oskolkov, B.Y., Bondarkov, M.D., Gaschak, S., Maksimenko, A.M., Hinton, T.G., Coughlin, D., Jannik, G.T., Farfan, E.B., 2011. Radiation dose assessment for the biota of terrestrial ecosystems in the shoreline zone of the Chernobyl nuclear power plant cooling pond. *Health Physics* 101(4): 349-361.
- OSPAR, 1992. Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic.
http://www.ospar.org/html_documents/ospar/html/ospar_convention_e_updated_text_2007.pdf
- OSPAR, 2009. Towards the radioactive substances strategy objectives: Third Periodic evaluation, OSPAR Publication N° 455 455/2009. ISBN 978-1-906840-95.
http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00455_3pe.pdf
- Oughton, D.H., Stromman, G., Salbu, B., 2013. Ecological risk assessment of Central Asian mining sites: application of the ERICA assessment tool. *Journal of Environmental Radioactivity* 123:90-98.
- Pentreath, R.J., Woodhead, D.S., 1988. Towards the development of criteria for the protection of marine fauna in relation to the disposal of radioactive wastes into the sea. In : *Radiation Protection in Nuclear Energy*, vol.2. IAEA, Vienna, 213-243.
- Pereira, W.S., Kelecom, A., Junior, D.A.P., 2011. Reservoirs Radioecology applied to environmental radioprotection: Case study in Brasil. *Oecologia Australis* 15(3): 697-708
- Prokopciuk, N., Marciulioniene, D., Nedveckaite, T., Filistovic, V., 2012. Evaluation of exposure of Lake Druksai biota reference organisms using probabilistic methods. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 20(1) : 42-48.
- Robinson, C.A., Smith, K.L., Norris, S., 2010. Impacts on non-human biota from a generic geological disposal facility for radioactive waste: some key assessment issues. *Journal of Radiological Protection* 30: 161-173.
- Saint-Pierre, S., Chambers, D.B., Lowe, L.M., Bontoux, J.G. 1999. Screening Level Dose Assessment of Aquatic Biota Downstream of the Marcoule Nuclear Complex in Southern France. *Health Phys.*, 77(3): 313-321.

- Simon, O., 2012. Écotoxicité de l'uranium associé au sédiment pour les écosystèmes d'eau douce : état de l'art et premiers éléments pour la détermination de la norme de qualité spécifique (QS_{sédiment}). IRSN/PRP-ENV, rapport SERIS/2012-029, 23 p.
- Simon, O., Micozzi, N., Della-Vedova, C., Gilbin, R., 2013. Acquisition de nouvelles valeurs d'écotoxicité chronique en support de la détermination d'une norme de qualité spécifique du sédiment (QS_{sédiment}) pour l'uranium. IRSN/PRP-ENV, rapport SERIS/2013-00040, 81 p.
- Skipperud, L., Stromman, G., Yunusov, M., Stegnar, P., Uralbekov, B., Tilloboev, H., Zjazjev, G., Heier, L.S., Rosseland, B.O., Salbu, B., 2013. Environmental impact assessment of radionuclide and metal contamination at the former U sites Taboshar and Digmai, Tajikistan. *Journal of Environmental Radioactivity* 123: 50-62.
- Smith, K., Jackson, D., Wood, M.D. 2012. Demonstrating Compliance with Protection Objectives for Non-Human Biota within Post-closure Safety Cases for Radioactive Waste Repositories. BIOPROTA, version 3.0 (final), 63 p.
- Smodis, B., Strok, M., Cerne, M. 2014. Radioecology around a closed uranium mine. *Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry* 299: 765-771.
- SSI et AECB, 1996. Protection of the Natural Environment. Programme & abstracts. International Symposium on ionizing radiation, Stockholm, May 20-24, 1996. 162 p.
- Suter II, G.W., 1999. Developing conceptual models for complex ecological risk assessments. *Human and Ecological Risk Assessment* 5: 375-396.
- Suter, G;W., Effroymsen, R., Sample, B., Jones, D., 2000. *Ecological Risk assessment for contaminated sites*. Lewis publishers, Boca Raton, London, New York, Washington DC. 438 p.
- Telleria, D., Cabianca, T., Proehl, G., Kliaus, V., Brown, J., Bossio, C., Van der Wolf, J., Bonchuk, I., Nilsen, M., 2013. Use of the ICRP system for the protection of marine ecosystems. ICRP 2013 2nd International Symposium on the system of radiological protection, October 22 - 24, 2013, Abu Dhabi, UAE, p.44.
- Torudd, J., Saetre, P., 2013. Assessment of Long-Term Radiological Effects on Plants and Animals from a Deep Geological Repository: No discernible Impact Detected. *AMBIO* 42: 506-516.
- UIR, 2012. Towards an ecosystem approach for environment protection with emphasis on radiological hazards, Findings of the IUR Ecosystem Approach Task Group, IUR Report No. 7, 2nd edition, 82 pages.
- UNSCEAR, 1996. Source and effects of ionizing radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annex. United Nations, NY, USA.
- 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, pp. 221-343.
- UNSCEAR, 2014. Source and effects of ionizing radiation. UNSCEAR 2013 Report. Volume I: report to the General Assembly, Scientific Annex A: levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and tsunami, April 2014, United Nations, NY, USA, 344 p.
- US DOE, 2002. A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. DOE Standard DOE-STD-1153-2002, 3 modules.

- Strand, P., Aono, T., Brown, J.E., Garnier-Laplace, J., Hosseini, A., Sazykina, T., Steenhuisen, F., Vives i Batlle, J., 2014. Assessment of Fukushima-Derived Radiation Doses and Effects on Wildlife in Japan. *Environmental Science and Technology Letters*, 1, 198-203.
- Vandenhove, H., Sweeck, L., Wannijn, J., Van Hees, M., Lance, B. 2012. Assessment of the radiological impact and associated risk to non-human biota from routine liquid discharges of the Belgian nuclear power plants. *Radioprotection* 47(3): 413-421.
- Vandenhove, H., Sweeck, L., Vives I Batlle, J., Wannijn, J., Van Hees, M., Camps, J., Olyslaegers, G., Miliche, C., Lance, B., 2013. Predicting the environmental risks of radioactive discharges from Belgian nuclear power plants. *Journal of Environmental Radioactivity* 126: 61-76.
- Velisek Carolan, J., Hughes, C.E., Hoffmann, E.L., 2011. Dose assessment for marine biota and humans from discharge of ¹³¹I to the marine environment and uptake by algae in Sydney, Australia. *Journal of Environmental Radioactivity* 102: 953-963.
- Vetikko, V., Kostianen, E., 2013. Assessment of doses to game animals in Finland. *Journal of Environmental Radioactivity* 125: 69-73.
- 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 (4) : 349-373.
- 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(2): 231-251.
- 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.

7 LISTE DES ILLUSTRATIONS

Figure 1 : logique historique de construction des normes de base en radioprotection par la collaboration des trois principales instances internationales impliquées.....	14
Figure 2 : les différentes méthodes de caractérisation du risque.....	20
Figure 3 : nombre de données pour les 10 éléments les mieux renseignés dans chaque écosystème (Wildlife Transfer Database, adapté de Howard <i>et al.</i> , 2013)	21
Figure 4 : variabilité des valeurs du facteur de concentration du césium en milieu terrestre (extraction de la base Wildlife Transfer Database, 2011 - entre parenthèses après le nom du taxon : nombre de données - moyenne arithmétique et valeurs extrêmes)	21
Figure 5 : présentation schématique des concepts-clefs utilisés pour les systèmes de radioprotection de l'homme et de l'environnement selon la CIPR (Larsson, 2013)	32
Figure 6 : en haut, exemple de table publiée dans la CIPR 108 et positionnant la gamme de DCRL (encadré blanc) par organisme de référence par rapport à l'ensemble des connaissances sur les effets des rayonnements ionisants pour deux organismes de référence. En bas, ensemble des organismes de référence (RAPs) et valeurs de référence associées (DCRLs) formant la base de l'approche de la CIPR	34
Figure 7 : articulation des différents éléments constitutifs de l'approche de la CIPR pour la protection radiologique de l'environnement (adapté de Larsson, 2013)	35
Figure 8 : application des concepts et de la méthode de la CIPR pour les trois types de situation d'exposition, schéma adapté de la publication 124 de la CIPR (2014).	36
Figure 9 : synoptique de la procédure proposée par l'AIEA dans le cadre de l'application de la convention de 1972 sur la prévention de la pollution marine par dumping de déchets et autres matériaux et son protocole de 1996. À gauche, logigramme global de l'évaluation à conduire pour définir si un matériel radioactif peut être autorisé au dumping en mer et à droite, procédure d'estimation des doses au public et à la faune et la flore (adapté de Telleria <i>et al.</i> , 2013)	37
Figure 10 : visualisation des composantes et étapes de l'approche intégrée ERICA (Larsson <i>et al.</i> , 2009)	41
Figure 11 : logigramme de la méthode graduée et articulée d'évaluation du risque pour l'environnement	43
Figure 12 : approche structurée proposée par le forum BIOPROTA pour l'évaluation à long terme de l'impact des stockages profonds.....	54
Figure 13 : effets potentiels de l'exposition aux rayonnements ionisants pour les RAPs représentatifs de divers groupes taxonomiques des écosystèmes marin et forestier et comparaison avec les débits de dose absorbés pendant le premier mois ayant suivi l'accident de Fukushima dû à l'exposition des organismes aux ¹³¹ I, ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs (selon Garnier-Laplace <i>et al.</i> , 2011).	65
Figure 14 : comparaison des débits de dose estimés pour les organismes de référence du milieu aquatique aux valeurs limites de rejet du site électronucléaire avec le PNEDR de l'outil ERICA et les DCRLs applicables	106
Figure 15 : comparaison des débits de dose estimés pour les organismes de référence du milieu aquatique pour les rejets estimés de l'installation d'entreposage avec le PNEDR de l'outil ERICA et les DCRLs applicables	106

Figure 16 : contribution de l'exposition interne et externe aux débits de dose totaux estimés pour les organismes de référence aquatiques (site électronucléaire)	108
Figure 17 : contribution de l'exposition interne et externe aux débits de dose totaux estimés pour les organismes de référence aquatiques (installation d'entreposage).....	108
Figure 18 : contribution des différents radionucléides présents dans le terme-source à l'exposition interne des organismes de référence aquatiques (site électronucléaire)	109
Figure 19 : contribution des différents radionucléides présents dans le terme-source à l'exposition interne des organismes de référence aquatiques (installation d'entreposage).....	109
Figure 20 : débits de dose reçus par les organismes de référence du milieu terrestre du fait de leur exposition à la radioactivité naturelle (losange : valeur typique ; barre verte : gamme de variation ; source outil ERICA), PNEDR (ERICA) et DCRLs applicables	110
Figure 21 : débits de dose reçus par les organismes de référence du milieu aquatique du fait de leur exposition à la radioactivité naturelle (losange : valeur typique ; barre verte : gamme de variation ; source : outil ERICA), PNEDR (ERICA) et DCRLs applicables.....	110

8 LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : synthèse des éléments de réglementation relatifs à la protection de l'environnement dans le contexte nucléaire en Belgique, Espagne, Italie et Suisse.....	29
Tableau 2 : ensemble des animaux et plantes de référence (RAP) de la CIPR par milieu. Pour chaque RAP, le stade de vie pris en compte est mentionné entre parenthèse et la famille représentée par le RAP est mentionnée en police italique bleue.....	32
Tableau 3 : illustration de la nature des organismes de référence et de leur correspondance pour trois des approches décrites.....	45
Tableau 4 : positionnement de quelques valeurs de référence pour la protection de divers objets écologiques au regard des DCRLs définis par la CIPR (débit de dose, mGy.j ⁻¹)	47
Tableau 5 : synthèse comparative des caractéristiques des principales approches d'évaluation du risque radiologique pour les écosystèmes	49
Tableau 6 : aperçu de la littérature internationale parue au cours des 5 dernières années et présentant des évaluations de risque radiologique pour l'environnement et différents cas d'étude.....	57
Tableau 7 : synthèse des évaluations de risque radiologique conduites par l'IRSN en soutien à l'analyse de dossiers d'exploitants.....	62

9 ANNEXES

9.1 PRINCIPE DU CALCUL DU DEBIT DE DOSE POUR LA VIE SAUVAGE

Notations

m	Indice désignant le milieu d'exposition	[s.d.]
o	Indice désignant l'organisme exposé	[s.d.]
r	Indice désignant le radionucléide auquel l'organisme est exposé	[s.d.]
int	Indice relatif à l'exposition interne	[s.d.]
ext	Indice relatif à l'exposition externe	[s.d.]
DDT	Débit de dose total	[mGy.j ⁻¹]
DDE	Débit de dose externe	[mGy.j ⁻¹]
DDI	Débit de dose interne	[mGy.j ⁻¹]
DCC	Coefficient de conversion de dose	[mGy.h ⁻¹ par Bq.kg ⁻¹]
[r] _o	Concentration du radionucléide r dans l'organisme o	[Bq.kg ⁻¹]
[r] _m	Concentration du radionucléide r dans le milieu m	[Bq.kg ⁻¹]
FC	Facteur de concentration	[kg de milieu par kg d'organisme]
FO	Facteur d'occupation (fraction de temps que l'organisme passe dans le milieu)	[s.d.]

Facteur de concentration

Le facteur de concentration est déterminé de manière empirique par le ratio entre la concentration d'un radionucléide mesurée dans l'organisme entier et celle mesurée dans le milieu, exprimées en poids frais. Il se distingue ainsi de celui utilisé pour l'évaluation des transferts dans la chaîne alimentaire humaine, relatif aux seules parties comestibles et le plus souvent exprimé en poids sec.

Le facteur de concentration rend compte de manière intégrée pour l'évaluateur de l'ensemble des voies de transfert participant à la contamination de l'organisme. Notamment l'exposition *via* l'air (inhalation, exposition au nuage) est implicitement prise en considération par le facteur de concentration, que celui-ci soit exprimé par rapport au sol ou à l'air (cas de l'hydrogène, du carbone, du soufre et du phosphore dans l'outil ERICA).

Coefficient de conversion de dose

Le coefficient de conversion de dose est un paramètre opérationnel qui, appliqué à la concentration en radionucléide de la source d'exposition, permet d'évaluer le débit de dose reçu par l'organisme cible. Il est obtenu par simulation du transport des particules dans une géométrie représentant de manière simplifiée une scène tridimensionnelle, afin de collecter les dépôts d'énergie dans l'organisme étudié. En général, l'organisme est représenté par un ellipsoïde homogène dans sa composition et sa contamination et les milieux par des couches semi-infinies, également homogènes dans leurs caractéristiques.

Le coefficient de conversion de dose est l'équivalent pour la vie sauvage du coefficient de dose utilisé en radioprotection de l'homme.

Débit de dose reçu par l'organisme cible

Débit de dose total reçu par l'organisme o du fait de la présence du radionucléide r dans le milieu m

$$DDT_m(o,r) = DDE_m(o,r) + DDI_m(o,r)$$

$$DDE_m(o,r) = DCC_{ext}(o,r) \times FO(o,m) \times [r]_m$$

$$DDI_m(o,r) = DCC_{int}(o,r) \times FC_m(o,r) \times [r]_o$$

Débit de dose total reçu par l'organisme o du fait de la présence de n radionucléides dans le milieu m

$$DDT_m(o) = \sum_{r=1}^n DDT_m(o,r)$$

Débit de dose total reçu par l'organisme du fait de la présence de n radionucléides dans t milieux

$$DDt(o) = \sum_{m=1}^t DDT_m(o)$$

9.2 VALEURS DE REFERENCE POUR LES EFFETS SUR LES ESPECES NON HUMAINES : COMPILATION DES VALEURS ET METHODES DE DETERMINATION DEPLOYEES PAR PROTECT

(1) Compilation des débits de dose (en $\mu\text{Gy/h}$) proposés par diverses organisations ou consortium de projets en support de l'analyse des effets sur tout ou partie des écosystèmes lors d'exposition chronique aux substances radioactives (adapté et mis à jour de Garnier-Laplace *et al.*, 2008)

Targeted protected level as described in the source	Method/justification of the value ¹	Dose rate ($\mu\text{Gy/h}$)	Reference ²
Terrestrial ecosystems			
Generic ecosystems - No effect value	SSD-95% species protected plus SF of 5	10	ERICA (2006), confirmed by PROTECT (Garnier-Laplace <i>et al.</i> , 2010)
Terrestrial communities - Effects unlikely	Review of UNSCEAR 1996 updated in UNSCEAR 2008	100	UNSCEAR (2008)
Plants - Transitional No effect value	Lowest EDR ₁₀ value plus SF of 10	70	PROTECT in (Garnier-laplace <i>et al.</i> , 2010)
Plants - Effects unlikely	Review, SF on the lowest critical radiotoxicity value	110	Environment Canada (1997) and Bird <i>et al.</i> (2002)
Plants - Effects unlikely	Review based on NCRP 1991; IAEA 1992; UNSCEAR 1996	400	ORNL (1998) and US DOE (2002)
Plants - No effect	Critical review for screening purpose from IAEA 1992	400	Environment agency UK (2003)
Animals - Effects unlikely	Review based on NCRP 1991; IAEA 1992; UNSCEAR 1996	40	ORNL (1998) and US DOE (2002)
Animals - No effect	Critical review for screening purpose from IAEA 1992	40	Environment agency UK (2003)
Invertebrates	Review, SF on the lowest critical radiotoxicity value	220	Environment Canada (1997) and Bird <i>et al.</i> (2002)
Invertebrates - Transitional No effect value	SSD-95% species protected plus SF of 3	200	PROTECT in (Garnier-laplace <i>et al.</i> , 2010)
Vertebrates - Transitional No effect value	SSD-95% species protected plus SF of 1	2	PROTECT in (Garnier-laplace <i>et al.</i> , 2010)
Small mammals	Review, SF on the lowest critical radiotoxicity value	110	Environment Canada (1997) and Bird <i>et al.</i> (2002)
Vertebrates and cytogenetic effects	Review Contaminated environments	4 - 20	Sazykina (2005)
Vertebrates and effects on morbidity	Review Contaminated environments	20 - 80	Sazykina (2005)

Targeted protected level as described in the source	Method/justification of the value ¹	Dose rate (µGy/h)	Reference ²
Vertebrates and effects on reproduction	Review Contaminated environments	80 - 200	Sazykina (2005)
Aquatic ecosystems			
Generic freshwater ecosystems	SSD-95% species protected plus SF of 5	10	ERICA (2006) and Garnier-Laplace <i>et al.</i> (2006)
Generic marine ecosystems	SSD-95% species protected plus SF of 5	10	ERICA (2006) and Garnier-Laplace <i>et al.</i> (2006)
Aquatic populations	Review of UNSCEAR 1996 updated in UNSCEAR 2008	400	UNSCEAR (2008)
Aquatic algae/macrophytes	Review, SF on the lowest critical radiotoxicity value	110	Environment Canada (1997) and Bird <i>et al.</i> (2002)
Aquatic animals	Review based on NCRP 1991; IAEA 1992; UNSCEAR 1996	400	ORNL (1998) and US DOE (2002)
Freshwater and coastal marine organisms	Critical review for screening purpose from IAEA 1992	400	Environment agency UK (2002)
Amphibians/Reptiles	Review, SF on the lowest critical radiotoxicity value	110	Environment Canada (1997) and Bird <i>et al.</i> (2002)
Benthic invertebrates	Review, SF on the lowest critical radiotoxicity value	220	Environment Canada (1997) and Bird <i>et al.</i> (2002)
Fish	Review, SF on the lowest critical radiotoxicity value	20	Environment Canada (1997) and Bird <i>et al.</i> (2002)
Marine mammals	Critical review for screening purpose from IAEA 1992	40	Environment agency UK (2003)
Deep ocean organisms	Critical review for screening purpose from IAEA 1992	1000	Environment agency UK (2003)
Flora and fauna	Review concluded that few indications for readily observable effects at chronic dose rates below	<100	FASSET (2003)

1 Abbreviation used: SF Safety Factor; SSD Species Sensitivity Distribution; EDR10 Dose rate giving 10% effect on the effect endpoint examined

2 References:

Bird, G., Thompson, P., MacDonald, C. and Sheppard, S., 2002 Assessment of the impact of radionuclide releases from Canadian nuclear facilities on non-human biota. In: SPEIR 3 (Ed, AIEA) Darwin, Australia, pp. 241-247.

Environment Agency, 2003. Habitats regulations for stage 3 assessments: radioactive substances authorisations. R&D Technical Report P3-101/SP1a, EA, Bristol, UK.

Environment Canada, 1997. Environmental assessments of the priority substances under the Canadian environmental protection act. Guidance manual, version 1.0. EPS 2/CC/3E., Chemicals Evaluation Division, Commercial Chemicals Evaluation Branch, Environment Canada.

ERICA, 2006. Derivation of Predicted No Effect Dose Rate values for ecosystems (and their sub-organisational levels) exposed to radioactive substances. Deliverable D5. European Commission, 6th Framework, Contract N° FI6R-CT-2003-508847. Garnier-Laplace, J. & Gilbin, R. (Eds).

FASSET, 2003. Radiation effects on plants and animals Deliverable 4. FASSET Project Contract FIGE-CT-2000-00102, Woodhead, D. & Zinger, I. (Eds).

- Garnier-Laplace J., Copplestone D., Gilbin R., Alonzo F., Ciffroy P., Gilek M., Agüero A., Bjork M., Oughton 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 (9), pp. 1474-1483.
- Garnier-Laplace J., Della-Vedova C., Gilbin R., Copplestone D., Ciffroy P. 2006. First Derivation of Predicted-No-Effect Values for Freshwater and Terrestrial Ecosystems Exposed to Radioactive Substances. *Environmental Science & Technology* 40(20): 6498-6505.
- Garnier-Laplace, J., Della-Vedova, C., Andersson, P., Copplestone, D., Cailles, C., Beresford, N.A., Howard, B.J., Howe, P., Whitehouse, P. (2010). <http://www.scopus.com/record/display.url?eid=2-s2.0-77953592073&origin=resultslist> *Journal of Radiological Protection*, 30 (2), pp. 215-233.
- IAEA, 1992. Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards. IAEA-TECDOC-332. Vienna, Austria: IAEA. 74 p.
- NCRP, 1991. Effects of Ionising Radiation on Aquatic Organisms: Recommendations of the National Council on Radiation Protection and Measurements. Bethesda, MD, USA: NCRP rep. 109. Report nr 109. 1-115 p.
- ORNL, 1998. Radiological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Aquatic Biota at Oak Ridge National Laboratory. Oak Ridge National Laboratory, Report to US DOE, Office of Environmental Management, ORNL, BJC/OR-80.
- Sazykina, T.G., 2005. A system of dose-effects relationships for the northern wildlife: radiation protection criteria. *Radioprotection, Suppl.1* (40), S889-S892.
- UNSCEAR, 1996. Sources and effects of ionizing radiation. A/AC.82/R.549. Report to the general assembly with scientific annex, United Nations, Vienna. 86 p.
- 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, pp. 221-343.
- US DOE, 2002 A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. U.S. Department of Energy. Technical Standard DOE-STD-1153-2002, Washington, DC. USA.

- (2) Méthodes de détermination des valeurs de références utilisées par le consortium PROTECT sur la base des données de la base FREDERICA : Extrait de “Numerical benchmarks for protecting biota from radiation in the environment: proposed levels, underlying reasoning and recommendations”, Deliverable 5, octobre 2008. Protect Contrat n° 036425 (FI6R)

4.3 Methodology to derive the screening value(s)

4.3.1 Overview of methods

Within chemical risk assessment, three main methodologies are commonly used for deriving environmental benchmarks:

- Deterministic, based on the application of Assessment (or Safety) Factors to a single species sensitivity value (the most sensitive species observed).
- Probabilistic, based on Species Sensitivity Distribution (SSD) modelling.
- A weight of evidence approach, typically using data from field exposures.

The two first approaches are currently used for chemicals under the European recommendations from the Technical Guidance Document (TGD) (EC, 2003). The aim of these two methods is to derive the Predicted No-Effect Concentration (PNEC). Within the TGD this is based on critical ecotoxicity values (e.g. stressor level in a given medium representing the no observed effect concentration (NOEC) or a 10% effect in the exposed group in comparison to the control group (EC₁₀) for chronic exposure, or 50% effect (EC₅₀) for acute exposure conditions). Such ecotoxicity values are derived from individual experiments for as many species as possible for the contaminant under concern (for chemical assessments a common set of test species and experimental methodologies are often used, see e.g. requirements in EC regulation 1907/2006 (EC, 2006)). The difference between the methods is in the extrapolation from the results for single species in individual experiments to a PNEC for an ecosystem. Whereas the deterministic method simply takes the lowest significant ecotoxicity value found for any species and divides it by a predefined (depending on availability of data) assessment factor, the probabilistic method uses the distribution of all available ecotoxicity data and applies a cut-off value for this distribution, normally the 5th percentile (HC₅), in the derivation of the PNEC. Both of these extrapolation methods seek to account for uncertainties arising from the available data by applying an assessment factor (AF).

These two approaches were critically reviewed and compared with respect to deriving predicted no-effect dose rates (PNEDR) for radioactive substances within the ERICA project (Garnier-Laplace et al., 2006; Garnier-Laplace and Gilbin, 2006). The assessment factor approach has also been used within Canada to derive radiological benchmark values (Environment Canada, 2003). Detailed discussions on advantages and disadvantages of applying these methods can be found in Garnier-Laplace and Gilbin (2006). Further critical discussion of the SSD methodology can be found in Forbes and Carlow (2002) and Posthuma et al. (2002). Within the PROTECT project, we have tried to be as consistent as possible with current European chemicals regulation and the TGD methodologies are further described in the next section as they have formed the basis of much of our work.

Alternative approaches to estimating risk include field observations and population or ecosystem modelling all of which have associated assumptions and uncertainties. The weight of evidence approach evaluates each separate line of evidence and organises these coherently to assess risk according to: relevance to the exposure scenario of interest; relevance to the assessment endpoint; and degree of confidence in the evidence (Environment Canada, 1997). The weight of evidence approach has been used for radioactive substances by Thompson et al. (2005). However, a consideration of the available evidence is also used as part of the process of deriving benchmarks by deterministic and probabilistic methods. For example, if the derived

[PROTECT]

24/72

Dissemination level: PU

Date of issue of this report: 11/11/08



benchmark was below the range of typical background (e.g. metal) concentrations then weight of evidence would suggest that it is not fit for purpose.

4.3.2 Brief description of the EC guidance to derive “no-effect” values for chemical substances

Deterministic method

According to the TGD (EC, 2003), the PNEC can be calculated using the **deterministic assessment factor method** by dividing the lowest short-term (acute) EC_{50} or long-term (chronic) EC_{10} or No Observed Effect Concentration (NOEC) values by an appropriate assessment factor. The extrapolations include two underlying assumptions: (i) the ecosystem response depends on the most sensitive species and (ii) protecting ecosystem structure protects community function (EC, 2003). In reality, when a limited set of toxicity data are available, a constant assessment factor is used to extrapolate from the NOEC, EC_{50} or EC_{10} concentration to the PNEC for an ecosystem according to a number of well-defined rules as shown in Table 3. Because of the limited data usually available, this is the most commonly used approach to derive chemical PNECs.

Probabilistic method

Providing sufficient data points are available, PNECs can also be calculated using a **probabilistic statistical extrapolation model** in the form of a species sensitivity distribution (SSD). The SSD model is based on the assumptions (EC, 2003) that: (i) the variability in the sensitivity of the laboratory-tested species is similar to the variability among the species in the field; (ii) the endpoint measured in laboratory tests is indicative of effects on populations in the field (e.g. Van Straalen and Denneman, 1989; Aldenberg and Slob, 1993); and (iii) input data are drawn at random from the distribution of possible species sensitivities. Thus, an extrapolation is made from a standard test endpoint (or a mixture of ecologically relevant endpoints) for a set of test species to the same endpoint (or mixture of endpoints) in the full set of potentially exposed species. The input to the SSD can include the NOEC, EC_{50} or EC_{10} (see below) depending upon the protection goal. The output is the concentration which is hazardous for only a small fraction of the species in the ecosystem. For chemicals, the TGD recommends that the *Hazardous Concentration 5%* (HC_5) is estimated, where HC_5 is the predicted concentration at which 95% of species will be affected by less than, for instance, the 10% level if EC_{10} values are used as the input (i.e. 5% of species may demonstrate a 10% or higher effect - see Figure 1). Whilst the selection of HC_5 has been described as ‘arbitrary and the result of political compromise’ (Suter et al., 2002) it has been independently adopted by regulators in a number of countries world-wide and is that recommended in the TGD (EC, 2003).

The TGD also recommends the application of an assessment factor ranging from 1-5 to the estimated HC_5 value to determine the PNEC. The magnitude of the assessment factor should be assessed on a case by case basis depending upon a number of factors including quality of the database, diversity of the taxonomic groups and statistical uncertainties in the HC_5 estimate.

[PROTECT]

25/72

Dissemination level: PU

Date of issue of this report: 11/11/08



Table 3. Assessment factors applied to derive PNECs depending on the quantity and quality of the available toxicity data and the extrapolation method used. Illustration for freshwaters adapted from the TGD (EC, 2003). For information on other ecosystems, see the TGD.

Available toxicity data	Assessment factor	Extrapolation
At least one short-term $LEEC_{10}$ ¹ from each of three trophic levels of the base-set (fish, Daphnia and algae)	1000	Acute to Chronic and single species to ecosystem
One long-term $NOEC$ ² (either fish or Daphnia)	100	
Two long-term $NOEC$ s from species representing two trophic levels (fish and/or Daphnia and/or algae)	50	Single species to ecosystem
Long-term $NOEC$ s from at least three species (normally fish, Daphnia, algae) representing three trophic levels	10	

¹ - $LEEC_{10}$ 50% Lethal or Effect Concentration is defined as the concentration associated with 50% change in the (average) level of the endpoint considered.

² - The No Observed Effect Concentration is the tested concentration just below the $LOEC$. The Lowest Observed Effect-Concentration is the lowest Concentration out of the tested concentration at which a statistically significant difference from the control group is observed. They are both obtained by experimental observations and hypothesis testing.

However, the TGD presents no defined rules on how to select the assessment factor. In section 4.3.4 PROTECT has outlined rules for determining an appropriate assessment factor to apply with the decisions recorded in a transparent manner⁵. Whilst a $NOEC$ or lowest observed effect concentration ($LOEC$) may be reported for a given study, this endpoint can be influenced by the test design for instance, the level of replication and choice of test concentrations. The reported $NOEC$ or $LOEC$ may be well below or above the true no effects concentration depending upon the number and range of experimental concentrations used. An accepted alternative is to estimate the no effects concentration by determining the concentration corresponding to the 10% effect compared with a control group (i.e. the EC_{10}) by statistical extrapolation of the response data for an individual study. Whilst the TGD recommends the use of the EC_{10} for this purpose, it has been suggested that this will not always be significantly different to the control treatment and some alternative guidance documentation suggest the use of EC_{20} as a compromise (USEPA, 2001; MERAG, 2005).

The main advantage of the SSD method over the deterministic AF method is that it uses all the appropriate available data, whereas the deterministic method uses only the lowest relevant value. The SSD method is, therefore, also more likely to result in a revised value as additional data become available; the deterministic approach is only influenced if the new data are lower than existing toxicity values, unless the additional data triggers the use of a different AF value (e.g. see Table 3). The main criticisms of the SSD methodology have been on the implicit assumption of equal relevance for all endpoints for all species (Stark, 2004), and concerns that there may be foundation or keystone species among the 5% that are “unprotected” (Forbes and Forbes, 1993; Hopkin, 1993). However, it has also been stressed that ecosystems possess a varying degree of resilience, and that any risk assessment philosophy should acknowledge that environmental protection cannot eliminate all possible risks but should reduce them to an acceptable level (Van Straalen and Denneman, 1989; Van Straalen, 2002). Finally, in practice,

⁵We are aware that a TGD being developed for use with the EC Water Frameworks Directive may contain advice on selection of AF values (European Commission (2009) Technical Guidance for deriving Environmental Quality Standards under the Water Framework Directive'. Working Group E, Directorate-General Environment, Env D 2 - Water and Marine.)

[PROTECT]

26/72

Dissemination level: PU

Date of issue of this report: 11/11/08



there may be disagreements over which data and endpoints to include, and how to treat those data mathematically. These issues are discussed in more detail in the following sections.

As evident from the above description the SSD approach does require some degree of expert judgment (e.g. in selection of AF and EC₀₁ values). However, there is precedence for some of these judgements from the application of SSD within chemicals (e.g. the use of HC₅ in the derivation of PNEC) and all the judgements which are required can be transparently documented in a stepwise manner.

4.3.3 Methodologies for small datasets

The TGD (EC, 2003) recommends that an SSD is based on at least 10 data points, although deviation from this recommendation could be made on a case by case basis under certain conditions. In many cases this amount of data is not available, and methodologies to utilise smaller datasets (4-10 input values) in a probabilistic approach have been developed (e.g. Aldenberg and Luttik (2002), van Vlaardingen et al. (2004)). The approach utilises a standard deviation from a larger appropriate dataset making the assumption that this standard deviation is representative of that for the smaller dataset. As an example, van Vlaardingen et al. (2004) present standard deviation values estimated from pooled toxicity data for 55 pesticides in birds for application to small toxicity datasets of individual pesticides under assessment. However, the method is dependent upon having an appropriate standard deviation which is applicable to the data under assessment.

4.3.4 PROTECT derivation method for screening values

The SSD methodology has previously been used to successfully derive radiological benchmarks by Garnier-Laplace et al. (2006) and it was selected as the favoured approach for use in the derivation of numeric benchmarks by the PROTECT consortium for the following reasons:

- it provides a framework for transparent derivation
- it is broadly endorsed by consulted experts (Andersson et al., 2008; Beresford et al., 2008a)
- it is consistent with approach used within chemical assessments in the EC
- it imposes a high level of quality control for data selection
- it makes most use of all available data

Below, we document the data selection and application of SDD as used by PROTECT. Where data were insufficient for the application of an SSD, the deterministic method was used instead following the recommendations given in the TGD (although other approaches were considered).

[PROTECT]

27/72

Dissemination level: PU

Date of issue of this report: 11/11/08



The derivation of benchmark values for ionising radiation consists of three steps as shown in Figure 1.

Compiling quality assessed exposure-effect data (step 1):

The primary source of effects data used was the FREDERICA database (available online at <http://www.frederica-online.org>; Copplestone et al., 2008). The robustness and the scientific credibility of the derived numerical thresholds are strongly linked to the relevance and quality of the critical ecotoxicity data set selected. In contrast to chemical substances, for radioactive substances there are no standardised ecotoxicity test exists. Therefore, we have to make best use of the available data which, especially in the case of data for mammals, may not have been produced for the purposes of environmental protection.

When input into the database, each reference in FREDERICA was assessed against three criteria (dosimetry, experimental design and statistical details) which were then aggregated into a total score with a maximum value of 80 (Copplestone et al., 2008). Only data from papers considering chronic exposures and with medium to high scores (>35) were used in the analysis described below. Moreover, the papers needed to present sufficient data to enable an EDR_{10} to be derived (e.g. data-set includes a dose rate giving rise to at least a 10% effect); the rules to select data suitable for deriving an EDR_{10} value are illustrated in Figure 2. All potential useful source references identified were reviewed by members of the PROTECT consortium with expertise in chemical risk assessment before the data were accepted for subsequent use.

This process is similar to how data were extracted by Garnier-Laplace et al. (2006; 2008) the difference being that more data are now included within the FREDERICA database. Additionally, dose rate-effect relationships showing a hormetic pattern have now been accepted, providing they met the criteria specified in Table 4.

Having applied the above criteria, data suitable for inclusion in the SSD were available only from chronic, external, gamma-irradiation studies.

Estimation of critical ecotoxicity values (step 2):

The dose rate-effect relationships were then analysed to give the EDR_{10} that has been adopted here, in accordance with European guidance (i.e. the TGD).

A number of assumptions were made concerning the quality of the data submitted to the mathematical treatment. For example, data from FREDERICA were assumed to be representative of the mean of a sufficient number of replicates, although the actual number of replicates was often not presented in the source reference. Depending upon the nature of the data, one of two curve types was fitted (Figure 3) as described below.

Before the calculated EDR_{10} values were accepted for further use in the process of benchmark derivation, they were checked against rules 3-5 in Figure 2 to ensure the spread of experimental dose rates was sufficient to determine a robust EDR_{10} value. The data and the fitted models for all data sets that were accepted for inclusion in the SSD are presented graphically in Appendix 1.

[PROTECT]

28/72

Dissemination level: PU

Date of issue of this report: 11/11/08



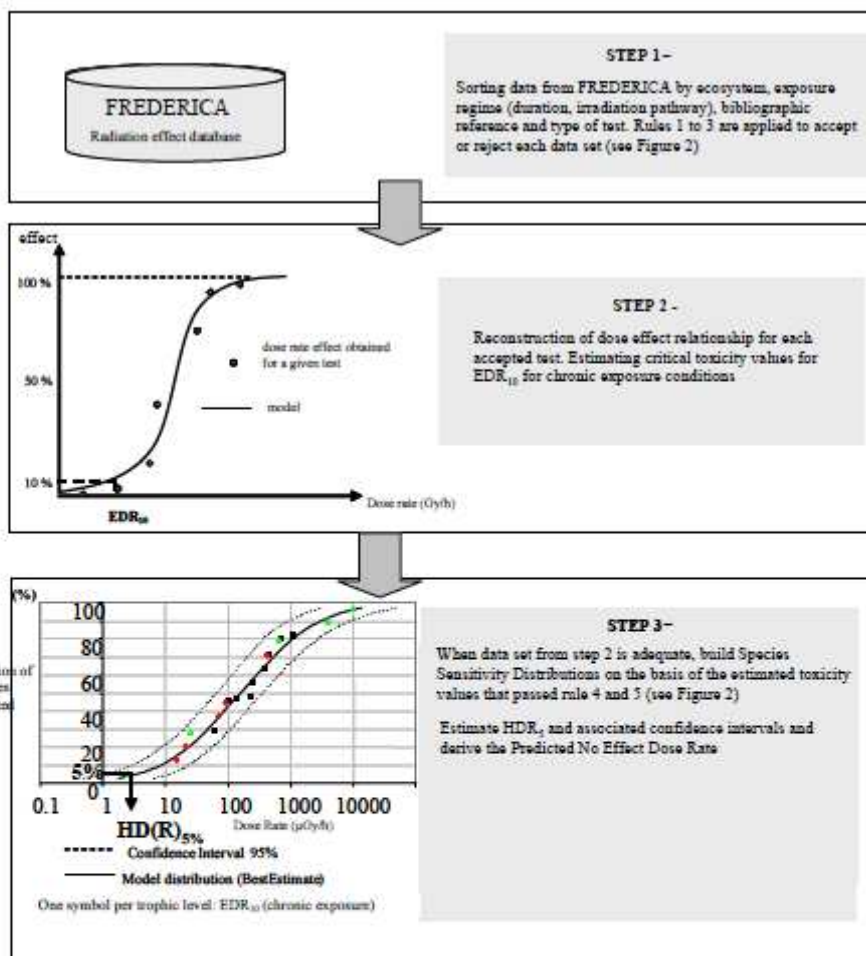


Figure 1. The methodology applied to the FREDERICA database to reconstruct chronic exposure dose-effect relationships and derive benchmark values (see subsequent text for definitions) from SSD.

[PROTECT]

29/72

Dissemination level: PU

Date of issue of this report: 11/11/08



Logistic dose rate-effects relationships:

Typical dose rate-response curves (Figure 3) were modelled using the commonly used logistic model:

$$y(x) = c + \frac{d - c}{1 + \exp[b(\ln(x) - \ln(e))]}$$

Where d denotes the control response, and c is the response at infinite dose. The parameter e is the dose rate at which the value of $(d - c)$ is reduced by 50% (EDR_{50}), and b is proportional to the slope around EDR_{50} . Depending on whether the response or the effect is being assessed, the logistic functions are either decreasing from a maximal control response at zero dose rate to a lower limit at infinite dose or increasing from no effect at zero dose rate to maximum effect at infinite dose rate.

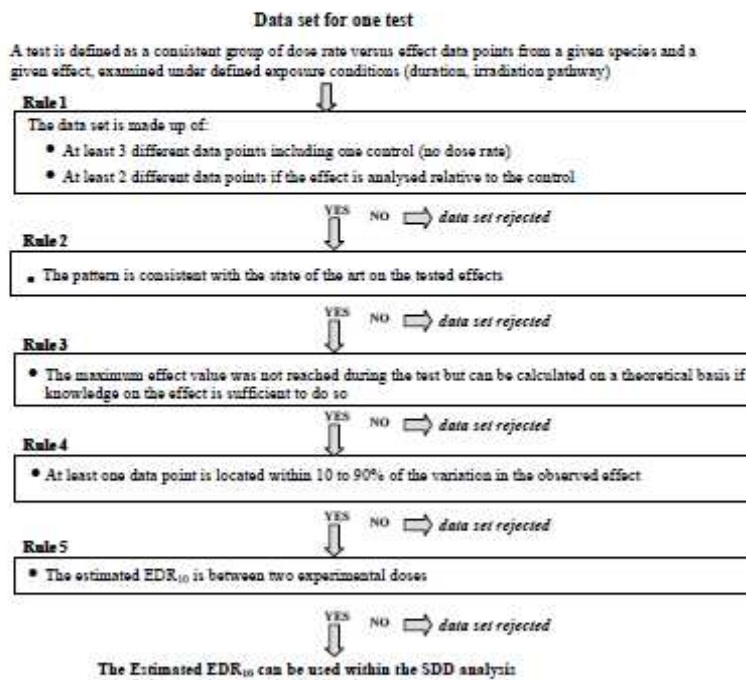


Figure 2. Rules applied on each data set from FREDERICA to reconstruct dose-effect relationships.

[PROTECT]

30/72

Dissemination level: PU

Date of issue of this report: 11/11/08



Table 4. Data selection criteria for datasets exhibiting a hormetic pattern.

Curve shape	NOEC definition	
Inverted U shaped curve	NOEC definition	the highest dose with a response $\geq 90\%$ of the control
	Selection criteria	<ul style="list-style-type: none"> - at least 5 dose-response data points (the minimal number to fit a hormesis model with 4 parameters, requires fixing the lower limit to 0) - 1 control data point - at least 2 doses \leq NOEC with a response numerically higher than the control - 1 NOEC - at least 1 dose $>$ NOEC with a response $\leq 90\%$ of control
U shaped curve	NOEC definition	the highest dose with a response $\leq 110\%$ of the control
	Selection criteria	<ul style="list-style-type: none"> - at least 6 dose-response data points (the minimal number to fit a hormesis model with 5 parameters; lower and upper limit are different to 0) - 1 control point - at least 2 doses \leq NOEC with a response numerically lower than the control - 1 NOEC - at least 1 dose $>$ NOEC with a response $\geq 110\%$ of control
Exclusion criteria		<ul style="list-style-type: none"> (1) the absence of a relevant control; (2) the incapacity to achieve responses greater than (or less than, depending on end point) the control response (e.g. studies where the end point was survival and the control response was 100% or where the end point was tumour incidence and the control response was zero); (3) at least two doses below the NOEC; (4) at least one dose showing <i>a priori</i> criteria-based inhibition.

The curve fitting is based on the Levenberg-Marquardt algorithm and enables the EDR_{10} (or other EDR_n) to be calculated together with corresponding uncertainty. The extreme effect values, i.e. those obtained for the control group exposed only to the dose rate corresponding to the natural background (d), and a hypothetical group exposed to infinite dose rate (c) need to be determined in a systematic and robust way as their values greatly influence the resulting curve fit. A rule to initiate the fitting process was defined as follows: if the control effect value is 0 (continuous data), 0% or 100% (percentage data), this value is imposed on the model. Otherwise, the control value can be adjusted. The value for the maximum effect used is always imposed on the model to avoid irrational estimates (i.e. $>100\%$ or $<0\%$ or <0).

Hormetic dose rate-effects relationships:

The logistic functions previously described cannot be used to model dose responses that exhibit an initial response stimulation or effect minimisation. Some data sets from FREDERICA visually exhibit a hormetic pattern (i.e. a stimulation effect in low dose rates zone, Figure 3). These data were processed through data selection criteria described in Table 4. Non-linear regression was applied to the hormetic data sets using the Brain-Cousens model:

$$y(x) = c + \frac{d - c + fx}{1 + \exp[b(\ln(x) - \ln(e))]}$$

[PROTECT]

31/72

Dissemination level: PU

Date of issue of this report: 11/11/08



where interpretation of c and d is the same as that for the logistic model, whereas e and b have no specific interpretation except the fit. The statistical test for the presence of hormesis is the test of $f=0$. For more detail, see Cedergreen et al. (2005).

The hormesis effect in the selected data is assessed statistically using the lack of fit test to compare the logistic and Brain-Cousens model fits with the DRC package (Ritz and Streibig, 2005) and R Software (R Development core team, 2006). For the effective hormesis data (for which the lack of fit test would be significant), the hormesis effect is described by means of the shape of the curve (U or inverted U), the size of induction regarding control, the estimation of the dose rate corresponding to the maximal response and to the EDR_{10} . Both data sets showing hormetic response relationships included in the SSD for derivation of benchmarks are presented in Appendix 1.

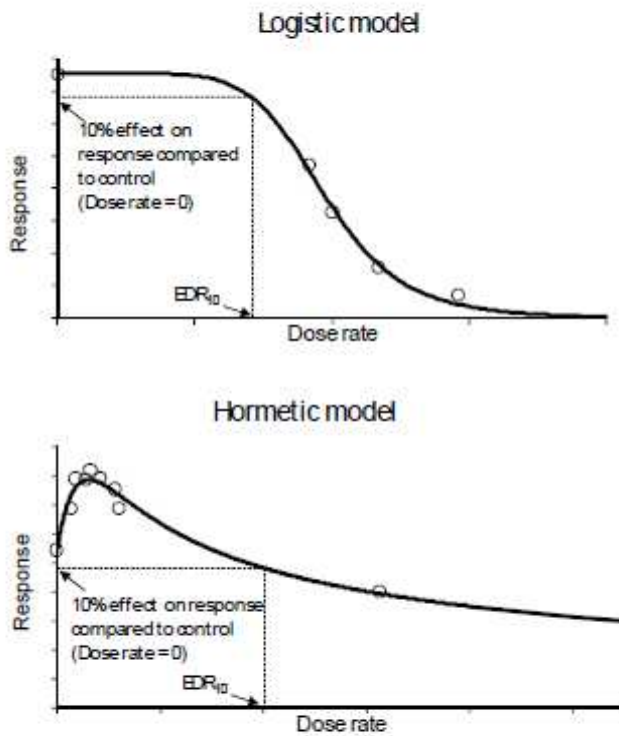


Figure 3. Examples of the two dose rate – effect models used to estimate EDR_{10} values; the y-axis represents a measure of response relative to the control treatment (where the control is shown as the data point marked on the y-axis).

[PROTECT]

32/72

Dissemination level: PU

Date of issue of this report: 11/11/08



Derivation of screening values (step 3):

The last step of the methodology uses the EDR_{10} values calculated in step 2 to derive the HDR_5 (i.e. dose rate at which 95 % of species will be effected below a 10 % level) by applying the SSD method. The predicted no effect dose rate (PNEDR) is then obtained by applying a relevant assessment factor to the HDR_5 to account for any residual uncertainties (e.g. lack of data for certain taxa or endpoints). The PNEDR is equivalent to the screening value referred to above.

There are several considerations that need to be addressed during this third step which have a direct and potentially considerable influence on the final benchmark value. These include the selection of data to include in the SSD, the precise methodology of fitting a distribution to these data, and the value of the assessment factor applied to the HDR_5 . We discuss these issues in relation to the derivation of the PROTECT benchmark values below.

Selection of data

The work of Garnier-Laplace and Gilbin (2006) suggested that SSD for radiological effects can be created using data across both terrestrial and aquatic ecosystems as resultant HDR_5 estimates were similar for species in both ecosystem types. Consequently, for the purposes of defining screening levels we have considered the available EDR_{10} values as one combined generic dataset. All 105 of the EDR_{10} values derived from references meeting the above criteria within the FREDERICA database are presented in Appendix 2.

As our protection goal is to protect populations from ionising radiation, the selection of which EDR_{10} should be included in the SSD needs to consider each endpoint's relevance for population sustainability. In an earlier approach, Garnier-Laplace et al. (2006; 2008) estimated the geometric mean EDR_{10} for a given species and a given category of endpoints among reproduction, morbidity and mortality. This approach has been challenged within PROTECT as it may produce an EDR_{10} which is not the most protective as it mixes endpoints of differing sensitivity within the SSD.

The approach used within PROTECT was to select the most sensitive (lowest EDR_{10}) endpoint for any given species; cytogenetic endpoints were not considered to be relevant to population sustainability, although these may be more sensitive. Reproduction endpoints were most often amongst the more sensitive and these are generally accepted as being population relevant (IAEA, 1992; UNSCEAR, 1996) (see Appendix 2). The approach of Environment Canada (2003) used the most sensitive reproductive endpoint for each wildlife group in a deterministic assessment factor approach. This selection required expert judgement of the ecological relevance of each individual endpoint.

The EDR_{10} values used in the final derivation of PNEDR values are identified in Appendix 2. The total number of EDR_{10} values was 20 comprised of 4 plants, 2 annelids, 3 crustaceans, 2 molluscs, 2, birds, 4 fish and 3 mammals. There is considerable statistical uncertainty associated with some of the EDR_{10} estimates (as may be inferred by consideration of the figures presented in Appendix 1). An alternative dataset comprising EDR_{10} values with the lowest uncertainty for each species was therefore also compiled (Appendix 2).

To evaluate the robustness of the HDR_5 resulting from this data selection, HDR_5 values were also derived using slightly differing data selection approaches. These include the EDR_{10} with

[PROTECT]

33/72

Dissemination level: PU

Date of issue of this report: 11/11/08



the lowest uncertainty rather than the EDR₁₀ with the lowest value, or substituting the EDR₁₀ with an available HNEDR (Highest No Effect Dose Rate) value if this was lower (thus using results from experiments that did not fulfil the requirements to derive an EDR₁₀ value). The database was also investigated to determine whether HNEDR or LOEDR values from studies that did not allow determination of EDR₁₀ values could be used to increase the number of species included in the SSD. However, no suitable data were found.

Methodology of fitting a distribution to the selected data

The SSDs were constructed using a log-normal distribution by the approach of Duboudin et al. (2003). The Direct Weighted Bootstrap method (DWB) was used to build SSDs and their confidence intervals. The bootstrapping was run for a 1000 samples. The goodness of fit was tested by a Kolmogorov-Smirnov test with a Dallal-Wilkinson approach and by the multiple R-square coefficient between theoretical and empirical distributions.

A basic assumption of the SSD approach is that the species tested are representative of all species. Depending upon the proportions of test species from different trophic levels or taxonomic groups the validity of this assumption could be questioned. Duboudin et al. (2004) and Forbes and Calow (2002) investigate an approach to weight data within an SSD for different taxonomic groupings although such data manipulation is not common practice in chemical risk assessments. The DWB method was used to enable the construction of samples in which the effect of different proportions of data among species and among taxonomic groups could be investigated. For instance, the analysis could be weighted to let the influence of species from dominating taxonomic groups (in terms of number of species) reflect this dominance even if they are not prevalent within the test species.

Within PROTECT, results from unweighted SSDs have been compared with those using a weighting based on taxonomic group. For the generic screening value, which is based on values from all species from all types of ecosystems, the weighting was based on proportion of species within three taxonomic groups (the small dataset available precluded further division): plants, invertebrates and vertebrates. As an example, the same weight was given to each taxonomic group, meaning that species in underrepresented groups (i.e. less species than the average number of species per group) were allocated a higher weight and species from over-represented groups were allocated a lower weight. Duboudin et al. (2004) discuss other approaches to taxonomic weighting.

Furthermore, SSDs were also produced for which the data were weighted according to the uncertainty in the individual EDR₁₀ values. The weighting factors for uncertainty were given by dividing the values into three groups based on the coefficient of variance for each estimated EDR₁₀ value where 0-10% was classed as low (L) uncertainty, 10-100 % as medium (M), and >100 % as high (H) uncertainty. Arbitrary weightings of L:M:H of 3:2:1 and 100:10:1 were applied and compared.

Choosing an appropriate assessment factor to apply to the generic HDRs

As described above, whilst the TGD (EC, 2003) suggests that an assessment factor between 1 and 5 should be applied to the HC₅ value (equivalent to our HDR₅ value), it gives no clear guidance on how these assessment factors should be chosen.

[PROTECT]

34/72

Dissemination level: PU

Date of issue of this report: 11/11/08



Table 5. Factors contributing to uncertainty of a derived HDR₅.

AF = 1	→	AF = 5
Many data	→	Few data
Predominantly field data	→	Predominantly laboratory data
Sensitive endpoints	→	Non-sensitive endpoints
Supporting evidence	→	Lack of evidence
Wide data spread	→	Poor data spread

Within PROTECT we have applied scores between one and three stars to the factors contributing to uncertainty given in Table 5 (where three *** denotes the least uncertainty). On this basis, the justification for selection of an appropriate AF for the generic screening value is outlined below.

*Amount and quality of data***:* The data have been through a rigorous selection process from being quality controlled when first entered into FREDERICA through to the consideration of endpoint relevance. Quality and robustness of the data are further strengthened by the evaluation of the effects of weighting data according to taxonomic groups or EDR₁₀ uncertainty and effect of using different input data (i.e. HNEDR if lower than EDR₁₀). The amount of data was above the minimum required according to the TGD.

*Field-lab data***:* Although most of the data are from laboratory studies, the vast majority of available field observations (not included as not suitable for input to SSD) suggest that population relevant effects would not be observed at dose rates below the derived HDR₅ (17 µGy h⁻¹).

*Sensitivity of end-points***:* We have selected the lowest EDR₁₀ value for each species for observations of ecologically relevant endpoints.

*Data spread**:* The overall data spread of the 20 data entries is fairly good covering plants, crustaceans, molluscs, annelids, fish, birds and mammals.

*Supporting indications**:* The derived HDR₅ is comparable to, or lower than, the recommendations of ICRP, UNSCEAR, NCRP and IAEA (see Table 1). It is also comparable to the upper range of estimated background dose rates (1-30 µGy h⁻¹) as given in the ERICA Tool (Brown et al., 2008). Available laboratory and field effects data for appropriate endpoints, as discussed below, are above the HDR₅ value.

On the basis of the above, we consider the application of an assessment factor of 2 to be justified. To avoid the application of an assessment factor (thus minimising expert judgements) and still address uncertainty in the data Twining et al. (2005) used the lower end of a confidence interval around the HDR₅. However, as PROTECT has followed the recommendations of the TGD (EC, 2003) we have applied an AF.

[PROTECT]

35/72

Dissemination level: PU

Date of issue of this report: 11/11/08



Table 6. Derived HDR_s values ($\mu\text{Gy h}^{-1}$) with 95% confidence interval within brackets using the standard methodology (EDR₁₀: lowest value and no weighting) as well as alternative input data and weighting options. See text for explanation of the different options.

Data used	No weight	Weighting for uncertainty	Weighting for uncertainty	Weighting for organism group
		(100:10:1)	(3:2:1)	(1:1:1)
EDR ₁₀ ; lowest value	17 (2-211)	28 (3.1-304)	21 (2.4-212)	34 (3.7-307)
EDR ₁₀ ; lowest uncertainty	37 (5.9-323)	24 (4.6-188)	37 (5.6-298)	63 (13-240)

4.4 Resulting benchmark values

4.4.1 Generic Screening level estimates

The resulting generic HDR_s, when all 20 EDR₁₀ values are used to produce a generic SSD as described above, is $17 \mu\text{Gy h}^{-1}$ (Table 6). Table 6 also shows the resulting HDR_s values when the alternative derivation methods were used as described above (weighting for organism group or uncertainty in individual EDR₁₀ values, or using alternative data, i.e. the EDR₁₀ value for each species with the lowest uncertainty rather than the lowest value or substituting EDR₁₀ with HNEDR if lower). As can be seen from Table 6, the median values derived by the different approaches to analysing the available data are similar especially when considering the uncertainty around the estimates (as indicated by the 95% confidence limits).

There were three instances when an available HNEDR was lower than the EDR₁₀ for a given species. However, use of these values resulted in a poor fit to the modelled distribution and this option was therefore rejected. Using the other alternative data or weighting options gave similar results as the unweighted approach using the lowest EDR₁₀ value for each species. This suggests that the derivation is robust and that high uncertainty in some of the individual EDR₁₀ values do not influence the results unduly. As weighting makes little difference to estimated HDR_s, and as it is not common practice and requires additional expert judgement, PROTECT has favoured the use of unweighted SSD. The robustness of the methodology is further supported by the similarity to the HDR_s values previously determined by: (i) Garnier-Laplace et al. (2008) of $82 \mu\text{Gy h}^{-1}$ based upon a different data input selection which included some less sensitive endpoints in the SSD (see above); (ii) Twining et al. (2005) of $15 \mu\text{Gy h}^{-1}$ for aquatic organisms using HNEDR and LOEDR values as inputs into an SSD.

Applying the selected assessment factor of 2 results in a generic screening level of $10 \mu\text{Gy h}^{-1}$.

4.4.2 Organism group specific screening level estimates

As discussed above the application of a generic screening value to all organism types raises some problems when used in assessments as the most exposed organism identified may not necessarily be the organism most at risk. Ultimately, it would be desirable to have screening values for as many relevant groups as justifiable (probably taxonomically at the family or class level), however, currently we do not have enough data to achieve this. Consideration was therefore given to deriving values for three broad groups, namely plants, vertebrates and invertebrates recognising that these groupings each contain organism which are likely to have a range of radiosensitivities

[PROTECT]

36/72

Dissemination level: PU

Date of issue of this report: 11/11/08



Table 7. Proposed organism group screening values ($\mu\text{Gy h}^{-1}$), deterministically derived estimated PNEDR and HDR_s values estimated using SSD or 'small dataset' methodologies (see text for explanations of these alternatives).

	Proposed PNEDR	n	Lowest EDR ₁₀	Deterministically estimated PNEDR*	HDR _s generated using SSD**	HDR _s estimated using 'small dataset approach'***
Vertebrates	2	9	3.6	0.4	2.1 (0.3-62)	2.9 (0.6-15)
Invertebrates	200	7	1030	100	505 (55-4447)	106 (17-670)
Plants	70	4	710	70	n/a	40 (3.5-470)

*Estimated assuming AF=10

**95 % confidence limits presented in parenthesis

***Estimated using software of Vlaardingen et al. (2004); 90 % confidence limits presented in parenthesis

The numbers of datapoints for each of these groups were: vertebrates (n=9), invertebrates (n=7) and plants (n=4). Even for vertebrates and invertebrates, the available data were therefore below the ideal requirements to enable a SSD to be generated according to the TGD. To derive organism specific screening levels three approaches were compared: (i) generate an unweighted SSD as above for both vertebrates and invertebrates; (ii) apply the small sample method within the EXT^{2.0} programme (Vlaardingen et al., 2004) to generate HDR_s values for each group; (iii) estimate a PNEDR for each group deterministically.

No attempt to generate an SSD was made for plants as the available dataset was too small. The EXT^{2.0} programme has a function enabling HDR_s values to be generated from small datasets (n<10) implementing the methodology described by Aldenberg and Luttk (2002). The method requires a suitable standard deviation (SD), for assessment of chemicals the assumption is made that a SD derived for similar chemicals/organisms (e.g. the programme contains predefined SD of pesticide toxicity values in birds – pooled across different pesticides) is available and can be applied to the chemical being assessed. However, for radioactivity we do not have alternative datasets from which to derive SD values. Therefore, we assumed that all three groups had the same SD value as the overall dataset of 20 values; an assumption which we acknowledge is unlikely to be valid. To estimate PNEDR values deterministically, an AF of 10 was applied to the lowest EDR₁₀ value within the dataset for each organism group, justified on the basis that for each group data, were available from more than 3 species (see Table 3 for guidance on selection of deterministic AF values from the TGD). Results from each of the three approaches are compared in Table 7; confidence intervals are also shown where appropriate.

The SSD and small dataset methods give broadly comparable results for vertebrates and invertebrates. Given our application of the small dataset method is limited by the lack of suitable SD values, we favour the SSD approach whilst acknowledging that the datasets are sub-optimal according to the TGD (which recommends n>10). Statistically acceptable fits are achieved for the two SSD and the comparison with the small dataset method implementation (accepting the limitations of this) is encouraging. Therefore, for invertebrates and vertebrates we recommend using the SSD derived HDR_s values to estimate organism specific PNEDRs. The arguments put forward above for the selection of an AF for calculation of the generic

[PROTECT]

37/72

Dissemination level: PU

Date of issue of this report: 11/11/08



screening level remain valid for the organism specific screening values with the exception that the datasets are smaller (although coverage within each group is the same as for the generic screening level derivation). Taking into account the smaller dataset, an AF value of 3 is suggested. The resultant PNEDR for invertebrates is then $200 \mu\text{Gy h}^{-1}$ (rounded to one significant number). The resultant PNEDR for vertebrates would be approximately $0.7 \mu\text{Gy h}^{-1}$, which is similar to the value estimated deterministically (Table 7), this value is considerably below any relevant observed effects measured in field studies. For example, Sazykina (2005) reported only minor cytogenetic effects for mammals in the dose rate range $4\text{--}20 \mu\text{Gy h}^{-1}$ from a review of data from contaminated sites in former Soviet Union countries. The value is also similar to background dose rates for many vertebrates (Beresford et al., 2008b; Brown et al., 2004) and considerably lower than some reported values for aquatic organisms and estimates for burrowing animals, both of which are of the order of $10^5 \mu\text{Gy h}^{-1}$. A screening value $<1 \mu\text{Gy h}^{-1}$ for vertebrates would not be fit for purpose and therefore pragmatically we propose that the actual HDR₅ value of $2 \mu\text{Gy h}^{-1}$ is currently our best estimate as the vertebrate screening value. Environment Canada (2003) used an assessment factor of 1 in deriving radiological benchmarks for a similar reason (see also Hingston et al., 2007b).

Given the lack of data for plants, the deterministic option has to be used to derive a suggested PNEDR of $70 \mu\text{Gy h}^{-1}$.

Taking into account the uncertainty associated with these estimates they should be considered as indicative of the order of magnitude of values, rather than definitive numbers. These illustrative organism group values were derived because we recognised that there would be differences in radiosensitivity depending upon taxa. As discussed above, it would be desirable to derive screening values for as many relevant groups as justifiable and this should probably be at the taxonomic levels of family or class. The groupings selected for derivation of organism group screening values in this report represent what could be practically achieved with the current data. The PROTECT consortium considers that, whilst currently there may be less confidence in the organism specific values we have derived compared to the generic screening value (which appears to be fairly robust), that the derivation of more robust organism group values should be pursued in the future. Table 8 compares the advantages and disadvantages of the two types of screening value (with some comments being based upon current data availability). The conceptual difference between the two approaches is that the generic value should *protect 95 % of all species* whereas the organism specific values should *protect 95 % of species within each organism group*. However, if organism group screening values are to be derived, then all groups should be considered in an assessment; in the examples presented here, use of just the lowest value, for vertebrates, could result in components of the vertebrate foodchain not being adequately considered possibly resulting in indirect effects on vertebrates. Accepting that there are differences in radiosensitivity between groups, it should be acknowledged that the generic screening value will over protect some groups and under protect others. For instance, on the basis of the currently available data we estimate that 85 % of vertebrate species are protected at $10 \mu\text{Gy h}^{-1}$. Obviously, some organism group screening values will be higher than the generic screening value (plants and invertebrates in the examples presented here) whilst others will be lower (vertebrates in the examples presented here).

[PROTECT]

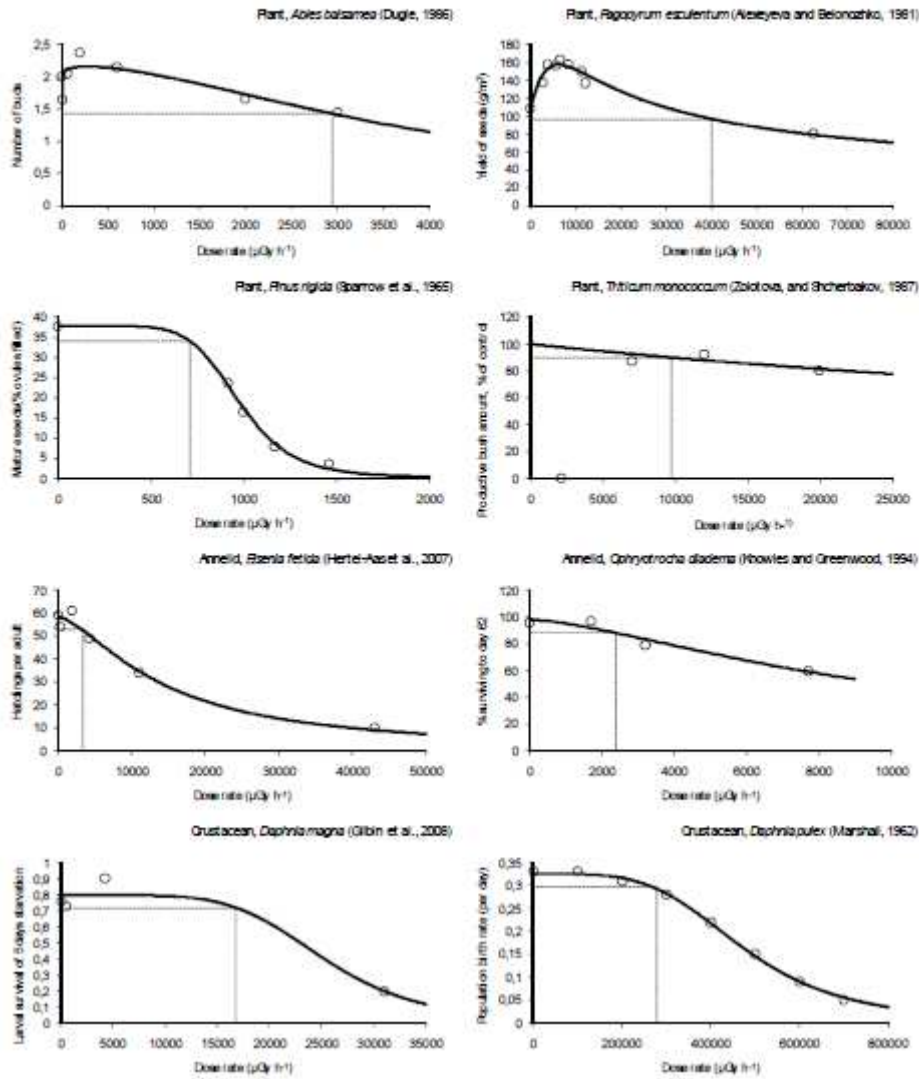
38/72

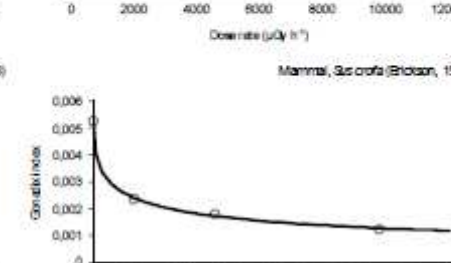
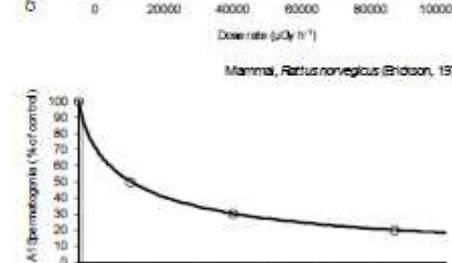
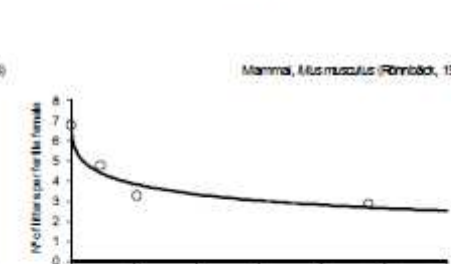
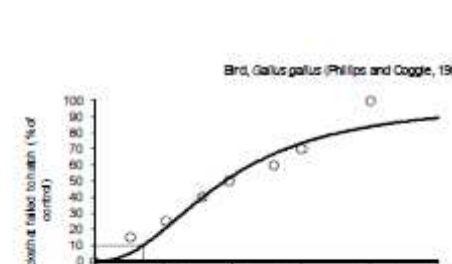
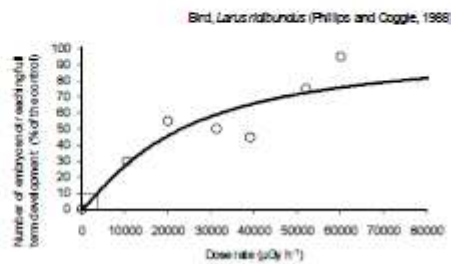
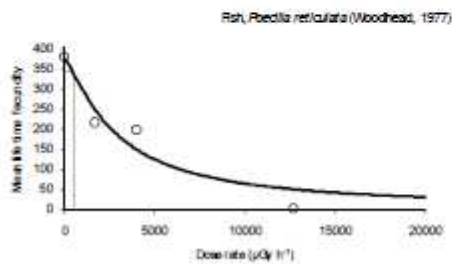
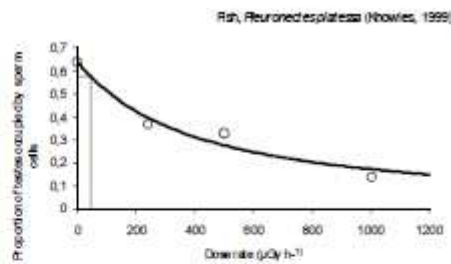
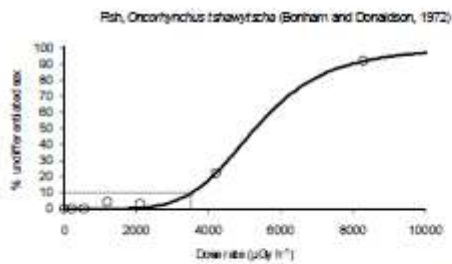
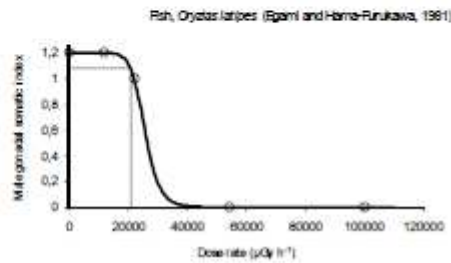
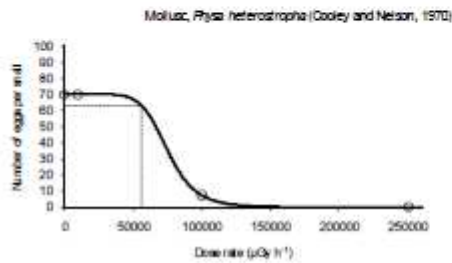
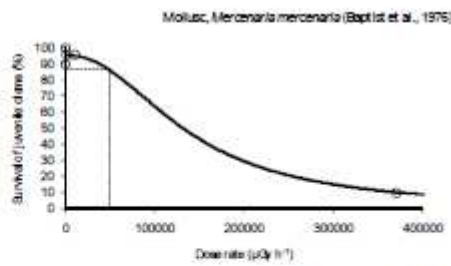
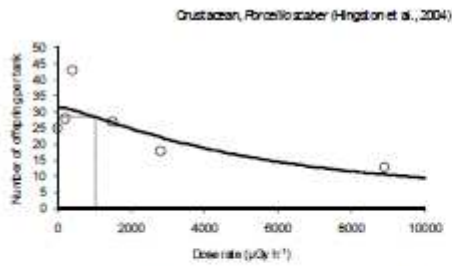
Dissemination level: PU

Date of issue of this report: 11/11/08



Appendix 1. Graphs showing the fitted distributions and the derived EDR₁₀ values for the 20 datasets showing the lowest EDR₁₀ value for each species which have been used for derivation of the screening values presented within the report.





9.3 ANALYSE DETAILLEE DU RETOUR D'EXPERIENCE DE L'IRSN POUR LES SITUATIONS PLANIFIEES/EXISTANTES

Afin d'aider le lecteur dans sa compréhension des résultats des évaluations de risque radiologique pour l'environnement menées par l'IRSN, deux cas relatifs à des installations contrastées ont été analysés plus en détail. Le premier concerne l'évaluation conduite sur le site électronucléaire, qui réunit à la fois des réacteurs en exploitation et en démantèlement, ainsi qu'une installation de stockage. Cette étude a été réalisée aux valeurs limites demandées par l'exploitant pour son autorisation de rejet d'effluents radioactifs dans l'environnement. Le second concerne l'installation nucléaire de base d'entreposage de déchets radioactifs. L'évaluation a alors été faite sur la base des estimations de rejet produites par l'exploitant.

Dans les 2 études, l'évaluation reportée ici est celle concernant le milieu aquatique, dans une optique comparative. De façon à faciliter cette comparaison, les figures sont systématiquement reportées sur une même page. Enfin, à titre d'information, les éléments de connaissance figurant dans l'outil ERICA au regard des débits de dose reçus par les organismes de référence terrestres et d'eau douce du fait de leur exposition à la radioactivité naturelle sont présentés au dernier paragraphe, et également positionnés par rapport aux valeurs de référence de l'outil et de la CIPR. Ces informations sont accessibles à partir de l'outil, au niveau d'évaluation Tier 2, via l'onglet *Background* de la page *Results*.

Illustrations présentées

<i>Positionnement des débits de dose estimés vis-à-vis des valeurs de référence</i>	<i>p.106</i>
<i>Contribution de l'exposition interne vs. externe</i>	<i>p.108</i>
<i>Contribution des radionucléides à l'exposition interne</i>	<i>p.109</i>
<i>Positionnement des débits de dose « bruit de fond » vis-à-vis des valeurs de référence</i>	<i>p.110</i>

9.3.1 POSITIONNEMENT DES RESULTATS AU REGARD DES VALEURS DE REFERENCE

Les débits de dose totaux estimés pour chacun des organismes de référence considérés sont comparés d'une part au PNEDR proposé par défaut dans l'outil ERICA, d'autre part aux DCRLs applicables le cas échéant (Figure 14 : site électronucléaire ; Figure 15 : installation d'entreposage). Dans les 2 cas, les débits de dose estimés sont globalement inférieurs d'au moins un ordre de grandeur à la plus faible des valeurs de référence présentées. La différence est plus marquée pour l'installation d'entreposage, en raison de la composition qualitative du terme-source (émetteurs alpha).

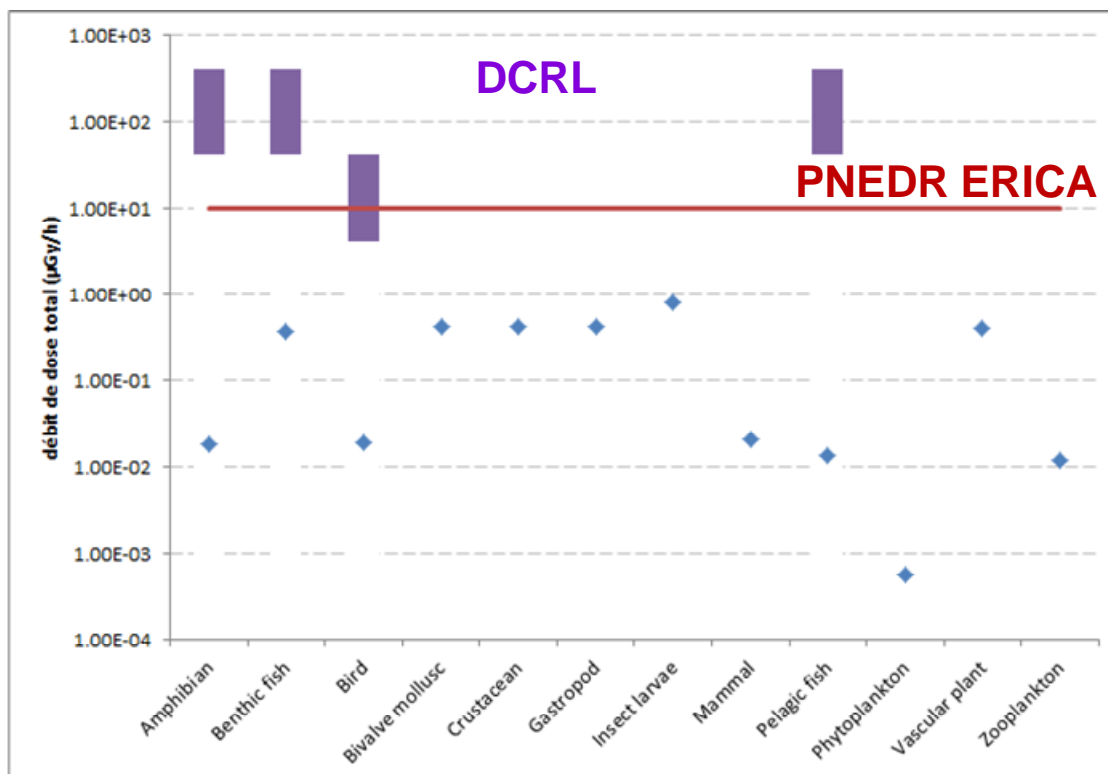


Figure 14 : comparaison des débits de dose estimés pour les organismes de référence du milieu aquatique aux valeurs limites de rejet du site électronucléaire avec le PNEDR de l'outil ERICA et les DCRLs applicables

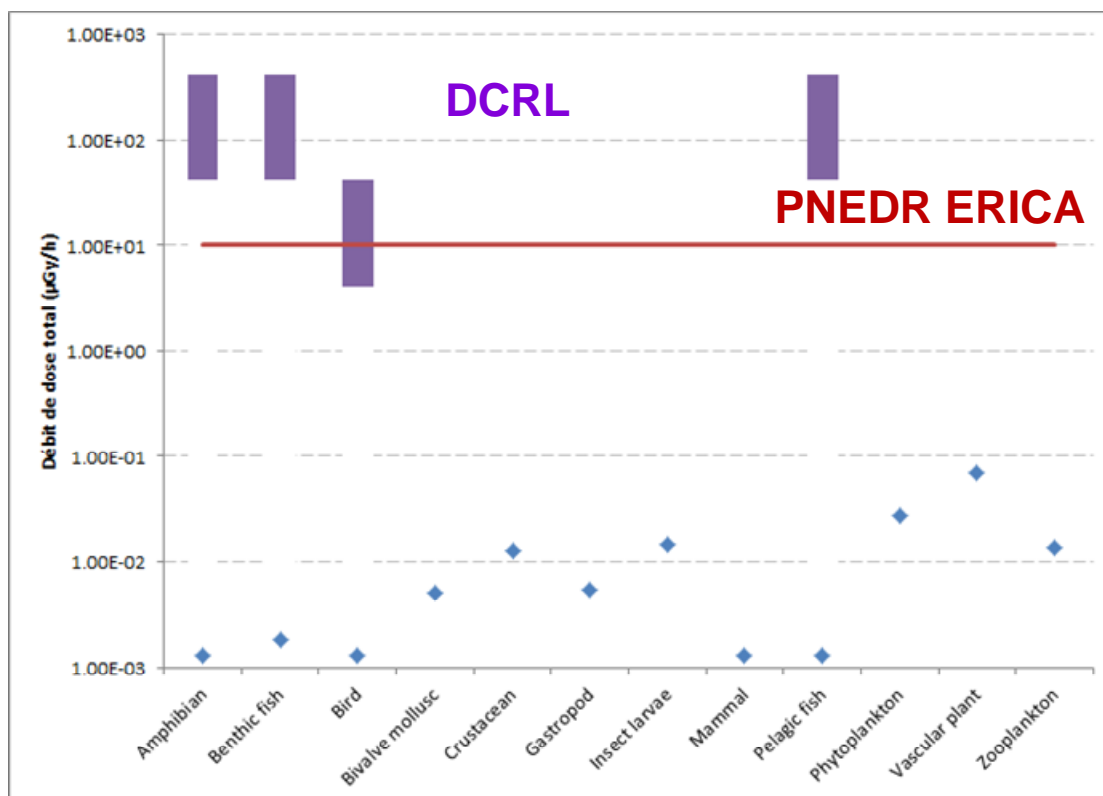


Figure 15 : comparaison des débits de dose estimés pour les organismes de référence du milieu aquatique pour les rejets estimés de l'installation d'entreposage avec le PNEDR de l'outil ERICA et les DCRLs applicables

9.3.2 CONTRIBUTION EXPOSITION INTERNE VS. EXPOSITION EXTERNE

La contribution de l'exposition interne et de l'exposition externe est présentée pour chacun des organismes de référence, dans les deux études (Figure 16 : site électronucléaire ; Figure 17 : installation d'entreposage).

En fonction des organismes et de leur milieu d'exposition (surface de l'eau, eau, interface eau/sédiment, sédiment) et de la nature du terme-source (émission gamma ou alpha dominante), la contribution majoritaire est liée à l'une ou l'autre voie d'exposition. La contribution de l'exposition externe n'apparaît significative que pour des organismes exposés au sédiment.

9.3.3 CONTRIBUTION DES RADIONUCLÉIDES A L'EXPOSITION INTERNE

À titre d'illustration, la contribution des différents radionucléides au débit de dose reçu par les organismes de référence aquatique du fait de leur exposition interne, souvent majoritaire, a été analysée (Figure 18 : site électronucléaire ; Figure 19 : installation d'entreposage).

Pour le fonctionnement normal des réacteurs électronucléaires, couplé avec les rejets associés au démantèlement, le contributeur majoritaire en termes d'exposition interne est pour tous les organismes de référence ou presque le ^{14}C . Vient ensuite l' $^{110\text{m}}\text{Ag}$, notamment pour certains des organismes inféodés au sédiment. Le phytoplancton présente une répartition totalement différente, avec une contribution majoritaire du $^{123\text{m}}\text{Te}$ puis du ^{55}Fe .

Le spectre de radionucléides étant totalement différent pour l'installation d'entreposage, les contributions se répartissent également de façon autre. Pour cette installation, le principal contributeur à l'exposition interne des organismes aquatiques est généralement le ^{230}Th (à l'exception des organismes liés au sédiment), auquel s'associent les isotopes 238 et 234 de l'uranium. Les autres radionucléides ont un rôle négligeable dans les scénarios étudiés.

9.3.4 BRUIT DE FOND NATUREL ET VALEURS DE REFERENCE

L'outil ERICA propose via son interface un accès à la caractérisation de l'exposition des organismes de référence à la radioactivité naturelle, en présentant un débit de dose dit « typique » et sa gamme de variation. Ces données sont reportées sur la Figure 20 pour le milieu d'eau douce et sur la Figure 21 pour le milieu terrestre, ainsi que les valeurs de référence correspondantes.

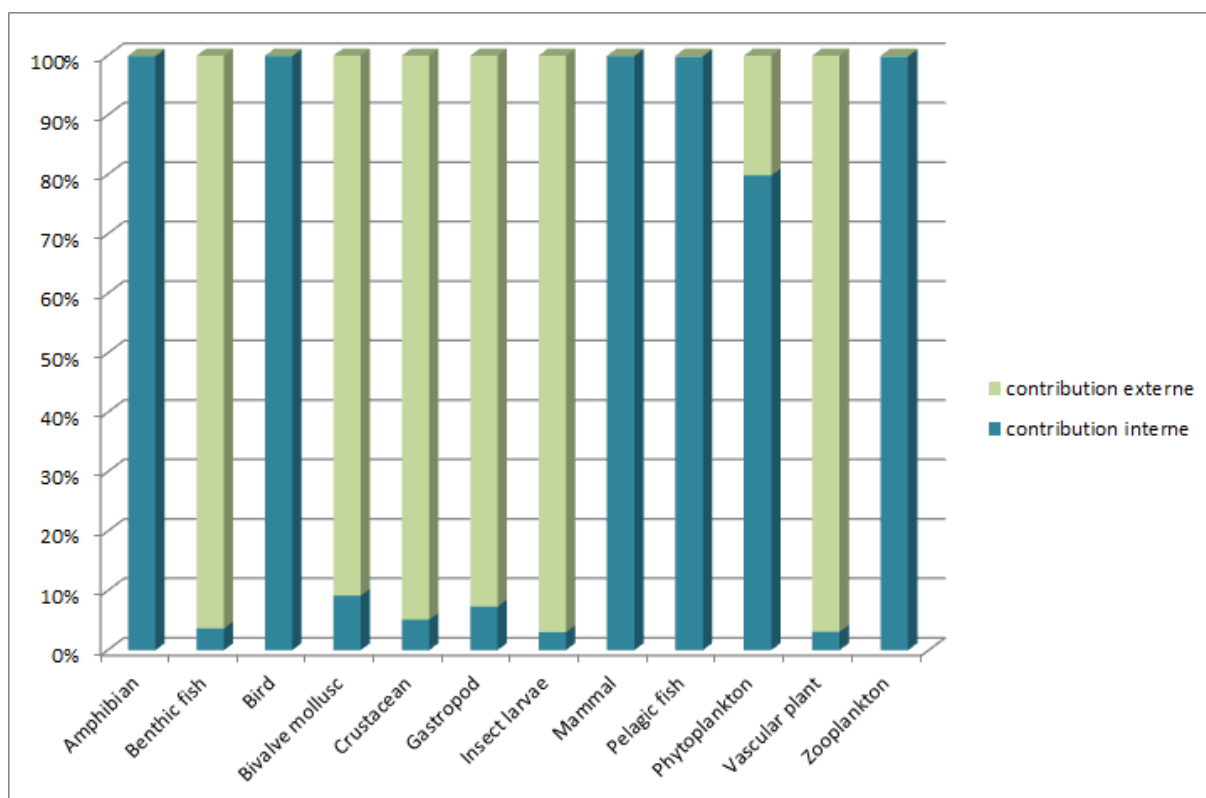


Figure 16 : contribution de l'exposition interne et externe aux débits de dose totaux estimés pour les organismes de référence aquatiques (site électronucléaire)

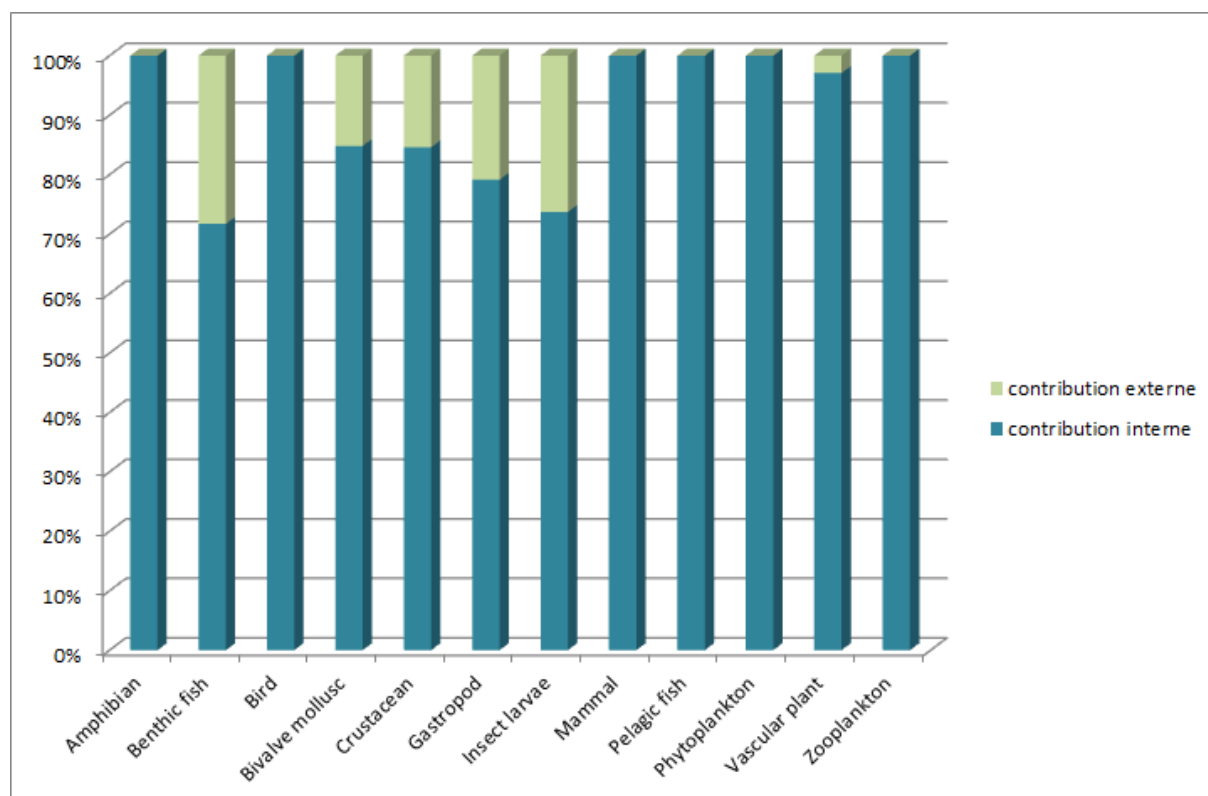


Figure 17 : contribution de l'exposition interne et externe aux débits de dose totaux estimés pour les organismes de référence aquatiques (installation d'entreposage)

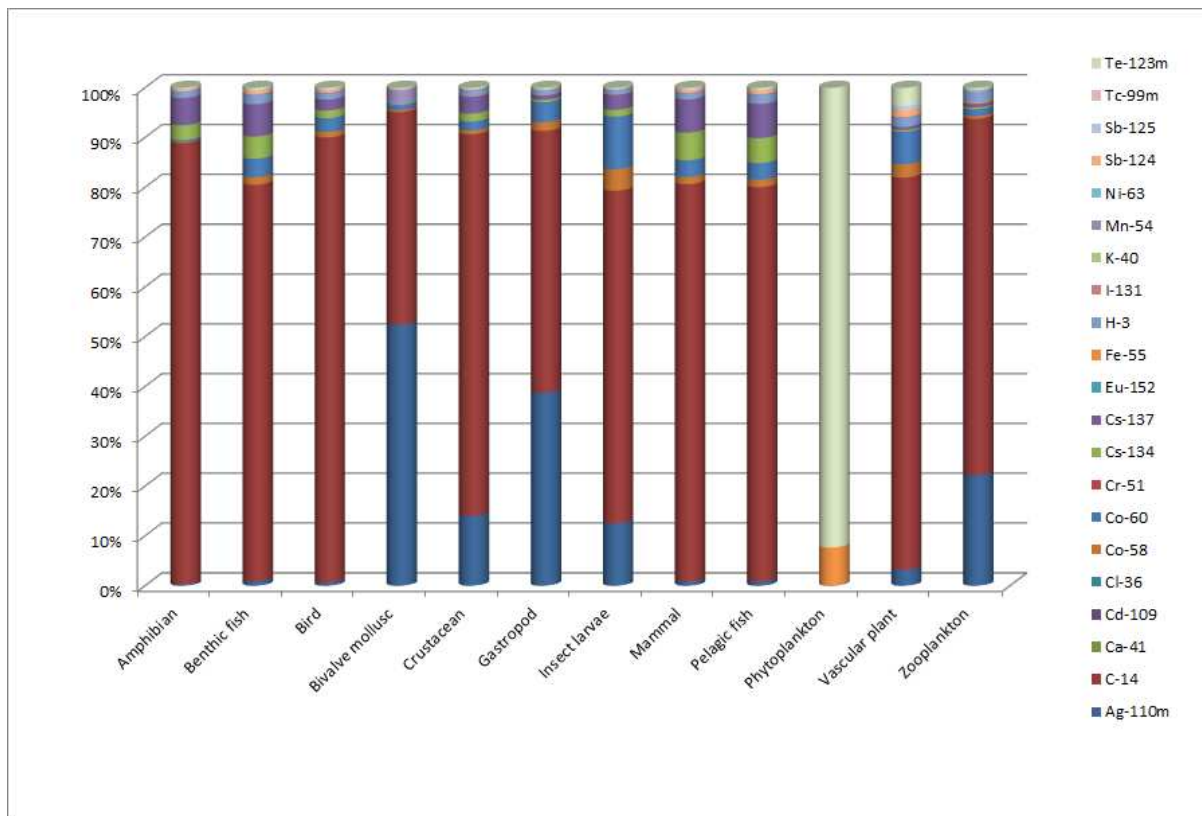


Figure 18 : contribution des différents radionucléides présents dans le terme-source à l'exposition interne des organismes de référence aquatiques (site électronucléaire)

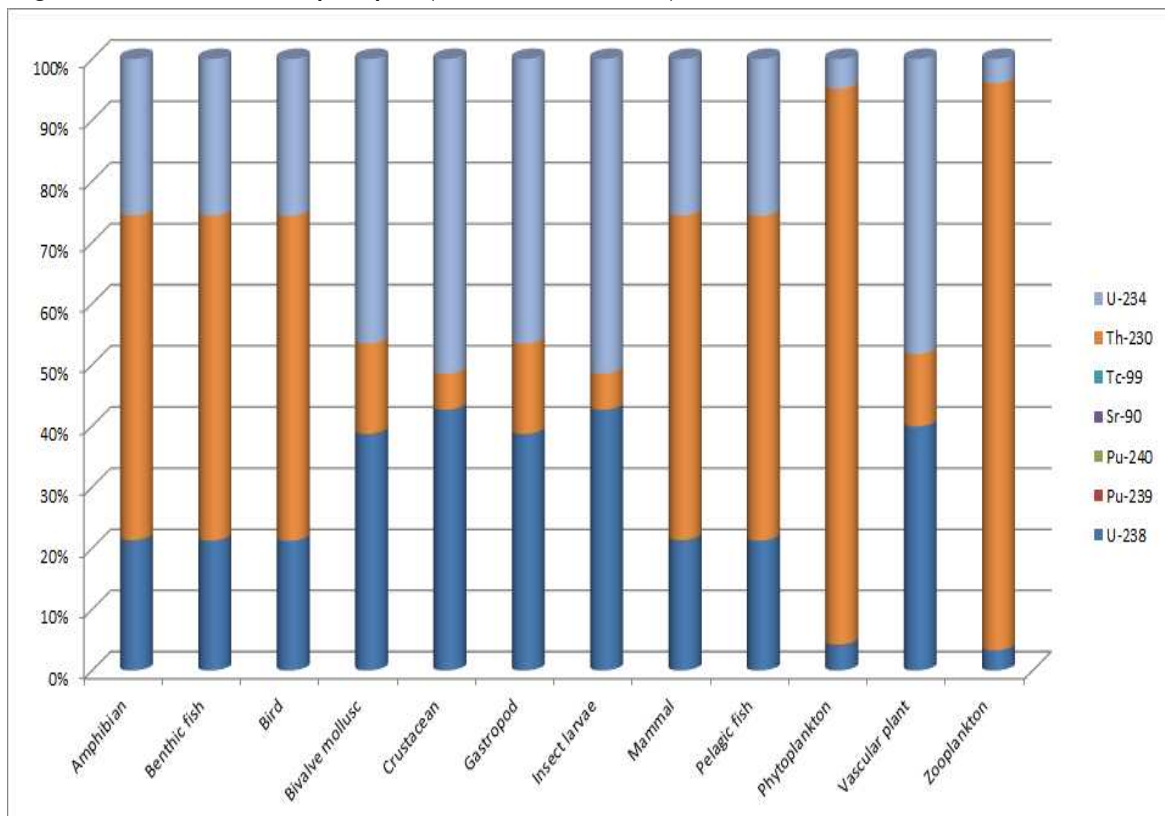


Figure 19 : contribution des différents radionucléides présents dans le terme-source à l'exposition interne des organismes de référence aquatiques (installation d'entreposage)

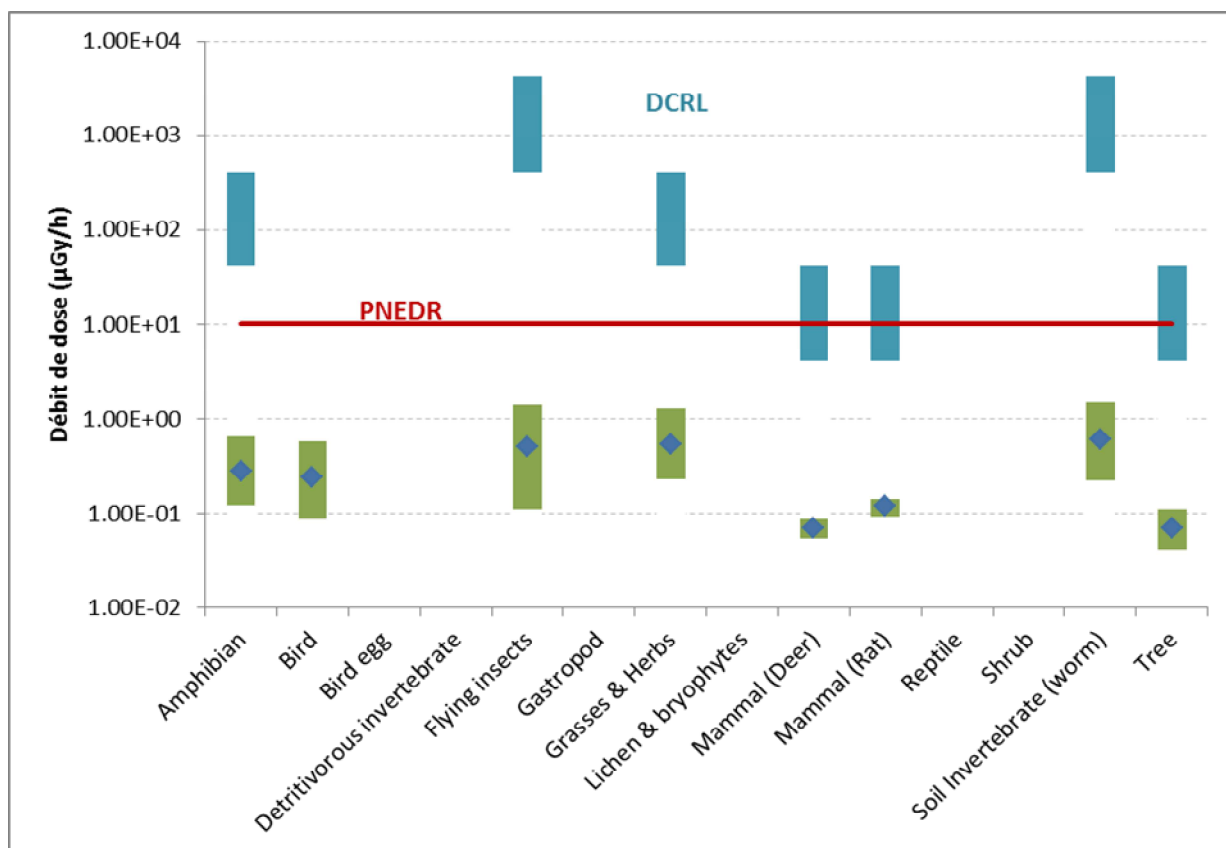


Figure 20 : débits de dose reçus par les organismes de référence du milieu terrestre du fait de leur exposition à la radioactivité naturelle (losange : valeur typique ; barre verte : gamme de variation ; source outil ERICA), PNEDR (ERICA) et DCRLs applicables

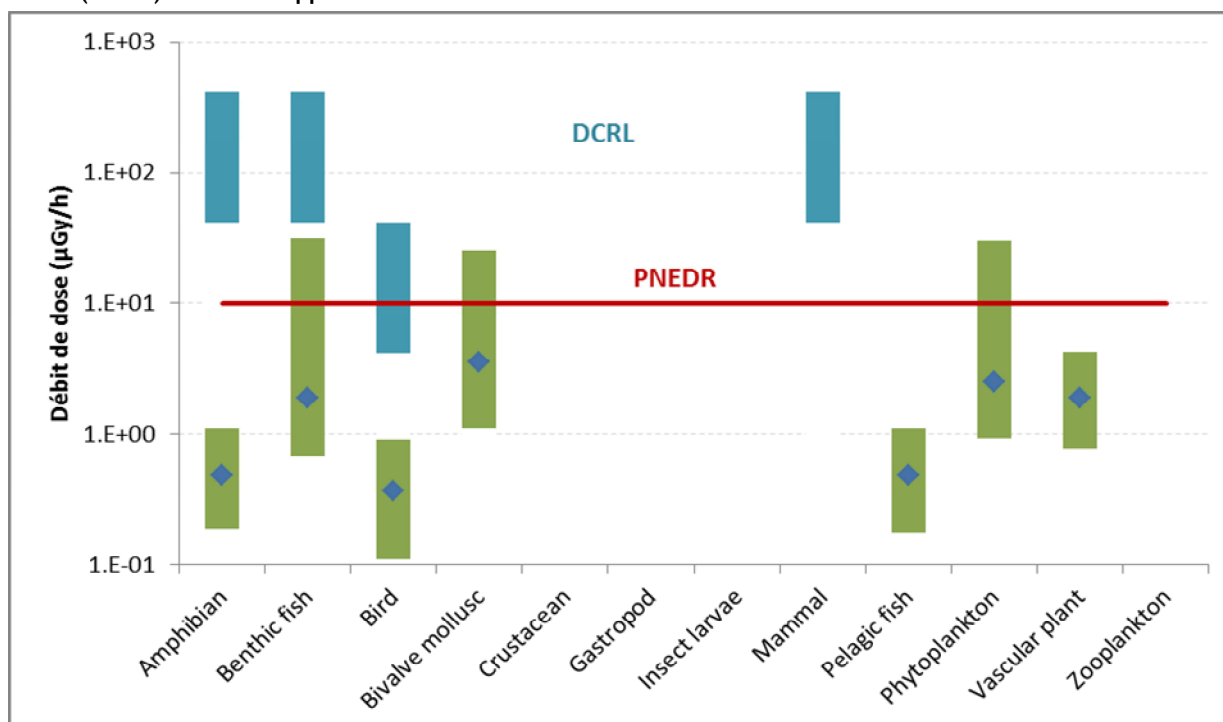


Figure 21 : débits de dose reçus par les organismes de référence du milieu aquatique du fait de leur exposition à la radioactivité naturelle (losange : valeur typique ; barre verte : gamme de variation ; source : outil ERICA), PNEDR (ERICA) et DCRLs applicables

9.4 FICHES DESCRIPTIVES DES APPROCHES, METHODES, OUTILS ET BASES DE DONNEES « VALIDES »

Le terme de validité est utilisé ici au sens de :

- Pour les approche et méthode, dernière version présentée, considérée par leurs promoteurs comme toujours d'actualité et non subrogée par une autre ;
- Pour les outils et bases de données, maintenus et disponibles.

Nom	Niveau	Catégorie	Page
ERICA Assessment tool	Europe	Outil	112
Approche R&D 128	Grande Bretagne	Approche et outil	114
RESRAD-Biota	USA	Outil	116
K-Biota	Corée du sud	Approche et outil	118
Doses3D	Europe	Outil	120
SADA	USA	Outil	120
Loi sur la protection de l'environnement	Canada	Approche	121
FREDERICA	Europe	Base de données	123
Wildlife Transfer Database	International	Base de données	124



<http://www.eric-tool.com/>

Qu'est-ce que l'outil d'évaluation ERICA ?

L'outil ERICA est une application informatique dédiée à l'évaluation du risque radiologique pour les organismes aquatiques et terrestres. Cet outil concrétise l'approche graduée intégrée développée au cours des projets européens FASSET (5ème CPRD) et ERICA (6ème PCRD).

À la première étape d'évaluation, les concentrations en radionucléides dans l'environnement sont comparées à des limites tabulées dans l'outil, sous la forme de quotients de risque.

La deuxième étape d'évaluation conduit au calcul de débits de dose, comparés à des valeurs de référence proposées dans l'application ou imposées par l'utilisateur. Ce dernier peut à ce stade voir et modifier la plupart des composantes du calcul que sont les facteurs de concentration, les coefficients de partage solide/liquide, les coefficients de dose et leur pondération, l'occupation du milieu par les organismes. L'ajout de nouveaux organismes et de nouveaux radionucléides (sur la base de la publication 107 de la CIPR) est également possible, sous réserve de disposer des informations afférentes, notamment en termes de paramètres de transfert.

La dernière étape d'évaluation offre en outre la possibilité de réaliser des calculs probabilistes, lorsque les fonctions de distribution de probabilité des paramètres sont connues.

Des modèles simples de transfert, issus du document SRS 19 produit par l'AIEA, sont disponibles dans l'outil, si l'utilisateur ne connaît pas les quantités de radionucléides rejetées.

Une connexion avec la base de données d'effets FREDERICA est possible depuis l'outil, permettant de mettre en perspective les débits de dose calculés sur la base de l'exposition avec les effets répertoriés dans la littérature.

Domaine d'application et limites

Rejets chroniques des installations nucléaires, hors gaz rares.

Gammes de tailles et de poids des organismes fixées.

Radionucléides couverts par la base de données de la CIPR (CIPR 107)

Disponibilité de l'outil

L'outil ERICA est en téléchargement libre sur le site éponyme.

Maintenance de l'outil

L'outil ERICA est maintenu par six partenaires (NRPA, UK-EA, CEH, Swedish Radiation Safety Authority, IRSN, CIEMAT), impliqués dans plusieurs projets en cours (MODARIA, STAR, COMET), dont les résultats sont intégrés au fur et à mesure de leur disponibilité publique pour améliorer les évaluations produites. Initialement mis à disposition en 2007, l'outil ERICA en est aujourd'hui à sa 5^{ème} version, en date de novembre 2012.



Publication R&D 128 :

Impact assessment of ionising radiation on wildlife

Qu'est-ce que l'approche R&D 128 ?

Dans le contexte de la Directive Habitats (1994), le Royaume Uni a inclus le risque radiologique dans le processus d'évaluation de l'impact des autorisations concernant les sites Natura 2000. En l'absence d'éléments internationaux consensuels, l'Agence britannique pour l'Environnement et English Nature ont initié en 2001 un projet de R&D développant une approche robuste pour l'évaluation du risque écologique des rejets radioactifs autorisés sur le territoire britannique (17 radionucléides, sans possibilité d'en ajouter). De façon opérationnelle, cette approche a été concrétisée par trois feuilles de calcul Excel®, une pour chaque type d'écosystème potentiellement impacté (eaux douces, estuaires/eaux côtières et milieu terrestre).

L'approche retenue a pour objectif le calcul des débits de dose reçus par une série figée d'organismes, pour lesquels des coefficients de dose ont été prédéterminés en fonction de leur utilisation des milieux recevant les effluents radioactifs. Ces débits de dose peuvent ensuite être comparés à des valeurs guides proposées dans le rapport décrivant l'approche (Publication R&D 128), qui contient également des tables de données d'effet destinées à évaluer les dommages biologiques potentiels. Les feuilles de tableur permettent le calcul des doses pour la vie sauvage, de façon générique ou site-spécifique. L'utilisateur peut utiliser des valeurs par défaut des facteurs de concentration, issues de la littérature, pour déterminer les concentrations dans les différents organismes à partir de celles modélisées ou mesurées dans les compartiments de l'environnement (eau, sol, sédiment). Il peut également entrer directement des valeurs de concentration dans les organismes.

Domaine d'application

Rejets autorisés d'effluents radioactifs, incluant certains gaz rares.

Disponibilité de l'outil

Fournies sur un CD accompagnant initialement la publication R&D 128, les feuilles de calcul sont aujourd'hui accessibles librement par les liens suivants :

[Coastal model](#)

[Terrestrial model](#)

[Freshwater model](#)

Maintenance de l'outil

Depuis la mise à disposition de l'outil ERICA, il n'y a plus d'évolution de l'approche ou de l'outil. Il reste cependant à disposition et utilisé en complément d'autres approches, notamment de l'outil ERICA, car offrant des aspects complémentaires (prise en compte de gaz rares).



RESRAD Biota

Qu'est-ce que RESRAD Biota ?

RESRAD Biota est l'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 le compte du département américain de l'énergie (US-DOE). Elle implémente la méthode graduée retenue par ce département et décrite dans le standard technique "A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota", connu aussi sous le nom de manuel Biota (US-DOE, 2002).

L'application est présentée comme un outil convivial destiné à fournir un large spectre d'analyses, depuis un dépistage pratique et rentable jusqu'à une estimation réaliste des doses reçues par les plantes et les animaux. Le niveau 1 compare les concentrations en radionucléides des compartiments physiques avec des valeurs guides (BCG, Biota Concentration Guides) déterminées par rétro-calcul à partir des critères de protection proposées par l'AIEA (1992) et l'UNSCEAR (1996). En progressant vers les niveaux supérieurs, les hypothèses sont moins conservatives et plus de données site-spécifiques ou cible-spécifiques sont requises. De même, une plus grande flexibilité est offerte à l'utilisateur, notamment dans le choix ou la création d'organismes. L'outil contient en effet des modèles allométriques permettant d'introduire spécifiquement des mammifères terrestres ou rivulaires, des oiseaux, ou encore des chaînes trophiques simples.

La documentation disponible en ligne comporte une fiche d'information (<http://web.ead.anl.gov/resrad/documents/RESRAD-BIOTA%20Fact%20Sheet.pdf>) et un manuel utilisateur (http://web.evs.anl.gov/resrad/documents/RESRAD-BIOTA_Manual_Version_1.pdf).

Domaine d'application

Milieux terrestre et aquatique sont considérés, par le biais d'une série d'organismes catégorisés en quatre groupes, les animaux et plantes terrestres, les animaux rivulaires et les animaux aquatiques. La base de données nucléaires de l'outil comporte 45 radionucléides.

Disponibilité de l'outil

L'application RESRAD-BIOTA est disponible gratuitement sur le site web RESRAD (<http://web.ead.anl.gov/resrad/>).

Maintenance de l'outil

La maintenance du code et le contrôle de version sont assurés par le DOE via l'ANL. Bien que destiné à être supplanté par RESRAD-Biota et donc non maintenu, le prédécesseur de cette application, appelé calculateur BCG (biota concentration guidelines,) reste disponible sur certains sites du gouvernement américain.

La dernière version en date de RESRAD-Biota (V.1.5 de décembre 2009) comporte des fonctionnalités probabilistes destinées à la réalisation d'analyses d'incertitude sur la plupart des paramètres d'entrée.



K-Biota

Qu'est-ce que K-Biota ?

K-Biota est l'application dévolue au calcul de dose pour les organismes non-humains développée par KAERI (Korea Atomic Energy Research Institute, Corée du Sud). Développé pour évaluer l'impact radiologique sur les organismes endémiques de Corée, l'objectif principal de cet outil est de mettre en œuvre une méthodologie intégrée pour traiter la question récente de la protection de l'environnement contre les rayonnements ionisants pour les écosystèmes coréens (Keum et al, 2011). K-Biota n'a pas de portée réglementaire, il doit servir de base pour la recherche future sur la thématique de l'évaluation dosimétrique pour les espèces non-humaines en Corée.

K-Biota calcule un débit de dose absorbée moyenné sur l'organisme entier. Les coefficients de conversion de dose internes et externes sont prédéterminés pour une sélection d'organismes, selon l'approche retenue par la CIPR, et utilisés en combinaison avec des facteurs de concentration propres aux espèces endémiques coréennes, mesurés en laboratoire ou issus de la littérature.

Domaine d'application

En accord avec l'approche de la CIPR, une plante et sept animaux ont été sélectionnés à partir des RAPs (CIPR, 2008), dont la taille a été adaptée en accord avec celle des espèces endémiques coréennes correspondantes.

Un jeu de 25 radionucléides a été retenu sur la base du programme de surveillance du stockage de déchets de faible et moyenne activités de Gyeongju.

Disponibilité de l'outil

Pas d'information à ce propos.

Maintenance de l'outil

Pas d'information à ce propos.



Doses3D

Qu'est-ce que Doses3D ?

Doses3D est l'outil de dosimétrie environnementale développé dans le cadre du projet européen EPIC (Environmental Protection from Ionising Radiation, programme Inco-Copernicus). Dédié à l'environnement arctique, EPIC avait 4 objectifs : collecter les informations relatives au transfert et au devenir des radionucléides dans les écosystèmes arctiques, ii) suggérer des organismes de référence adaptés, iii) développer en accord les modèles dosimétriques et iv) compiler les connaissances en termes d'effets pour les organismes choisis.

Doses3D propose un calcul probabiliste des coefficients de conversion de dose pour des organismes décrits sous forme de fantômes (Golikov et Brown, 2003). En l'absence des données nécessaires, une approximation géométrique simplifiée est faite, à partir d'ellipsoïdes, de cylindres... Tout organisme peut donc être pris en considération.

Domaine d'application

Une liste de 9 organismes terrestres et 8 aquatiques a été définie dans le cadre d'EPIC, pour lesquels une représentation géométrique simplifiée a été adoptée.

Applicable initialement à 25 radionucléides, l'application a été complétée et en propose maintenant 42 par défaut.

Disponibilité de l'outil

Pas d'information à ce propos.

Maintenance de l'outil

Nombre de productions du projet EPIC ont été remplacés par les éléments équivalents issus du projet ERICA, et l'outil Doses3D n'est plus utilisé dans ce contexte. Il n'y a pas d'information publiquement accessible concernant sa maintenance.



SADA

Spatial Analysis and Decision Assistance

<http://www.tiem.utk.edu/~sada/index.shtml>

Qu'est-ce que SADA ?

Développés par l'agence de protection de l'environnement (US-EPA) et la commission de réglementation nucléaire américaines (NRC), les outils inclus dans la plateforme SADA incluent des modules intégrés pour la visualisation, l'analyse spatiale et statistique, les évaluations de risque sanitaire et environnemental, les analyses coût-bénéfice, la conception de plans d'échantillonnage et l'analyse de décision. Ces modules sont utilisables indépendamment ou collectivement pour traiter des questions site-spécifiques lors de la caractérisation d'un site contaminé, d'une évaluation de risque, du choix d'une stratégie d'échantillonnage ou la conception d'actions de remédiation.

Conçu initialement pour les contaminants non-radioactifs, SADA est applicable aux radionucléides pour des évaluations de type dépistage sur la base des valeurs guides BCG définies par l'US-DOE (cf. RESRAD-Biota). SADA peut donc être utilisé pour des évaluations équivalentes à celles produites par le premier niveau de RESRAD-Biota, avec toutefois une fonctionnalité supplémentaire permettant de considérer les données dans un contexte spatial et non plus en un point.

Domaine d'application

Cf. RESRAD-Biota.

Disponibilité de l'outil

SADA est un logiciel libre, dont une version gratuite est disponible sur le site de l'institut de modélisation environnemental de l'université du Tennessee, qui le développe.

Maintenance de l'outil

La dernière version disponible en téléchargement est la version 5.0.78. La version précédente (V.4) demeure maintenue.

Le laboratoire national d'Oak Ridge (ORNL, www.ornl.gov) a maintenant rejoint le groupe de développeurs et contribuera aux prochaines versions de SADA.

Loi canadienne sur la protection de l'environnement

Qu'y a-t-il dans la loi canadienne sur la protection de l'environnement ?

La Loi Canadienne sur la Protection de l'Environnement de 1999 exige la publication d'une Liste de Substances d'Intérêt Prioritaire (LSIP), au titre de leur nocivité potentielle pour l'environnement ou la santé humaine. Le gouvernement canadien doit ensuite déterminer leur toxicité au sens de l'article 64 de cette loi, à savoir i) ayant immédiatement ou à long terme un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique ; ii) mettant en danger l'environnement essentiel pour la vie, iii) constituant un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines. Une substance ainsi reconnue toxique peut être inscrite dans la Loi et faire l'objet de mesures de gestion du risque décrites dans les textes. Dans ce contexte, les rejets de radionucléides des installations nucléaires ont été identifiés comme nécessitant une évaluation environnementale en vertu de la LCPE (<http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=2A379917-1>), qui a été finalisée en 2003 (Environnement Canada, 2003).

Les données pertinentes pour l'évaluation des effets possibles sur l'environnement ont été obtenues à partir des rapports annuels des titulaires de permis, des rapports sur l'état de l'environnement, des énoncés des incidences environnementales, ainsi que des concentrations nocives des doses de rayonnement. Les VCT (Valeurs Critiques de la Toxicité) déterminées pour les organismes aquatiques et terrestres, par taxon (poissons, invertébrés benthiques, algues, macrophytes, mammifères, plantes terrestres, invertébrés terrestres) ont été converties en Valeurs Estimées Sans Effet Observé (VESEO) en utilisant un facteur d'application. Le risque radiologique est ensuite évalué par la méthode du quotient, en comparant les doses d'irradiation calculées pour les organismes d'intérêt aux VESEO adaptées.

Les VESEO ont été utilisées pour déterminer la toxicité radiologique au sens LCPE des rejets de radionucléides des installations nucléaires, et ont conduit à leur attribuer un potentiel limité d'effets nocifs pour l'environnement qui demande cependant un contrôle régulier de ces rejets, afin de déterminer s'il pourrait s'avérer nécessaire de prendre des mesures de gestion des risques présentés par les rayonnements ionisants.

Domaine d'application

Exposition chronique à faibles doses découlant des activités normales.

Incrément par rapport au bruit de fond.

Disponibilité des VESEO

La publication d'Environnement Canada présentant les VESEO est disponible sur demande auprès de l'Informatique d'Environnement Canada.

Maintenance/évolution

Il n'y a pas de révision annoncée des VESEO publiées en 2003.

FREDERICA

Radiation Effects Database

<http://www.frederica-online.org/mainpage.asp>

Qu'est-ce que FREDERICA ?

À l'origine, la base de données FRED (FASSET Radiation Effects Database) a été créée dans le cadre du projet européen FASSET (Framework for the Assessment of Environmental Impact, 5^{ème} PCRD), principalement pour rassembler les données de la littérature pouvant aider à synthétiser l'information disponible sur les relations dose-réponse entre les expositions aux rayonnements ionisants et leurs effets sur les organismes autres qu'humains. FRED est devenue FREDERICA, base étendue, améliorée et plus conviviale, lors du projet européen ERICA (Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessment and Management, 6^{ème} PCRD). Elle a été développée pour être utilisée seule ou en lien avec l'outil ERICA, dans l'optique de la conduite d'évaluation du risque radiologique pour les espèces non-humaines.

FREDERICA contient plus de 1300 références donnant de l'ordre de 32000 entrées. L'information disponible porte sur différents groupes d'organismes pour divers catégories d'effet : principalement, mutation, morbidité, reproduction, mortalité, auxquelles ont été ajoutées trois catégories (stimulation, adaptation et écologie) suite à la fusion de la base FREDERICA et EPIC (cette dernière contient seulement 1350 entrées majoritairement issues de la littérature russe).

Domaine d'application

Plus de la moitié des données concernent l'exposition externe d'organismes terrestres en condition aiguë. L'exposition chronique correspond à environ un quart de l'information réunie.

Disponibilité de la base de données

FREDERICA est librement accessible en ligne, après inscription gratuite dans le registre des utilisateurs. Utilisation exclusive d'Internet Explorer pour y accéder.

Maintenance de la base de données

La dernière mise à jour de FREDERICA date du programme AIEA EMRAS II (WG6, 2009-2011). Son accessibilité est garantie, dans le cadre de la maintenance de l'outil ERICA.

WILDLIFE TRANSFER DATABASE

<http://www.wildlifetransferdatabase.org/>

Qu'est-ce que la Wildlife Transfer Database ?

La plupart des analyses des approches existantes dédiées à l'exposition de la vie sauvage aux rayonnements ionisants ont conclu que l'origine principale des incertitudes des débits de dose ainsi estimés est liée à la détermination par modélisation des concentrations en radionucléides des organismes exposés, à établir pour le corps entier et non par organes.

L'objet de la base est d'accueillir les données collectées lors du programme EMRAS II (WG5, 2009-2011) sur le transfert des radionucléides à la vie sauvage, qui constituent également la base d'un manuel dans la série Technical Report de l'AIEA, en collaboration avec l'UIR et un groupe de travail de la CIPR (<http://www-pub.iaea.org/books/IAEABooks/10514/Handbook-of-Parameter-Values-for-the-Prediction-of-Radionuclide-Transfer-to-Wildlife>).

Les paramètres reportés sont à appliquer lors des évaluations radiologiques environnementales pour estimer le transfert de radioactivité aux organismes non-humains, regroupés ici sous le nom de vie sauvage, au sens de tous les animaux et plantes non domestiques, ainsi que les populations allochtones autosuffisantes. Il en est dérivé les valeurs des paramètres de transfert applicables aux animaux et plantes de référence de la CIPR (RAPs, CIPR 2008).

Domaine d'application

Tous écosystèmes, tous organismes (stade de vie adulte si pas d'autres spécifications) tous radionucléides pour lesquels des données sont disponibles.

Les facteurs de concentration sont exprimés au regard de l'organisme dans son entier, sans distinction de partie ou d'organes, et vis-à-vis du poids frais.

Disponibilité de la base de données

Base librement accessible en ligne, après inscription gratuite dans le registre des utilisateurs.

Utilisation exclusive d'Internet Explorer pour y accéder.

Maintenance de la base de données

L'objectif était d'offrir une ressource vivante et régulièrement mise à jour, sous réserve de l'alimentation volontaire de la base par toute personne susceptible d'y contribuer. Le principe retenu a priori était celui d'une mise à jour annuelle.

La maintenance de la base est assurée par le consortium à son origine.

9.5 FICHES DESCRIPTIVES DES CONVENTIONS

Nom	Niveau	Catégorie	Page
OSPAR	Européen	Protection de l'environnement	126
Helsinki	Européen	Protection de la mer Baltique	127
Londres	Européen	Immersion en mer de déchets anthropiques	129
Aarhus	Européen et au-delà	Information du public en matière d'environnement	130
Espoo	Européen	Impact environnemental transfrontalier	132



OSPAR : convention pour la Protection de l'Environnement Marin de l'Atlantique Nord-Est

<http://www.ospar.org/>

Qu'est-ce que la convention OSPAR ?

Signée et ratifiée par toutes les parties contractantes des conventions d'Oslo (1972) et Paris (1974), la convention OSPAR s'y substitue en tant que convention unique de protection de l'environnement marin de l'Atlantique Nord-Est. Adoptée en 1992, simultanément à une déclaration finale et un plan d'action, elle est entrée en vigueur le 25 mars 1998. Les recommandations et accords précédemment adoptés restent cependant valides et non modifiés au regard de leur valeur légale tant qu'ils ne sont pas abrogés par de nouvelles dispositions issues de la convention OSPAR.

Cinq thèmes sont aujourd'hui couverts par la convention OSPAR :

- prévention et élimination des pollutions d'origine terrestre (annexe I) ;
- prévention et élimination des pollutions liées au dumping et à l'incinération (annexe II) ;
- prévention et élimination des pollutions d'origine offshore (annexe III) ;
- évaluation de la qualité de l'environnement marin (annexe IV) ;
- biodiversité et écosystèmes (annexe V).

Les parties contractantes et la commission

L'Union européenne et quinze nations (Allemagne, Belgique, Danemark, Espagne, Finlande, France, Islande, Irlande, Luxembourg, Norvège, Pays-Bas, Portugal, Royaume-Uni, Suède, Suisse) coopèrent au sein de la convention OSPAR *via* une commission constituée de 5 comités, dédiés chacun à une stratégie.

Les stratégies OSPAR

Les travaux menés, relevant de six stratégies (diversité biologique et écosystèmes, eutrophisation, substances dangereuses, industrie offshore, substances radioactives, programme conjoint d'évaluation et de surveillance), sont entrepris en lien avec la surveillance et l'évaluation du statut qualitatif de l'environnement marin, utilisée pour suivre l'implémentation des stratégies et les bénéfices qui en résultent pour ce milieu. Les 6 stratégies s'assemblent dans une approche écosystémique

Le comité des substances radioactives

L'objectif visé est une réduction à l'horizon 2020 des niveaux de rejets, émissions et pertes de substances radioactives telle que les concentrations ajoutées aux valeurs historiques seront proches de zéro. Dans ce contexte, le comité doit notamment identifier les pressions et leurs impacts sur l'environnement marin, le conduisant ainsi à traiter des concentrations en radionucléides et des doses en résultant pour l'homme et les autres organismes (Assessment on Impact of Anthropogenic Sources of Radioactive Substances on Marine Biota).



Convention d'Helsinki pour la protection de la mer Baltique

<http://www.helcom.fi/>

Qu'est-ce que la convention d'Helsinki ?

Signée le 22 mars 1974, elle vise à contribuer à la réduction de la pollution dans la zone de la mer Baltique causée par les rejets provenant des cours d'eau, estuaires, canaux, des opérations d'immersion et des navires, ainsi que des polluants atmosphériques. La convention institue une commission pour la protection de l'environnement marin de la mer Baltique (Helcom), chargée de surveiller sa mise en œuvre et de formuler des recommandations. Un des objectifs est d'atteindre un bon statut environnemental de la mer Baltique en 2021.

Les parties contractantes de la convention

Signée par tous les États bordant la mer Baltique (Danemark, Allemagne, Suède, Estonie, Finlande, Lettonie, Lituanie, Pologne, Fédération de Russie), elle est entrée en vigueur en 1980 et a été révisée en 1992.

Les engagements des parties

La convention poursuit des objectifs proches de ceux de la Convention OSPAR pour l'Atlantique Nord-Ouest, avec laquelle elle a des échanges réguliers. Les parties s'engagent à interdire l'introduction d'une série de substances dangereuses (DDT et ses dérivés, PCB et PCT), dans la zone de la mer Baltique. Elles arrêtent également toutes les mesures appropriées et collaborent entre elles afin de contrôler et réduire au maximum la pollution d'origine tellurique (mercure et cadmium, chrome, cuivre, plomb, hydrocarbures, pesticides, matières radioactives, acides, huiles et déchets pétrochimiques, matières et substances pouvant flotter etc.).

Les parties prennent une série de mesures afin de prévenir le déversement de substances nocives et eaux résiduaires par les navires, l'immersion de déchets (à l'exception des produits de dragage, après autorisation, et des cas où la sécurité de la vie humaine, d'un navire ou d'un aéronef est compromise) et la pollution résultant de l'exploration et de l'exploitation du fond de la mer ou de son sous-sol.

Le cas particulier des déchets nucléaires et des munitions immergées lors de la seconde guerre mondiale est aussi traité par la convention. Ces déchets sont une des causes aggravantes possibles de l'apparition de zones mortes en Baltique, cette mer étant particulièrement fragile en raison de son caractère fermé.

Enfin, les parties coopèrent entre elles dans le domaine de la recherche scientifique et technologique et s'engagent à adopter conjointement des règles concernant la responsabilité en cas de dommages résultant de comportements contraires aux dispositions de la convention.

Cas des substances radioactives

La mer Baltique, dont la source la plus importante de radionucléides artificiels est issue des retombées de l'accident de Tchernobyl, présente des niveaux moyens de ^{137}Cs dans les eaux de surface parmi les plus élevés au

monde. Des objectifs spécifiques de réduction de la pollution par le ^{137}Cs ont été fixés pour ramener sa concentration à celle d'avant l'accident de Tchernobyl (concentrations moyennes mesurées en 1984-85), dans les poissons (2,5 à 2,9 Bq.kg⁻¹ frais de muscle), eau (15 Bq.m⁻³) et sédiments (1640 Bq.m⁻²). Les autres radionucléides artificiels font également l'objet d'une surveillance volontaire de la part des parties.

Londres : Convention et protocole sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets

<http://www.imo.org/>

Qu'est-ce que la convention de Londres?

Faisant suite à la Conférence des Nations Unies sur l'environnement humain, réunie à Stockholm en 1972, la "Convention sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets et autres matières", dite Convention de Londres de 1972, a été élaborée et mise en vigueur en 1975. C'est l'une des premières conventions internationales visant à protéger le milieu marin des effets des activités humaines. Elle a pour objet de promouvoir le contrôle effectif de toutes les sources de pollution des mers et d'encourager les parties signataires à prendre toutes les mesures possibles pour prévenir la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets. À l'heure actuelle, 82 États ont adhéré à cette convention.

Qu'est-ce que le protocole de Londres?

En 1996, le "Protocole de Londres" a été adopté en vue d'actualiser la Convention et, ultérieurement, de la remplacer. En vertu du Protocole, toutes les activités d'immersion sont interdites, sauf dans le cas des déchets qui peuvent être acceptables et qui figurent sur une liste dite la "contre-liste". Cette liste comprend les déchets et autres matières ci-après :

- 1 déblai de dragage;
- 2 boues d'épuration;
- 3 déchets de poisson;
- 4 navires et plates-formes;
- 5 matières géologiques inertes, inorganiques (par exemple déchets miniers);
- 6 matières organiques d'origine naturelle;
- 7 objets volumineux constitués principalement de fer, d'acier et de béton;
- 8 flux de dioxyde de carbone provenant des processus de captage du dioxyde de carbone aux fins de séquestration.

Le Protocole de Londres est entré en vigueur le 24 mars 2006. À ce jour, 32 États y adhèrent.

Exemption de contrôle radiologique

Dès 1972, la convention de Londres interdit l'évacuation en mer de déchets radioactifs et autres matières radioactives. Cependant, il a été reconnu par les parties contractantes que les déchets sont susceptibles de contenir un "bruit de fond" radiologique (radionucléides naturels, retombées des tirs...). Des Directives en matière d'application du concept de "minimis" ont été mises au point, sur la base de travaux de l'AIEA, pour donner des orientations permettant de décider si les matières dont l'immersion est prévue peuvent être exemptées d'un contrôle radiologique (et donc être immergées en mer à condition qu'elles ne soient pas interdites par ailleurs).



Aarhus : convention sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement

<http://www.unece.org/env/pp/welcome.html>

Qu'est-ce que la convention d'Aarhus ?

La convention, dont les prémices remontent à la déclaration de Rio (principe 10), a été signée par 39 États de l'UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) le 25 juin 1998 et est entrée en vigueur le 30 octobre 2001. Elle détermine le droit à toute personne d'être informée, de s'impliquer dans les décisions et d'exercer des recours en matière d'environnement. En offrant au citoyen une place dans les débats environnementaux, elle rencontre les exigences de transparence et de proximité, synonymes de bonne gouvernance publique.

Les parties contractantes de la convention

La Convention a vu le jour dans le cadre de l'UNECE. Elle regroupe pratiquement l'ensemble des pays du continent européen, certains pays d'Asie mineure et centrale, Israël, le Canada et les États-Unis (<http://www.unece.org/env/pp/ratification.html>).

Les principes établis par la convention

La convention consacre trois droits fondamentaux pour les citoyens et les associations qui les représentent :

- l'accès à l'information : droit pour toute personne, physique ou morale, d'obtenir des autorités publiques toutes les informations qu'elles détiennent sur l'environnement, telles que (a) l'état des éléments de l'environnement (air, eau, sol, diversité biologique...), (b) les facteurs (substances, énergie, bruit, rayonnements, déchets, émissions, déversements et autres rejets dans l'environnement...), décisions et activités ayant des incidences sur l'environnement, et (c) l'état de la santé de l'homme, sa sécurité, ses conditions de vie, ainsi que l'état des sites culturels et des constructions.
- la participation du public au processus décisionnel de délivrance des autorisations pour certaines activités ou installations, d'élaboration de plans ou de programmes environnementaux, des politiques environnementales et de la réglementation. En France, la participation du public intervient principalement *via* le débat public, l'enquête publique, la mise à disposition du public et la procédure de concertation.
- l'accès à la justice, qui permet de garantir la bonne application des deux droits précédents. Il accorde le droit de faire condamner et réparer les manquements des autorités publiques en ce qui concerne l'accès à l'information et la participation du public, ainsi que la possibilité de contester toute violation de la législation environnementale.

La convention traite par ailleurs de manière spécifique de deux enjeux majeurs en matière de transparence (la question des OGM, et l'information sur les émissions et transferts de polluants (PRTR), dont l'inventaire concerne 86 polluants stables prioritaires).

La France a transposé en droit interne les directives communautaires prises en application de la convention, en particulier dans la Charte de l'environnement de 2005 et les articles de loi afférents. L'accès à la justice est assuré en France depuis 1978 par la Commission d'Accès aux Documents Administratifs (CADA).

Espoo : convention sur l'évaluation de l'impact sur l'environnement dans un contexte transfrontalier

<http://www.unece.org/env/eia/welcome.html>

Qu'est-ce que la convention d'Espoo?

La convention d'Espoo (ou Convention EIE) est une convention sur l'évaluation de l'impact sur l'environnement (EIE) dans les contextes transfrontaliers. Elle tient son nom de celui de la ville d'Espoo en Finlande, où cette convention a été adoptée et ouverte à signatures en 1991, avant d'entrer en vigueur 6 ans plus tard, le 10 septembre 1997.

Le champ d'application de la convention (items en lien direct ou indirect avec la radioprotection)

La convention contient une liste (non limitative) de 17 exemples d'actions ou projets devant obligatoirement être traités par les parties signataires de la convention. Parmi ces 17 items, on en retiendra 3 ici (en lien direct ou indirect avec la radioprotection) :

2. Centrale thermique ou toute unité de combustion de plus de 300 mégawatts ; centrales nucléaires et autres réacteurs nucléaires (hors unités destinées à produire ou convertir des matières fissiles ou fertiles de moins de 1Kw de charge thermique continue) ;
3. Installations de production et/ou enrichissement de combustibles nucléaires, de traitement de combustibles nucléaires irradiés ou de stockage/élimination/traitement de déchets radioactifs ;
14. Exploitation minière (à grande échelle) ; extraction et traitement *in situ* de minerais métalliques ou charbon.

Les principes établis par la convention

Dans son article 2 relatif aux dispositions générales, la convention d'Espoo rappelle que les parties prennent "toutes mesures appropriées pour prévenir, réduire et combattre l'impact transfrontalier préjudiciable important que des activités proposées pourraient avoir sur l'environnement", ainsi que les mesures juridiques, administratives ou autres à cet effet.

Cette obligation générale s'organise autour de 2 principes :

- la notification aux pays voisins de tout projet susceptible d'avoir un impact transfrontalier préjudiciable important,
- l'évaluation de l'impact sur l'environnement de tels projets dans le cadre de procédures permettant au public du pays voisin d'être informé et de formuler des observations.

D'autres dispositions sont par ailleurs prévues pour renforcer la coopération sur les questions transfrontalières relatives à l'environnement.

9.6 FICHES DESCRIPTIVES DES PROGRAMMES EN COURS

Nom	Niveau	Catégorie	Page
STAR	Européen	Réseau d'excellence (6 ^{ème} PCRD)	134
COMET	Européen	Projet (7 ^{ème} PCRD)	136
MODARIA	International	Programme AIEA	137



STAR : un réseau d'excellence en radioécologie

<https://wiki.ceh.ac.uk/display/star/STAR+Radioecology;jsessionid=183AB8BFCEA31E9B09776DFE2CF453E7>

Qu'est-ce que STAR ?

STAR est le fruit d'une réflexion débutée avec Futurae (Future for Radioecology in Europe - action de coordination du 6^{ème} PCRD Euratom 2007-2009), dans l'objectif d'établir un état des lieux de la recherche et de l'expertise en radioécologie en Europe, et d'évaluer la faisabilité de la création d'un réseau d'excellence. Le diagnostic alarmant sur les moyens, les équipements et la fragmentation des équipes de recherche, ainsi que le manque de relève des experts seniors notamment, a conduit en juin 2009 à la création de l'Alliance européenne en radioécologie (Era, <http://www.er-alliance.org>, voir p.138). Le réseau d'excellence Strategy for Allied Radioecology (STAR), créé en février 2011 dans le cadre du 7^{ème} PCRD Euratom pour une durée de quatre ans et demi, est la première réalisation de l'Alliance. Coordonné par l'IRSN, STAR regroupe sept des partenaires initiaux de l'Era (BfS, CIEMAT, STUK, CEH, SCK-CEN, NRP, IRSN), ainsi que l'Université de Stockholm (Suède) et l'Université norvégienne des sciences de la vie (Norvège).

Pour quels objectifs ?

L'objectif est de mutualiser la connaissance, les infrastructures ainsi que les efforts de recherches des différents partenaires afin de créer une "véritable aire européenne de recherche en radioécologie", dont l'activité sera guidée par un agenda stratégique de recherche sur 15 ans, intégrant également les besoins exprimés au-delà du consortium. Cet agenda est l'un des produits phares attendus de STAR

(https://wiki.ceh.ac.uk/display/star/Strategic+Research+Agenda?atl_token=b7af5b8a2738a7a7e67fc1001dc06a509af7cce3).

Star a pour vocation première l'intégration, c'est-à-dire la mise en commun de ressources humaines, financières et d'infrastructures pour optimiser la recherche en radioécologie au niveau européen.

Comment fonctionne STAR ?

STAR est organisé en sept « Works Packages » (WP). Outre la coordination du projet (WP1), 3 WPs sont directement dédiés à l'intégration avec, par exemple, la création d'observatoires en radioécologie (WP2), la formation en radioécologie à l'échelle européenne (WP6) et la dissémination des connaissances et des données (WP7). Trois WPs sont réservés spécifiquement à la recherche sur les thèmes prioritaires, concernant tous la radioprotection de l'environnement :

- développement et proposition d'une approche intégrée pour évaluer le risque radiologique pour l'homme et pour l'environnement (WP3),
- examen de la pertinence de la prise en compte du contexte de multi-pollution qui pourrait modifier le risque estimé pour les polluants pris isolément par le fait d'interactions entre contaminants (WP4),

- détermination des effets écologiques pertinents pour les situations d'exposition à faibles doses et proposition des critères de protection de l'environnement associés (WP5).

L'IRSN participe à l'ensemble de ces travaux et, outre la coordination de l'ensemble du projet (WP1), assure également celle du WP5.

Qu'est-ce que COMET ?

COMET (COOrdination and iMplementation of a pan-European instrument for radioecology) est un consortium (2013-2017) financé par l'Union Européenne dans le cadre du 7^{ème} PCRD (programme-cadre de recherche et de développement) et coordonné par le SCK • CEN (Belgique).

Le consortium COMET, qui associe treize organismes (de 11 pays : 9 pays européens, ainsi que l'Ukraine et le Japon) dont l'IRSN, vise à renforcer l'intégration de la recherche en radioécologie, discipline dédiée à l'étude du transport et du transfert des radionucléides dans l'environnement ainsi que de leur impact potentiel sur l'homme et les écosystèmes. COMET s'appuie largement pour cela sur les travaux menés par l'Alliance européenne en radioécologie, dont les huit membres fondateurs font partie du consortium.

Comment fonctionne COMET ?

Les outils de programmation proposés dans COMET sont développés de manière conjointe, sur le modèle de ceux élaborés dans le projet européen OPERRA (Open Project for the European Radiation Research Area). Un des livrables-clés du projet COMET est ainsi la mise à jour du *Strategic Research Agenda* en radioécologie, préparé sous l'égide de STAR et de l'Alliance, et sa déclinaison sous forme d'une *road map*.

Parmi ces outils de programmation, il y a aussi eu un appel à projets ouvert en décembre 2013 sur 3 thématiques dont 2 susceptibles de concerner la radioprotection de l'environnement :

- modélisation du milieu marin, incluant les prédictions d'exposition du biotope marin;
- comportement des particules, incluant les prédictions d'exposition de la vie sauvage ;
- modélisation de la chaîne alimentaire humaine.

Outre le développement de ces outils, le projet COMET comporte des actions de recherche consacrées aux effets des faibles doses de rayonnements ionisants sur les écosystèmes ainsi qu'à l'amélioration et la validation des modèles d'évaluation des risques en situations de crise et post-accidentelle. L'IRSN participe à l'ensemble de ces travaux et coordonne ceux portant sur l'étude des effets des faibles doses.



MODARIA

MOdelling and DAta for Radiological Impact Assessments

<http://www-ns.iaea.org/projects/modaria/default.asp?s=8&l=118>

Qu'est-ce que le programme MODARIA ?

MODARIA (2012-2015) poursuit dans la lignée des programmes BIOMOV I et II, VAMP (1988-1996), BIOMASS (1996-2001), EMRAS I (2003-2007) et II (2009-2011), les exercices internationaux dans le domaine de la modélisation en radioécologie. Il ambitionne d'améliorer les modèles de transfert dans l'environnement en réduisant les incertitudes associées ou en développant des approches nouvelles pour rendre plus robuste l'évaluation de l'impact radiologique sur l'homme, la faune et la flore, dû à la présence de radionucléides dans l'environnement. MODARIA doit également faciliter l'implémentation de la version révisée du Basic Safety Standard. Enfin, il représente un point de focalisation de l'activité internationale en radioécologie et permet ainsi aux États membres de maintenir et développer leurs connaissances et leurs compétences dans ce domaine et celui de l'évaluation environnementale.

Comment fonctionne le programme MODARIA ?

Le principe général consiste à tester, comparer et si besoin développer des modèles et leurs guides d'application pour évaluer l'exposition des populations et les impacts radiologiques sur l'environnement, par le partage des expériences, idées et informations sur les recherches en cours au plan international. Une attention particulière est portée aux modèles dévolus à des environnements particuliers ainsi qu'à l'établissement de consensus sur les jeux de paramètres applicables de façon générique dans les modèles de transfert dans l'environnement.

Les groupes de travail impliqués dans la RadioProtection de l'Environnement

La radioprotection de l'environnement est abordée au sein de deux thèmes par trois groupes de travail complémentaires.

Thème exposition et effets sur les organismes non-humains (biotes)

WG8 - Modélisation organismes non-humains : améliorer les modèles de transfert et d'exposition, application à des scénarios

WG9- Modèles pour évaluer les effets des rayonnements ionisants sur les populations d'espèces sauvages

Thème incertitudes et variabilité

WG4 - Analyse des données radioécologiques des publications AIEA (Technical Report Series) pour identifier les radionucléides clés et les valeurs des paramètres associés dans le cadre de l'évaluation de l'exposition des hommes et de la vie sauvage.

9.7 FICHE DESCRIPTIVE DE LA STRUCTURATION DE LA RECHERCHE EN RADIOPROTECTION AU NIVEAU EUROPEEN

European Radioecology Alliance



<http://www.er-alliance.org>

Qu'est-ce que l'Alliance européenne en radioécologie ?

Il s'agit d'une organisation transnationale visant l'intégration des programmes de recherche des partenaires impliqués en radioécologie, plus précisément dans le domaine de l'évaluation de l'impact des substances radioactives sur l'homme et l'environnement. La création de l'alliance est la conséquence d'un constat fait par le projet Futuræ (future for radioecology in Europe), dans le cadre du 6^{ème} PCRD, qui a cartographié l'état de la recherche radioécologique en Europe entre 2007 et 2009.

Futuræ faisait état d'une diminution notable des processus de financement, d'un manque de coordination stratégique entre les programmes de R&D du domaine, d'une dislocation des équipes de recherche et d'une forte tendance au non-renouvellement de moyens humains experts menant à la fermeture possible d'équipements et moyens techniques.

Qui fait partie de l'Alliance et pourquoi ?

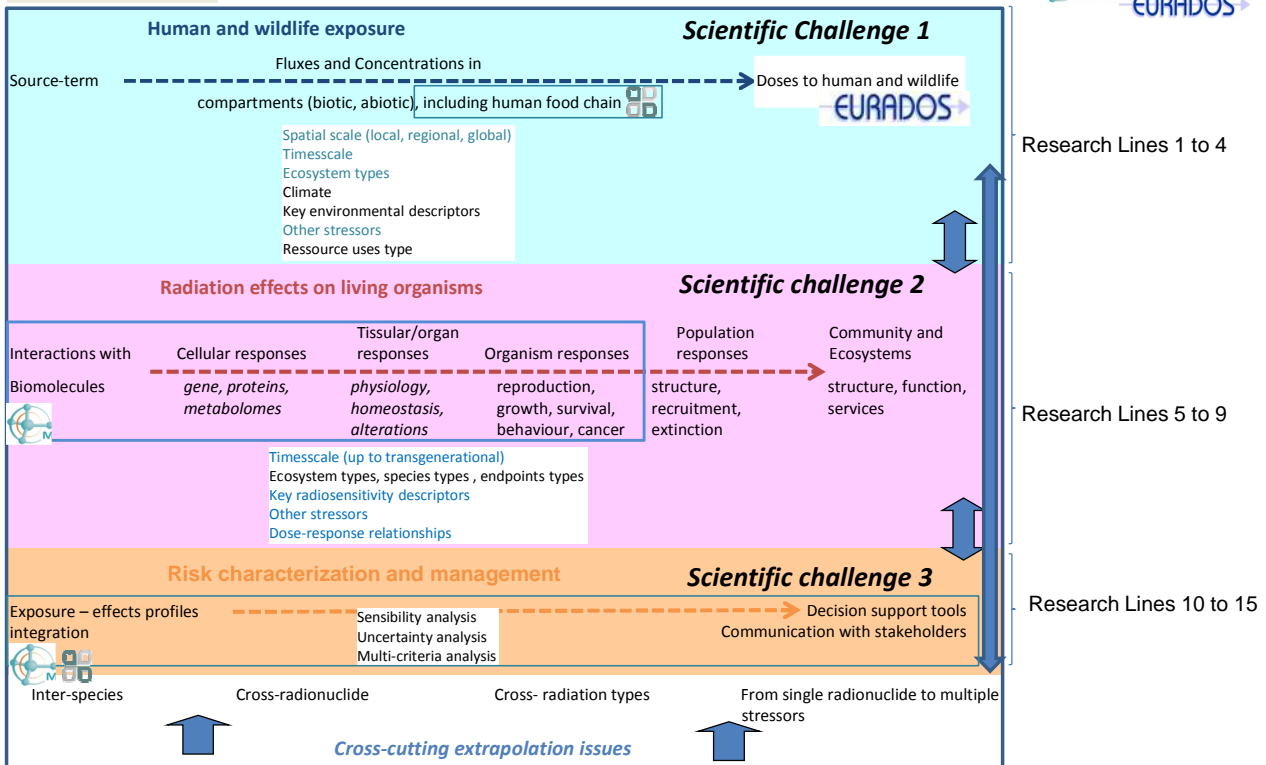
Mi-2009, huit organisations européennes (BfS -Allemagne, CIEMAT -Espagne, STUK -Finlande, SSM -Suède, CEH - Royaume-Uni, SCK-CEN -Belgique, NRPA -Norvège, IRSN -France) signaient le « memorandum of understanding » créant l'alliance européenne en radioécologie (European Radioecology Alliance). L'intention des partenaires est, à terme, d'intégrer l'ensemble de leurs programmes de recherche dans le domaine de l'évaluation de l'impact des substances radioactives sur l'homme et l'environnement. Il s'agit aussi de maintenir et améliorer les compétences et les infrastructures expérimentales en Europe.

STAR et l'Alliance

Financé en partie par la Commission Européenne, le projet Strategy for Allied Radioecology (STAR, voir p.134) est la première concrétisation de l'alliance. Dans ce cadre a été initié un agenda stratégique de recherche (SRA) qui vise à définir et prioriser les axes de recherches pour les 15 ans à venir et que l'Alliance fera vivre. L'objectif du réseau est également de contribuer à la mise en place des infrastructures techniques et organisationnelles nécessaires pour la mise en commun de programmes de recherche, en biseau avec l'Alliance qui prend peu à peu le relais.

L'Alliance et les autres plateformes européennes en radioprotection

La première feuille de route dérivée du SRA a été établie en Septembre 2013 dans le cadre de COMET, pour 5 ans (voir p.136). Elle initie la structuration et le renforcement des liens entre l'Alliance et les plateformes européennes de recherche NERIS (crise et pos-accidentel) et MELODI (faibles doses), synthétisés sur la figure en page suivante. Par ailleurs, les sujets d'intérêt commun entre les trois entités ont été identifiés et font l'objet de documents qui seront prochainement publiés sur le site de l'Alliance.



Challenge 1

1. Identify and mathematically represent key processes that make significant contributions to the environmental transfers of radionuclides and resultant exposures of humans and wildlife.
2. Acquire the data necessary for parameterisation of the key processes controlling the transfer of radionuclides.
3. Develop transfer and exposure models that incorporate physical, chemical and biological interactions, and enable predictions to be made spatially and temporally.
4. Represent radionuclide transfer and exposure at a landscape or global environmental level with an indication of the associated uncertainty.

Challenge 2

5. Mechanistically understand how processes link radiation induced effects in wildlife from molecular to individual levels of biological complexity.
6. Understand what causes intra-species and inter-species differences in radiosensitivity (i.e. among cell types, tissues, life stages, among contrasted life histories, influence of ecological characteristics including habitats, behaviour, feeding regime...)
7. In a broader exposure context, understand the interactions between ionising radiation effects and other co-stressors.
8. In a broader ecological context, understand the mechanisms underlying multi-generational responses to long-term ecologically relevant exposures (e.g., maternal effects, hereditary effects, adaptive responses, genomic instability, and epigenetic processes).
9. Understand how radiation effects combine in a broader ecological context at higher levels of biological organisation (population dynamics, trophic interactions, indirect effects at the community level, and consequences for ecosystem functioning).

Challenge 3

10. Integrate uncertainty and variability from transfer modelling, exposure assessment, and effects characterisation into risk characterisation.
11. Integrate human and environmental protection frameworks.
12. Integrate the risk assessment frameworks for ionising radiation and chemicals.
13. Provide a multi-criteria perspective in support of optimised decision-making.
14. Integrate ecosystem services, ecological economics and ecosystem approaches within radioecology.
15. Integrate Decision Support Systems.

9.8 TABLEAU RECAPITULANT LES PRINCIPAUX ELEMENTS DE DEMONSTRATION SOUS TENDANT CHACUNE DES RECOMMANDATIONS

Recommandation	Principaux éléments de justification et item(s) sous tendant la démonstration
<p><i>(R1) L'IRSN considère que la prise en compte explicite de la protection de l'environnement vis-à-vis des substances radioactives au sein du corpus de textes de référence existant au niveau international (e.g., normes de base en radioprotection, conventions internationales diverses, législations spécifiques dans certains États) doit conduire à l'adoption d'une position française sur la protection de l'environnement per se vis-à-vis des rayonnements ionisants. Cette position sera utile aux experts techniques intervenant dans les différents groupes de travail internationaux existant ou à venir sur le sujet.</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> ● Évolution du système de radioprotection international (BSS international) ● Introduction dans les normes de base en radioprotection européenne (BSS Euratom) ● Prise en compte dans la réglementation de certains pays voisins (Royaume Uni, Finlande) ● Sujet discuté dans les instances internationales <p>Items 1 ; 4 ; 6 ; 7 ; 17 ; 20 ; 26 ; 36 ; 37 ; 38 ; 53</p>
<p><i>(R2) Au niveau français, l'IRSN considère qu'inclure la démonstration de la protection de l'environnement vis-à-vis des rayonnements ionisants dans le cadre de tout projet impactant potentiellement l'environnement est parfaitement cohérent avec le code de l'environnement et plus particulièrement le contenu de l'article 9 du « décret INB » (décret 2007-1557).</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> ● Démonstration réalisée pour d'autres stressseurs (chimiques/thermique) ● Contenu actuel de l'EIE <p>Items 8 ; 11</p>
<p><i>(R3) L'IRSN considère que la démonstration de protection de l'environnement vis-à-vis des substances radioactives doit être intégrée au sein de l'Etude d'Impact Environnemental, au même titre que celle produite pour les substances chimiques. L'IRSN recommande que, en France, cette démonstration soit demandée de manière systématique aux exploitants de toute installation ou activité impliquant des rejets contrôlés de substances radioactives dans les milieux et susceptibles d'avoir un impact écologique. Cette démonstration sera proportionnée aux enjeux environnementaux.</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> ● Cohérence dans la démarche EIE (=> considérer toutes les sources de perturbation de la même manière ; => traiter homme et environnement en parallèle) ● Démonstration réalisée dans d'autres pays en Europe ● EIE pièce réglementaire pour autorisation de rejets ● Principe de proportionnalité aux enjeux environnementaux inscrit dans les textes réglementaires <p>Items 8 ; 9 ; 10 ; 11 ; 12 ; 70</p>
<p><i>(R4) L'IRSN recommande d'utiliser une approche de type graduée, qui est conforme au principe de proportionnalité de l'évaluation aux enjeux inscrit dans la législation française. Elle permet la</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> ● Approche graduée préconisée et largement appliquée pour toute évaluation de risque écologique ● Approche adoptée pour radioprotection de l'environnement (RESRAD-Biota, outil ERICA et

<p>meilleure allocation des ressources et des moyens en fonction du risque attendu, et autorise une focalisation sur les cas nécessitant un approfondissement.</p>	<p>implicitement CIPR)</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Conforme au principe de proportionnalité aux enjeux environnementaux <p>Items 12 ; 15 ; 16 ; 116 ; 117 ; 118</p>
<p>(R5) L'IRSN considère que l'approche graduée ERICA, plus opérationnelle que l'approche de la CIPR tout en restant compatible avec celle-ci, constitue la base à suivre pour la démonstration explicite de la protection de l'environnement dans le cadre de l'évaluation et du contrôle de l'impact radiologique associé aux situations d'exposition environnementale planifiée, en complément de l'approche utilisée pour la radioprotection humaine. Cette approche est largement utilisée en Europe, et depuis quelques années en France par certains exploitants nucléaires. Elle est similaire dans la démarche, et intègre les concepts de la CIPR tout en proposant un outil et les bases de données associées, régulièrement mis à jour.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ● Analyse points forts/points faibles des diverses approches : Cohérente avec les autres et plus opérationnelle ● Consensus européen ● Approche la plus largement appliquée ● Déjà mise en œuvre par exploitants ● Soutenue/utilisée par certaines organisations internationales du domaine (UNSCEAR, UIR) <p>Items 77 ; 78 ; 79 ; 80 ; 103 ; 104</p>
<p>(R6) Dans le cadre de l'évaluation du risque radiologique à l'environnement, l'IRSN préconise le choix par l'évaluateur des valeurs de référence les plus adaptées à la situation traitée et d'en justifier l'origine (à l'instar des pratiques déployées pour l'évaluation du risque associé aux substances chimiques).</p>	<ul style="list-style-type: none"> ● Valeurs de référence basées pour certaines sur jugement d'experts ● Bien que cohérentes entre elles, diversité des valeurs (entre organisations, en fonction des niveaux taxonomiques...) ● Travaux en cours pour renforcer/enrichir le jeu de valeurs ● Choix et justification de ce choix: partie intégrante de la démonstration; de la responsabilité de l'évaluateur <p>Items 88 ; 89 ; 90 ; 91 ; 92</p>
<p>(R7) L'IRSN propose de mettre en place un groupe de travail dont l'objectif serait de produire un guide technique décrivant une utilisation harmonisée et optimale de l'approche et de l'outil ERICA. Ce groupe de travail devra prendre en compte les avancées méthodologiques internationales attendues notamment de la part de la CIPR et de l'AIEA. Par ailleurs, il est préconisé qu'une formation des utilisateurs aux méthodes et outils soit assurée afin d'en coordonner le déploiement.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ● Manque d'harmonisation au niveau international ● Travaux en cours au niveau international pour des guides techniques ● Effets « utilisateur » mis en évidence (cas tests des projets/programmes - FASSET, ERICA / EMRAS 1 et 2) ● Points encore à travailler pour certaines applications (stockage - BIOPROTA) -> incertitudes, long terme <p>Items 66 ; 72 ; 73 ; 101 ; 102 ; 105 ; 106</p>
<p>(R8) L'IRSN estime que l'approche graduée ERICA permet de couvrir les situations d'expositions existantes, en particulier grâce à sa méthode d'évaluation graduée. Afin d'enrichir le retour d'expérience pour ces situations, d'autres cas d'applications, à l'instar des cas d'études traités au sein du Groupe d'expertise pluraliste sur les</p>	<p>REX GEP-mines avec :</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Efficacité du dépistage (nombre de situations à risque identifiées ?) ● Difficulté de partage/communication des approches probabilistes (niveau 3) ● Difficulté d'utilisation des données de la surveillance

<p>Mines (GEP Mines), seraient nécessaires pour conforter cette appréciation, tout en intégrant les avancées internationales sur le sujet.</p>	<p>Items 119 ; 120 ; 121</p>
<p>(R9) Pour les situations d'expositions planifiées, l'IRSN recommande qu'une réflexion soit menée sur les pratiques en place pour la surveillance environnementale de la radioactivité afin d'évaluer si les données acquises peuvent être utilisées en tant que preuves complémentaires à l'évaluation de l'impact radiologique pour les écosystèmes. De façon complémentaire, cette réflexion portera également sur l'utilisation, à cette même fin, des résultats de la surveillance déjà en place pour le suivi de la qualité des milieux et de la biodiversité (e.g., cas de la DCE ou de la DCSM). Pour les situations d'expositions existantes, l'IRSN recommande de compléter l'approche de démonstration faite au travers de l'étude d'impact environnemental par la mise en place d'une stratégie de surveillance écologique spécifique si cela est justifié par la pression d'exposition aux rayonnements ionisants (i.e. selon les conclusions de l'évaluation du risque radiologique).</p>	<ul style="list-style-type: none"> ● Surveillance = l'un des « éléments réglementaires » de la protection de l'environnement ● Correspondance avec ce qui est dénommé « approche écosystème » à vocation intégrée (ie non stresseur-spécifique) <p>Items 28 ; 75 ; 93 ; 119</p>
<p>(R10) Dans le cas d'un accident majeur du type de celui de Tchernobyl ou de Fukushima, l'IRSN considère que l'enjeu de la situation d'urgence est la protection des populations humaines. Dans le cadre de la phase post-accidentelle, la protection de l'environnement pourra être considérée comme l'une des facettes à prendre en compte pour l'optimisation de la gestion des territoires contaminés. Cette question pourrait être instruite dans le cadre d'un groupe de réflexion dédié. Aux vues de l'état de l'art, les méthodes d'évaluation du risque radiologique pour les espèces non humaines vis-à-vis des rayonnements ionisants doivent être adaptées et les données nécessaires complétées, pour répondre à ce type de situations. La réflexion du groupe proposé s'étendra aux pratiques de surveillance environnementale. Pour des accidents de moindre ampleur, il conviendrait de considérer aussi le cas d'une situation d'urgence où la protection de l'environnement serait un enjeu important notamment dans le cas d'un accident/incident impactant des espaces naturels protégés et inhabités.</p>	<p>REX de l'UNSCEAR- évaluation de l'impact sanitaire et environnementale suite à l'accident de Fukushima</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Prise en compte de la phase post rejet pour une estimation dosimétrique correcte - nécessité de déployer des modèles cinétiques - et des valeurs de référence adaptées aux effets « aigus » ● Utilisation des données de surveillance « usuelles » ● Communication <ul style="list-style-type: none"> ● Nécessité de s'accorder sur les grands principes à adopter (élargissement du périmètre du CODIR PA?) <p>Items 112 ; 125 ; 126</p>