

6 ESTIMATION DE L'EXPOSITION

6.1 Généralités

L'estimation de l'exposition vise à calculer la quantité de substances auxquelles les récepteurs écologiques et humains sont exposés par le biais des différentes voies d'exposition (inhalation, ingestion, contact) et scénarios prédéfinis.

Il importe de souligner que les calculs d'exposition aux rayonnements ionisants et aux substances chimiques se distinguent sur plusieurs aspects.

Dans le cas des radionucléides, la dosimétrie de base servant à mesurer la quantité d'énergie reçue par tout tissu ou organe exposé au rayonnement ionisant est la dose absorbée (DA), exprimée en gray (Gy). Cette dose cumule les doses dites internes (ingestion, inhalation) et externes (irradiation), et ce, pour l'ensemble des radionucléides. De manière générale, cette dose, exprimée sur une base annuelle, sert au calcul du risque pour les effets déterministes ou non cancérigènes pour les récepteurs écologiques. Pour les récepteurs humains, la dose efficace (DE) est la quantité dosimétrique qui mesure les effets sur la santé. Exprimée en sievert (Sv), elle sert au calcul du risque pour les effets dits stochastiques ou cancérigènes. Cette DE est calculée en appliquant différents facteurs de conversion de dose (FCD), afin de tenir compte du type de substance et d'émission (α, β, γ), de la sensibilité de l'organe ou du tissu irradié et de la demi-vie métabolique de chaque radioisotope.

En ce qui a trait aux substances chimiques, la dose calculée correspond généralement à une dose d'exposition externe, dans le cas des voies orale (ingestion) et respiratoire (inhalation), et à une dose interne ou absorbée pour la voie dermique (contact). Les résultats sont exprimés pour chaque substance individuelle sur une base quotidienne en milligramme par kilogramme de poids corporel par jour. Dans le cas de l'évaluation du risque pour les substances à effet non cancérigène, la dose calculée correspond à une dose maximale quotidienne ne produisant pas un effet toute la vie durant (70 ans). Le calcul du risque pour les substances à effet cancérigène considère pour sa part une dose moyenne à vie. Ajoutons enfin que, dans certains cas, les doses d'exposition (inhalation, ingestion) sont converties en doses absorbées et additionnées à la dose par contact pour obtenir une dose interne totale multivoie.

Dans le cadre de la présente étude, le calcul de dose a été réalisé à l'aide du logiciel *Integrated Model for the Probabilistic Assessment of Contaminant Transport* (IMPACT) (Beak International inc., 2001a). Les sections qui suivent décrivent successivement les caractéristiques principales de ce logiciel, les scénarios d'exposition considérés ainsi que les paramètres utilisés pour la modélisation. Finalement, les principaux résultats issus de cette modélisation sont présentés.

6.2 Description générale du modèle de devenir environnemental et d'exposition IMPACT

Le logiciel IMPACT est un modèle de devenir environnemental et d'exposition développé dans le but d'estimer l'exposition multimédia et multivoies de récepteurs écologiques et humains à des substances radiologiques et chimiques ainsi que le risque qui en découle. Ce logiciel permet également de prédire la concentration annuelle de ces substances dans différents médias environnementaux (ex. : air, eau, sol, plante) sur une période définie par l'utilisateur (ex. : 50 ans). Précisons que ce logiciel a été développé à l'origine pour répondre aux exigences de la norme CAN/CSA-N288.1-M87 (R1998) (CSA, 1998a), en regard du calcul de la limite opérationnelle dérivée (LOD).

De manière générale, le logiciel IMPACT fonctionne sur la base de scénarios d'exposition bâtis autour de l'identification de la source de contamination, des caractéristiques des milieux terrestre et aquatique environnants, du cheminement des substances d'intérêt dans ces milieux ainsi que des caractéristiques des récepteurs écologiques ou humains cibles. Lors de la première étape de la démarche d'analyse du risque, la sélection de ces éléments est basée essentiellement sur le modèle conceptuel. Une série d'équations permet par la suite de calculer la dose par récepteur en fonction des particularités associées aux radionucléides et substances chimiques. Ces équations sont présentées dans le document technique du logiciel IMPACT (Beak International inc., 2001b). Une version simplifiée de ces équations est présentée ci-après. Un exemple détaillé de calcul pour certains récepteurs écologiques est également présenté à l'annexe G.

6.3 Choix des scénarios d'exposition

Dans le logiciel IMPACT, les scénarios décrivant l'exposition des récepteurs cibles aux différentes substances d'intérêt sont basés sur l'identification de milieux types associés à des polygones dits aquatiques ou terrestres. Ces polygones comprennent à leur tour différents compartiments associés, d'une part, aux sources d'émission ou de rejet et, d'autre part, aux médias environnementaux (ex. : air, eau, sol, sédiment) ou récepteurs d'intérêt (ex. : poissons, plantes) affectés ou exposés. Ces compartiments sont reliés entre eux par différents processus de transport et de transfert (ex. : dispersion dans l'air, absorption racinaire, ingestion d'eau), ceci, afin de définir le cheminement ou le devenir des substances d'intérêt dans le système et, en dernière analyse, de prédire les concentrations environnementales ou les doses au niveau des récepteurs cibles.

Les tableaux 6-1 et 6-2 présentent ces différents milieux ou polygones définis respectivement pour les récepteurs écologiques et humains cibles. Ces tableaux décrivent plus particulièrement, pour chacun des récepteurs, les voies d'exposition, les médias environnementaux et d'exposition ainsi que la fraction de contact relative à chacun des médias environnementaux considérés. Comme mentionné précédemment, tous ces scénarios sont basés sur les modèles conceptuels définis pour ces récepteurs et reflètent les relations source → devenir → cible identifiées lors de l'élaboration de ces modèles (voir figures 5-1 et 5-2). La figure 6-1 illustre la position relative des polygones aquatiques et terrestres ainsi que les groupes taxonomiques et groupes cibles associés à chaque scénario décrit aux tableaux 6-1 et 6-2.

Dans le cas des humains, il faut préciser que l'ingestion d'eau contaminée n'a pas été considérée dans le calcul de l'exposition puisque la population est alimentée par l'aqueduc municipal. De plus, aucune activité de baignade n'a lieu dans le secteur. Les plages propices à ce type d'activité récréative sont absentes dans la zone d'étude rapprochée.

6.4 Paramétrage du logiciel IMPACT

Le paramétrage du logiciel IMPACT peut être résumé en quatre étapes principales, soit :

1. Les caractéristiques physico-chimiques et radiologiques des substances d'intérêt sélectionnées.
2. Les caractéristiques des sources d'émission ou de rejet.
3. Les facteurs d'exposition des récepteurs d'intérêt.
4. Les caractéristiques des médias environnementaux et d'exposition.

Ces différentes étapes sont décrites dans les sections qui suivent.

6.4.1 Caractéristiques physico-chimiques et radiologiques des substances d'intérêt sélectionnées

En se basant sur la liste des substances d'intérêt définies précédemment, les principales caractéristiques physico-chimiques et radiologiques de ces substances ont été précisées (ex. : poids moléculaire, loi d'Henry, diffusivité dans l'air, etc.). Ces informations découlent essentiellement de la base de données initiale fournie avec le logiciel IMPACT, et sont colligées à la section 1.1 du rapport annexe présentant les paramètres d'entrée du logiciel (QSAR, 2002).

6.4.2 Caractéristiques des sources d'émissions et de rejets

Les taux d'émission mesurés ou estimés pour les radionucléides et les substances chimiques rejetés ou susceptibles d'être rejetés dans l'environnement au site de Gentilly sont présentés aux tableaux 6-3 et 6-4 respectivement. Comme mentionné au chapitre 3, les émissions dans l'air proviennent principalement de l'exploitation des centrales de Gentilly-2 et de Bécancour et, dans une moindre mesure, de l'ASDR et de l'AASDR.

Les taux d'émissions annuels les plus élevés en ce qui a trait aux radionucléides mesurés par le moniteur d'effluents gazeux (MEG) sont associés au tritium, au carbone-14 et aux gaz rares émis par la cheminée de la centrale de Gentilly-2 (données en becquerel par an). La centrale de Bécancour émet près de 1 000 fois moins de carbone-14 que la centrale de Gentilly-2, mais émet plus de radionucléides naturels (ex. : isotopes radioactifs de K, Ra, U, Th) associés au combustible utilisé, soit le mazout.

Les émissions atmosphériques de substances chimiques proviennent principalement de l'exploitation de la centrale de Bécancour et, dans une moindre mesure, de la centrale de Gentilly-2. Il convient cependant de rappeler que la centrale de Bécancour est exploitée moins de 200 h par année. Par conséquent, un facteur de 0,023 (200 h/an ÷ 8 766 h/an) a

été appliqué au taux d'émission pour considérer une émission continue sur une base annuelle.

Quant aux rejets liquides, ils proviennent essentiellement de l'exploitation de la centrale de Gentilly-2. Les taux de rejet les plus élevés, tels qu'ils ont été mesurés au niveau du moniteur d'effluents liquides (MEL), sont associés au tritium et au carbone-14.

Rappelons que, pour les substances chimiques, seuls les HAP ont été retenus étant donné qu'aucune donnée quantitative ne permet d'estimer les taux d'émissions ou de rejets pour les autres substances chimiques d'intérêt (voir tableau 5-2). Parmi les HAP, seul le benzo(a)pyrène (B(a)P) a été utilisé comme indicateur de la contamination aux HAP. De fait, cette substance constitue un bon indicateur en raison de sa meilleure valeur prédictive par rapport aux HAP totaux, de sa faible variabilité lors des analyses en laboratoire et de sa bonne corrélation avec les HAP totaux mesurés dans l'air au Canada. De plus, le B(a)P constitue l'un des HAP les plus toxiques et le mieux documenté.

6.4.3 Caractéristiques des médias environnementaux et d'exposition

Les tableaux 6-5 et 6-6 décrivent de façon synoptique l'origine des principaux paramètres d'entrée pour les récepteurs biologiques et humains respectivement. Comme précisé précédemment, les valeurs utilisées ainsi que les sources d'information associées à chacun des paramètres sont présentées au rapport annexe (QSAR, 2002). Le texte qui suit décrit, de manière générale, les principales catégories de paramètres, soit :

- les paramètres généraux ;
- les facteurs de transfert (inhalation, ingestion) ;
- les coefficients de partage sol-eau ;
- les coefficients de transfert sol-plante et air-plante ;
- les facteurs de bioconcentration ;
- les facteurs de conversion de dose (interne, externe) ;
- certains facteurs spécifiques liés à la présence de tritium dans les plantes sous forme d'eau tritiée (HTO) ou de matière organique (OBT).

6.4.3.1 Paramètres généraux

La catégorie des paramètres généraux est associée à la description générale de chacun des médias environnementaux (air, eau, sol, sédiments) et des différents récepteurs écologiques et humains cibles. Dans le cas des médias environnementaux, il peut s'agir par exemple de la densité du sol ou des sédiments, de la concentration de matières en suspension dans l'eau de surface, de la vitesse du vent ou du taux de volatilisation pour l'air. Pour les récepteurs d'intérêt, ces paramètres décrivent, notamment, certains facteurs d'exposition ou de taux de contact (ex. : taux d'ingestion de sol ou d'aliments), le poids corporel, la fréquence d'utilisation du territoire, la fraction d'exposition et autres.

6.4.3.2 Facteurs de transfert

Dans le logiciel IMPACT, les sources internes sont calculées en fonction de facteurs de transfert par ingestion et par inhalation (FT_j^i) pour les animaux terrestres et aquatiques. Les facteurs de transfert sont utilisés en évaluation du risque radiologique pour estimer la concentration de radionucléides (i) dans les tissus (j), découlant d'un taux spécifique de consommation. À l'état d'équilibre, la concentration de radionucléides dans les tissus d'un organisme est fonction de sa consommation et de son élimination. Cette concentration interne est alors indépendante de la concentration dans l'alimentation mais dépendante du taux métabolique de l'organisme et des propriétés biologiques du radionucléide. Ainsi, les facteurs de transfert sont des valeurs empiriques décrivant la fraction de radionucléide dans l'alimentation qui est déposée dans les tissus d'un organisme à l'état stable, ou en conditions d'équilibre (Macdonald, 1996). Ils sont calculés de la façon suivante :

$$FT_j^i \text{ (j/kg)} = \frac{\text{concentration de radionucléide } i \text{ dans les tissus } j \text{ (Bq/kg)}}{\text{quantité de radionucléide } i \text{ consommée (Bq/j)}}$$

Précisons que pour les simulations avec IMPACT, les mêmes facteurs ont été utilisés pour la voie orale (ingestion) et la voie respiratoire (inhalation) dans le cas des animaux terrestres.

6.4.3.3 Coefficient de partage sol-eau

La quantité d'un radionucléide ou d'une substance chimique dans le sol ou les sédiments, obtenue en becquerel par kilogramme ou en milligramme par kilogramme, peut être calculée en utilisant un coefficient de partage (K_D). Le K_D sert à contraster la proportion d'une substance se trouvant sous forme solide par rapport à la proportion de ce contaminant en solution ou dissous dans la phase liquide. Les unités du K_D sont exprimées en litre par kilogramme. Dans le logiciel IMPACT, des valeurs de K_D ont été attribuées à chacune des substances d'intérêt en fonction du média (sol, sédiment) et du type de sol (loam).

6.4.3.4 Coefficients de transfert sol-plante et air-plante

La quantité d'un radionucléide ou d'une substance chimique dans une plante terrestre ou aquatique peut être calculée en utilisant des coefficients de transfert sol-plante (K_{sp}) et air-plante (K_{ap}) ou, selon le média d'exposition considéré (air ou sol/sédiment). Ces coefficients servent à contraster la proportion d'une substance donnée se trouvant sous forme solide par rapport à la proportion de ce contaminant présente dans l'eau ou l'air. Dans le logiciel IMPACT, les unités des K_{ap} ou des K_{sp} sont exprimées respectivement en mètre cube d'air par kilogramme de plante (poids frais) ainsi qu'en kilogramme de sol par kilogramme de plante (poids frais). Les valeurs ont été attribuées à chacune des substances d'intérêt en fonction de l'espèce végétale considérée.

6.4.3.5 Facteurs de bioconcentration

L'incorporation d'un radionucléide ou d'une substance chimique dans les organismes aquatiques est habituellement exprimée en utilisant un facteur de bioconcentration (FBC). Ce facteur est défini comme le ratio entre la concentration de radionucléides dans les tissus animaux et leur concentration dans l'eau. Les unités du FBC sont exprimées en litre

par kilogramme. Dans le logiciel IMPACT, des valeurs de FBC ont été attribuées à chacune des substances d'intérêt en fonction de l'organisme aquatique considéré.

6.4.3.6 Facteurs de conversion de dose

Par définition, les facteurs de conversion de dose (FCD) des radionucléides fournissent une estimation de la dose efficace pendant 50 ans, résultant d'une seule ingestion de 1 Bq d'un radionucléide donné. En d'autres mots, un FCD traduit la toxicité associée à 1 Bq d'un radionucléide donné (Santé Canada, 1996). Plus le facteur est élevé, plus la radiotoxicité d'un radionucléide est importante.

Les valeurs de FCD comprises dans le logiciel IMPACT servent à convertir la concentration d'un radioisotope donné en une dose efficace pour les récepteurs humains (en sievert par an) ou en une dose absorbée pour les récepteurs écologiques (en gray par an). Ces facteurs sont définis séparément par voie (interne et externe) et par média d'exposition (ex. : sol, air, eau, aliments). Soulignons que ces FCD n'ont pas été établis pour tous les récepteurs écologiques. Il existe toutefois un consensus pour établir des limites approximatives de doses pouvant protéger une grande variété de plantes et d'animaux (IAEA, 1992). Il en est autrement pour l'exposition humaine puisque les FCD sont relativement bien établis (ICRP, 1990).

6.4.3.7 Facteurs spécifiques relatifs à la présence de tritium

Le tritium peut se trouver sous deux formes dans les plantes, soit sous forme d'eau tritiée (HTO) ou lié à la matière organique (OBT). Ces deux formes viennent rapidement en équilibre pour maintenir un ratio relativement constant. Dans le logiciel IMPACT (Beak International inc., 2001b), ce ratio a été défini à 0,3 sur la base de l'équation proposée par Galeriu (1994).

6.5 Méthode de calcul de la dose

6.5.1 Calcul de la dose associée aux rayonnements ionisants

D'une manière générale, on calcule la dose efficace (DE) pour l'exposition aux rayonnements ionisants en additionnant toutes les doses reçues au cours d'une année à partir des différentes voies d'exposition :

$$\begin{aligned} DE &= DE_{\text{externe}} + DE_{\text{interne}} \\ &= DE_{\text{externe}} + DE_i + DE_e + DE_s + DE_a \end{aligned}$$

DE_{externe} = Irradiation externe directe reçue au cours d'une année.

DE_{interne} = Dose dite « engagée » qui sera reçue au cours des 50 années suivantes (adultes) ou 70 années (enfants), à partir de tous les radionucléides ingérés ou inhalés durant une année donnée.

- DE_i = Dose estimée provenant de radionucléides inhalés (air).
- DE_e = Dose estimée provenant de radionucléides ingérés (eau potable).
- DE_s = Dose estimée provenant de radionucléides ingérés (sol/sédiments).
- DE_a = Dose estimée provenant de radionucléides ingérés (aliments).

La dose engagée est calculée par voie d'exposition interne pour chaque radionucléide selon la formule générale suivante :

$$DE_x = C \times CT \times TC \times FE \times FC$$

où :

- DE_x = Dose engagée estimée en sievert ou en gray pour un radionucléide donné et une voie d'exposition x donnée (ex. : inhalation d'air, ingestion d'eau, de sol ou d'aliments).
- C = Concentration du radionucléide pour un média d'exposition donné (ex. : radionucléide dans l'eau en Bq/L ou dans les aliments en Bq/kg).
- CT = Coefficient servant à contraster la proportion d'une substance donnée se trouvant sous forme solide par rapport à la proportion de ce contaminant présente dans l'eau ou l'air.
- TC = Taux de contact
Quantité quotidienne d'eau, d'aliments ou d'air prise (ex. : aliment = g/jour, eau = L/jour, air = m³/jour).
- FE = Facteur d'exposition
Ce facteur indique la fréquence d'exposition pour un récepteur donné en fonction du temps (ex. : travailleurs = 5 jours/semaine) ou de l'espace (ex. : superficie contaminée/domaine vital).
- FCD = Facteur de conversion de dose
Ce facteur convertit la quantité de radionucléides inhalée ou ingérée, en becquerels, à une dose efficace en sieverts ou en gray. Les FCD sont généralement exprimés en fonction de la concentration dans le média considéré (ex. : pour le sol = Gy/an • kg/Bq ou en Sv/an • kg/Bq).

6.5.2 Calcul de la dose d'exposition aux substances chimiques

La dose d'exposition journalière (*DEJ*) est estimée pour chacune des voies d'exposition « x » (inhalation, ingestion, contact cutané) à partir de l'équation générale suivante.

$$DEJ_x = \frac{C \times TC \times FE}{PC}$$

où :

DEJ_x = Dose d'exposition en mg/kg de poids corporel par jour pour une substance chimique donnée et une voie d'exposition x donnée (ex. : inhalation d'air, ingestion d'eau, de sol ou d'aliments).

C = Concentration de la substance chimique pour un média d'exposition donné (ex. : dans l'eau en mg/L ou dans les aliments en mg/kg).

TC = Taux de contact
Quantité d'eau, d'aliments ou d'air prise en une seule journée (ex. : aliment = g/jour, eau = L/jour, air = m³/jour).

FE = Facteur d'exposition
Facteur indiquant la fréquence d'exposition pour un récepteur donné en fonction du temps (ex. : 5 jours/semaine) ou de la fraction d'occupation du territoire.

PC = Poids corporel
Poids corporel moyen du récepteur écologique ou humain en kilogrammes.

6.6 Résultats

La section qui suit présente les principaux résultats associés au calcul de la dose pour les radionucléides et les substances chimiques pour les différents récepteurs d'intérêt.

6.6.1 Radionucléides

Le tableau 6-7 présente les doses efficaces estimées avec le logiciel IMPACT pour les différents récepteurs écologiques et humains d'intérêt. Ces valeurs intègrent l'ensemble des radionucléides possédant des FCD et pour lesquelles des concentrations ont pu être estimées. Il faut souligner que ces doses ont été calculées pour des durées d'exposition de 50 ans. Cette durée correspond à la période active d'une personne sur le marché du travail et au nombre d'années d'exploitation de la centrale nucléaire de Gentilly-2 advenant son maintien en opération jusqu'à l'horizon 2035. Dans le cas des récepteurs écologiques, cette durée constitue une évaluation hyperconservatrice puisque la durée de vie de ces organismes peut varier de moins d'un an (ex. : organismes benthiques) à 20 ans (ex. : carpe). L'impact sur le calcul de la dose et du risque sera discuté au chapitre 8 portant notamment sur l'analyse des incertitudes.

6.6.2 Substances chimiques

Le tableau 6-8 présente les doses d'exposition estimées avec le logiciel IMPACT pour les différents récepteurs écologiques et humains d'intérêt. Exception faite des travailleurs, l'exposition au B(a)P des récepteurs écologiques et des adultes est due essentiellement à l'ingestion d'aliments.

Tableau 6-1 : Choix des voies et médias d'exposition pour les récepteurs écologiques retenus dans le cadre de la modélisation avec le logiciel IMPACT

Polygone	Groupe taxonomique	Récepteur écologique d'intérêt	Voie d'exposition	Média environnemental	Média d'exposition	
Milieu aquatique (Anse à Lemarier)	Invertébrés aquatiques	Invertébrés benthiques	Contact (externe)	Sédiments	Sédiments (aérobie)	
			Ingestion (interne)	Plantes aquatiques	Macrophytes	
	Plantes aquatiques	Macrophytes	Absorption (interne)	Eau	Eau (fleuve)	
	Poissons	Carpe	Contact direct (externe)	Eau	Eau (fleuve)	
			Ingestion (interne)	Plantes aquatiques	Macrophytes	
		Grand brochet	Contact direct (externe)	Eau	Eau (fleuve)	
			Ingestion (interne)	Poissons	Carpe	
Milieu terrestre	Invertébrés terrestres	Ver de terre	Contact (externe)	Sol	Loam	
	Plantes terrestres	Fourrage	Contact (externe)	Air	Air extérieur	
			Absorption (interne)	Sol	Loam	
		Érable argenté	Contact (externe)	Air	Air extérieur	
			Absorption (interne)	Sol	Loam	
	Reptiles	Couleuvre rayée	Inhalation (interne)	Air	Air extérieur	
			Ingestion (interne)	Mammifères	Campagnol sp.	
	Amphibiens	Grenouille léopard	Inhalation (interne)	Amphibiens	Grenouille léopard	
				Air	Air extérieur	
			Ingestion (interne)	Sol	Loam	
				Invertébrés terrestres	Ver de terre	
				Invertébrés aquatiques	Invertébrés benthiques	
				Plantes aquatiques	Macrophytes	
	Oiseaux	Canard noir	Inhalation (interne)	Plantes terrestres	Fourrage	
				Air	Air extérieur	
			Ingestion (interne)	Eau	Eau (fleuve)	
				Sédiment	Sédiments (aérobie)	
		Goéland à bec cerclé	Goéland à bec cerclé	Inhalation (interne)	Invertébrés aquatiques	Invertébrés benthiques
					Plante aquatiques	Macrophytes
				Ingestion (interne)	Air	Air extérieur
Eau					Eau (fleuve)	
Sol					Loam	
Mammifères					Campagnol sp	
Poissons	Carpe					

Tableau 6-1 : Choix des voies et médias d'exposition pour les récepteurs écologiques retenus dans le cadre de la modélisation avec le logiciel IMPACT (suite)

Polygone	Groupe taxonomique	Récepteur écologique d'intérêt	Voie d'exposition	Média environnemental	Média d'exposition
Milieu terrestre	Mammifères	Campagnol sp.	Inhalation (interne)	Air	Air extérieur
			Ingestion (interne)	Eau	Eau (fleuve)
				Sol	Loam
				Plantes terrestres	Fourrage
				Invertébrés terrestres	Ver de terre
	Mammifères	Raton laveur	Inhalation (interne)	Air	Air extérieur
			Ingestion (interne)	Eau	Eau (fleuve)
				Sol	Loam
				Plantes aquatiques	Macrophytes
				Plantes terrestres	Fourrage
				Amphibiens	Grenouille léopard
		Invertébrés aquatiques	Invertébrés benthiques		
		Cerf de Virginie	Inhalation (interne)	Air	Air extérieur
				Eau	Eau (fleuve)
Ingestion (interne)			Sol	Loam	
	Plantes terrestres		Érable argenté Fourrage		

Tableau 6-2 : Choix des voies et médias d'exposition pour les récepteurs humains retenus dans le cadre de la modélisation avec le logiciel IMPACT

Polygone	Groupe cible	Récepteur humain	Voie d'exposition	Média environnemental	Média d'exposition
Milieu agricole	Humain	Enfant	Inhalation (interne)	Air	Air intérieur
					Air extérieur
			Ingestion (interne)	Sol	Loam
				Plantes terrestres	Légume à feuilles et à fruits
					Légume à racines
				Animaux terrestres	Bœuf (viande)
	Poule (œufs)				
	Poule (viande)				
		Vache (lait)			
	Animaux aquatiques	Poisson			
	Contact (externe)	Air	Gaz et particules		
	Humain	Adulte	Inhalation (interne)	Air	Air intérieur
					Air extérieur
Ingestion (interne)			Sol	Loam	
			Plantes terrestres	Légume à feuilles et à fruits	
				Légume à racines	
			Animaux terrestres	Bœuf (viande)	
Poule (œufs)					
Poule (viande)					
	Vache (lait)				
Animaux aquatiques	Poisson				
Contact (externe)	Air	Gaz et particules			
Milieu de travail	Humain	Travailleur	Inhalation (interne)	Air	Air intérieur
					Air extérieur
			Contact (externe)	Sol	Loam
		Contact (externe)	Air	Gaz et particules	

Tableau 6-3 : Taux d'émission mesurés ou estimés pour chacun des radionucléides rejetés ou susceptibles d'être rejetés dans l'environnement au site de Gentilly

Radionucléide	Symbole chimique	Émissions atmosphériques (MEG) ^(a) (Bq/a)	Rejets liquides (MEL) ^(b) (Bq/a)	Émissions atmosphériques (ASDR) ^(c) (Bq/a)	Émissions atmosphériques (centrale de Bécancour) (Bq/a)	Émissions atmosphériques (AASDR) ^(d) (Bq/a)
Tritium	³ H	3,30E+14	3,63E+14	1,00E+09	n.a.	1,81E+09
¹⁴ Carbone	¹⁴ C	2,85E+12	4,07E+10	1,00E+05	3,90E+09	6,83E+10
⁴⁰ Potassium	⁴⁰ K	n.a. ^(e)	n.a.	n.a.	7,70E+06	n.a.
⁵¹ Chrome	⁵¹ Cr	n.a.	3,22E+09	n.a.	n.a.	n.a.
⁵⁴ Manganèse	⁵⁴ Mn	n.a.	2,81E+08	6,00E+04	n.a.	n.a.
⁵⁹ Fer	⁵⁹ Fe	n.a.	4,07E+07	n.a.	n.a.	n.a.
⁶⁰ Cobalt	⁶⁰ Co	3,10E+05	7,40E+09	3,80E+05	n.a.	n.a.
⁶⁵ Zinc	⁶⁵ Zn	n.a.	2,74E+07	n.a.	n.a.	n.a.
⁸⁵ Krypton (m)	⁸⁵ Kr (m)	7,54E+12	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
⁸⁵ Krypton	⁸⁵ Kr	5,36E+10	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
⁸⁷ Krypton	⁸⁷ Kr	1,51E+13	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
⁸⁸ Krypton	⁸⁸ Kr	2,10E+13	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
⁸⁶ Rubidium	⁸⁶ Rb	n.a.	2,92E+05	n.a.	n.a.	n.a.
⁸⁸ Rubidium	⁸⁸ Rb	9,50E+05	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
⁸⁹ Rubidium	⁸⁹ Rb	1,22E+06	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
⁸⁹ Strontium	⁸⁹ Sr	8,22E+04	8,22E+07	n.a.	n.a.	n.a.
⁹⁰ Strontium	⁹⁰ Sr	2,91E+01	1,41E+06	n.a.	n.a.	n.a.
⁹¹ Strontium	⁹¹ Sr	1,21E+05	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
⁹² Strontium	⁹² Sr	1,27E+05	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
⁹⁵ Zirconium	⁹⁵ Zr	1,09E+06	2,04E+09	4,00E+06	n.a.	n.a.
⁹⁷ Zirconium	⁹⁷ Zr	1,34E+06	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
⁹⁵ Niobium	⁹⁵ Nb	1,14E+06	2,29E+09	8,00E+06	n.a.	n.a.
⁹⁷ Niobium	⁹⁷ Nb	1,70E+06	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
⁹⁹ Molybdène	⁹⁹ Mo	n.a.	3,74E+07	n.a.	n.a.	n.a.
¹⁰³ Ruthénium	¹⁰³ Ru	3,59E+05	5,18E+07	n.a.	n.a.	n.a.
¹⁰⁵ Ruthénium	¹⁰⁵ Ru	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
¹⁰⁶ Ruthénium	¹⁰⁶ Ru	4,37E+04	1,04E+06	n.a.	n.a.	n.a.
¹¹⁰ Argent	¹¹⁰ Ag	3,07E+04	3,07E+07	n.a.	n.a.	n.a.
¹¹¹ Argent	¹¹¹ Ag	6,13E+06	6,13E+09	n.a.	n.a.	n.a.
¹²⁴ Antimoine	¹²⁴ Sb	4,88E+05	1,11E+10	6,67E+06	n.a.	n.a.
¹²⁵ Antimoine	¹²⁵ Sb	3,79E+05	4,07E+07	n.a.	n.a.	n.a.
¹³⁰ Iode	¹³⁰ I	3,45E+07	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
¹³¹ Iode	¹³¹ I	6,66E+07	1,18E+09	n.a.	n.a.	n.a.
¹³² Iode	¹³² I	9,82E+07	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
¹³³ Iode	¹³³ I	1,38E+08	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
¹³⁴ Iode	¹³⁴ I	1,53E+08	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
¹³⁵ Iode	¹³⁵ I	1,30E+08	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
¹³¹ Xénon	¹³¹ Xe	3,11E+11	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
¹³³ Xénon	¹³³ Xe	1,74E+12	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Tableau 6-3 : Taux d'émission mesurés ou estimés pour chacun des radionucléides rejetés ou susceptibles d'être rejetés dans l'environnement au site de Gentilly (suite)

Radionucléide	Symbole chimique	Émissions atmosphériques (MEG) ^(a) (Bq/a)	Rejets liquides (MEL) ^(b) (Bq/a)	Émissions atmosphériques (ASDR) ^(c) (Bq/a)	Émissions atmosphériques (centrale de Bécancour) (Bq/a)	Émissions atmosphériques (AASDR) ^(d) (Bq/a)
¹³³ Xénon	¹³³ Xe	5,54E+13	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
¹³⁵ Xénon	¹³⁵ Xe	1,19E+13	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
^{135m} Xénon	^{135m} Xe	4,94E+12	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
¹³⁸ Xénon	¹³⁸ Xe	4,92E+13	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
¹³⁴ Césium	¹³⁴ Cs	4,36E+04	2,70E+07	n.a.	n.a.	n.a.
¹³⁶ Césium	¹³⁶ Cs	6,44E+04	2,64E+08	n.a.	n.a.	n.a.
¹³⁷ Césium	¹³⁷ Cs	n.a.	4,44E+08	n.a.	n.a.	n.a.
^{138m} Césium	^{138m} Cs	9,74E+06	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
¹⁴⁰ Barium	¹⁴⁰ Ba	9,58E+04	9,58E+07	n.a.	n.a.	n.a.
¹⁴⁰ Lanthane	¹⁴⁰ La	7,40E+05	7,40E+08	n.a.	n.a.	n.a.
¹⁴¹ Lanthane	¹⁴¹ La	6,80E+05	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
¹⁴² Lanthane	¹⁴² La	6,56E+05	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
¹⁴¹ Cérium	¹⁴¹ Ce	6,06E+04	1,37E+09	n.a.	n.a.	n.a.
¹⁴³ Cérium	¹⁴³ Ce	6,26E+04	1,41E+09	n.a.	n.a.	n.a.
¹⁴⁴ Cérium	¹⁴⁴ Ce	1,90E+04	4,29E+08	n.a.	n.a.	n.a.
¹⁵⁴ Europium	¹⁵⁴ Eu	n.a.	5,92E+06	n.a.	n.a.	n.a.
¹⁵⁵ Europium	¹⁵⁵ Eu	n.a.	1,79E+06	n.a.	n.a.	n.a.
¹⁵⁶ Europium	¹⁵⁶ Eu	n.a.	2,37E+06	n.a.	n.a.	n.a.
¹⁸¹ Hafnium	¹⁸¹ Hf	n.a.	n.a.	1,60E+04	n.a.	n.a.
²²⁶ Radium	²²⁶ Ra	n.a.	n.a.	n.a.	2,31E+06	n.a.
²³⁴ Uranium	²³⁴ U	n.a.	5,64E+05	n.a.	n.a.	n.a.
²³⁵ Uranium	²³⁵ U	n.a.	9,22E+03	n.a.	n.a.	n.a.
²³⁸ Uranium	²³⁸ U	n.a.	6,94E+05	n.a.	1,54E+08	n.a.
²³⁸ Plutonium	²³⁸ Pu	n.a.	8,21E+04	n.a.	n.a.	n.a.
²³⁹ Plutonium	²³⁹ Pu	8,64E-02	2,74E+05	n.a.	n.a.	n.a.
²⁴⁰ Plutonium	²⁴⁰ Pu	1,20E-01	3,81E+05	n.a.	n.a.	n.a.
²⁴¹ Plutonium	²⁴¹ Pu	1,19E+01	3,78E+07	n.a.	n.a.	n.a.
²⁴¹ Américium	²⁴¹ Am	1,04E-01	1,06E+07	n.a.	n.a.	n.a.
²⁴³ Américium	²⁴³ Am	n.a.	2,74E+04	n.a.	n.a.	n.a.
²⁴² Curium	²⁴² Cm	n.a.	2,77E+05	n.a.	n.a.	n.a.
²⁴⁴ Curium	²⁴⁴ Cm	n.a.	4,94E+03	n.a.	n.a.	n.a.
²³² Thorium	²³² Th	n.a.	n.a.	n.a.	2,31E+06	n.a.

(a) : MEG : Moniteur d'effluents gazeux.

(b) : MEL : Moniteur d'effluents liquide.

(c) : ASDR : Aire de stockage de déchets radioactifs.

(d) : AASDR : Agrandissement éventuel de l'aire de stockage de déchets radioactifs.

(e) : n.a.: Non applicable

Tableau 6-4 : Taux d'émission mesurés ou estimés pour chacune des substances chimiques rejetées dans l'environnement au site de Gentilly

Substance	Centrale de Gentilly-2 ^(a)		Centrale de Bécancour	
	Émissions atmosphériques (g/a)	Rejets liquides (g/a)	Rejets liquides (g/a)	Emissions atmosphériques ^(b) (g/a)
Hydrocarbures aromatiques polycycliques				
Acénaphène	n.d. ^(c)	n.d.	n.d.	2,0E+00
Acénaphthylène	n.d.	n.d.	n.d.	2,0E+00
Anthracène	n.d.	n.d.	n.d.	2,0E+00
Benzo(a)anthracène	n.d.	n.d.	n.d.	2,0E+00
Benzo(a)pyrène	1,0E+02	n.d.	n.d.	1,9E+02
Benzo(b)fluoranthène	n.d.	n.d.	n.d.	5,8E+01
Benzo(k)fluoranthène	n.d.	n.d.	n.d.	5,8E+01
Chrysène	n.d.	n.d.	n.d.	1,6E+02
Dibenzo(a,h)anthracène	n.d.	n.d.	n.d.	2,0E+00
Fluoranthène	n.d.	n.d.	n.d.	1,9E+01
Fluorène	n.d.	n.d.	n.d.	1,1E+02
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	n.d.	n.d.	n.d.	2,0E+00
Phénanthrène	n.d.	n.d.	n.d.	9,3E+01
Pyrène	n.d.	n.d.	n.d.	2,1E+01
Huiles usées				
Huile lubrifiante	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Huile lubrifiante (C ₂₀ à C ₅₀)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Distillats légers (craquage hydrotraitement)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Distillats légers (hydrotraités)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Distillats moyens (hydrotraités)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Essences minérales	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naphtha	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Métaux				
Cadmium	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chrome	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cuivre	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Nickel	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Zinc	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Substances chimiques diverses				
Chlore	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hydrazine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Morpholine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

^(a) : Un bilan chimique basé sur des hypothèses conservatrices est présenté à l'annexe F pour les différentes familles ou catégories de substances.

^(b) : Les taux mesurés dans le cadre des essais de conformité à la centrale de Bécancour (Hydro-Québec, 1993b) ont été ajustés pour tenir compte de la période de fonctionnement maximale de 200 heures par année de cette installation, tel que spécifié au certificat d'autorisation du ministère de l'environnement du Québec.

^(c) : Non déterminé.

Tableau 6-5 : Paramètres d'exposition pour les récepteurs écologiques retenus dans le cadre de la modélisation avec le logiciel IMPACT

	Média d'exposition / Récepteur écologique	Paramètres généraux ^(a)	Facteur de transfert (inhalation)	Facteur de transfert (ingestion)	Coefficient de partage sol-eau	Coefficient de transfert sol-plante	Coefficient de transfert air-plante	Facteur de bioconcentration	Facteur de conversion de dosef (interne)	Facteur de conversion de doseg sol (interne)	Facteur de conversion de dosew eau (externe)	Facteur de conversion de doses sédiment (externe)	Facteur de conversion de dosea air (externe)
Média environnemental													
Air	Air (extérieur)	QSAR (2002), section2.1											
Sol	Sol (loam)	QSAR (2002), section2.2			QSAR (2002), section2.2								
Sédiments	Sédiments du fleuve	QSAR (2002), section2.3											
Eau	Eau du fleuve	QSAR (2002), section2.4.			QSAR (2002), section2.4.								
Groupe taxonomique													
Plantes terrestres	Érable argenté	QSAR (2002), section2.5.1				QSAR (2002), section2.5.1	QSAR (2002), section2.5.1						
	Fourrage	QSAR (2002), section2.5.2				QSAR (2002), section2.5.2	QSAR (2002), section2.5.2						
Animaux terrestres	Ver de terre	QSAR (2002), section2.6.1	QSAR (2002), section2.6.1	QSAR (2002), section2.6.1					QSAR (2002), section2.6.1	QSAR (2002), section2.6.1	QSAR (2002), section2.6.1	QSAR (2002), section2.6.1	QSAR (2002), section2.6.1
	Couleuvre rayée	QSAR (2002), section2.6.2	QSAR (2002), section2.6.2	QSAR (2002), section2.6.2					QSAR (2002), section2.6.2	QSAR (2002), section2.6.2	QSAR (2002), section2.6.2	QSAR (2002), section2.6.2	QSAR (2002), section2.6.2
	Grenouille léopard	QSAR (2002), section2.6.3	QSAR (2002), section2.6.3	QSAR (2002), section2.6.3					QSAR (2002), section2.6.3	QSAR (2002), section2.6.3	QSAR (2002), section2.6.3	QSAR (2002), section2.6.3	QSAR (2002), section2.6.3
	Campagnol	QSAR (2002), section2.6.4	QSAR (2002), section2.6.4	QSAR (2002), section2.6.4					QSAR (2002), section2.6.4	QSAR (2002), section2.6.4	QSAR (2002), section2.6.4	QSAR (2002), section2.6.4	QSAR (2002), section2.6.4
	Raton laveur	QSAR (2002), section2.6.5	QSAR (2002), section2.6.5	QSAR (2002), section2.6.5					QSAR (2002), section2.6.5	QSAR (2002), section2.6.5	QSAR (2002), section2.6.5	QSAR (2002), section2.6.5	QSAR (2002), section2.6.5
	Cerf de Virginie	QSAR (2002), section2.6.6	QSAR (2002), section2.6.6	QSAR (2002), section2.6.6					QSAR (2002), section2.6.6	QSAR (2002), section2.6.6	QSAR (2002), section2.6.6	QSAR (2002), section2.6.6	QSAR (2002), section2.6.6
	Canard noir	QSAR (2002), section2.6.7	QSAR (2002), section2.6.7	QSAR (2002), section2.6.7					QSAR (2002), section2.6.7	QSAR (2002), section2.6.7	QSAR (2002), section2.6.7	QSAR (2002), section2.6.7	QSAR (2002), section2.6.7
	Goéland à bec cerclé	QSAR (2002), section2.6.8	QSAR (2002), section2.6.8	QSAR (2002), section2.6.8					QSAR (2002), section2.6.8	QSAR (2002), section2.6.8	QSAR (2002), section2.6.8	QSAR (2002), section2.6.8	QSAR (2002), section2.6.8
Plantes aquatiques	Macrophytes	QSAR (2002), section2.7				QSAR (2002), section2.7	QSAR (2002), section2.7						
Animaux aquatiques	Invertébrés benthiques	QSAR (2002), section2.8.1	QSAR (2002), section2.8.1	QSAR (2002), section2.8.1				QSAR (2002), section2.8.1	QSAR (2002), section2.8.1		QSAR (2002), section2.8.1	QSAR (2002), section2.8.1	
	Carpe	QSAR (2002), section2.8.2	QSAR (2002), section2.8.2	QSAR (2002), section2.8.2				QSAR (2002), section2.8.2	QSAR (2002), section2.8.2		QSAR (2002), section2.8.2	QSAR (2002), section2.8.2	
	Grand brochet	QSAR (2002), section2.8.3	QSAR (2002), section2.8.3	QSAR (2002), section2.8.3				QSAR (2002), section2.8.3	QSAR (2002), section2.8.3		QSAR (2002), section2.8.3	QSAR (2002), section2.8.3	

^(a) : Les fractions d'exposition des récepteurs écologiques sont présentées à l'annexe B-1 du rapport annexe (QSAR, 2002).

Tableau 6-6 : Paramètres d'exposition pour les récepteurs humains retenus dans le cadre de la modélisation avec le logiciel IMPACT

	Média d'exposition / Récepteur écologique	Paramètres généraux ^(a)	Facteur de transfert (inhalation)	Facteur de transfert (ingestion)	Coefficient de partage sol-eau	Coefficient de transfert sol-plante	Coefficient de transfert air-plante	Facteur de bioconcentration	Facteur de conversion de dosef (interne)	Facteur de conversion de dosef sol (interne)	Facteur de conversion de dosew eau (externe)	Facteur de conversion de doses sédiment (externe)	Facteur de conversion de dosea air (externe)	Facteur de conversion de dosei inhalation (interne)
Média environnemental	Air	Extérieur	QSAR (2002), section2.1											
		Intérieur	QSAR (2002), section2.1											
Sol	Sol (loam)	QSAR (2002), section2.2			QSAR (2002), section2.2									
Eau	Eau du fleuve	QSAR (2002), section2.4			QSAR (2002), section2.4									
Groupe taxonomique	Plantes terrestres	Légumes à feuilles et	QSAR (2002), section2.5.3			QSAR (2002), section2.5.3	QSAR (2002), section2.5.3							
		Légumes à racines	QSAR (2002), section2.5.4			QSAR (2002), section2.5.4	QSAR (2002), section2.5.4							
		Fourrage	QSAR (2002), section2.5.2			QSAR (2002), section2.5.2	QSAR (2002), section2.5.2							
Animaux terrestres	Bœuf (viande)	QSAR (2002), section2.6.9	QSAR (2002), section2.6.9	QSAR (2002), section2.6.9					QSAR (2002), section2.6.9	QSAR (2002), section2.6.9	QSAR (2002), section2.6.9	QSAR (2002), section2.6.9	QSAR (2002), section2.6.9	QSAR (2002), section2.6.9
	Poule (œufs)	QSAR (2002), section2.6.10	QSAR (2002), section2.6.10	QSAR (2002), section2.6.10					QSAR (2002), section2.6.10	QSAR (2002), section2.6.10	QSAR (2002), section2.6.10	QSAR (2002), section2.6.10	QSAR (2002), section2.6.10	QSAR (2002), section2.6.10
	Poule (viande)	QSAR (2002), section2.6.11	QSAR (2002), section2.6.11	QSAR (2002), section2.6.11					QSAR (2002), section2.6.11	QSAR (2002), section2.6.11	QSAR (2002), section2.6.11	QSAR (2002), section2.6.11	QSAR (2002), section2.6.11	QSAR (2002), section2.6.11
	Vache (lait)	QSAR (2002), section2.6.12	QSAR (2002), section2.6.12	QSAR (2002), section2.6.12					QSAR (2002), section2.6.12	QSAR (2002), section2.6.12	QSAR (2002), section2.6.12	QSAR (2002), section2.6.12	QSAR (2002), section2.6.12	QSAR (2002), section2.6.12
Animaux aquatiques	Grand brochet	QSAR (2002), section2.8.3	QSAR (2002), section2.8.3	QSAR (2002), section2.8.3			QSAR (2002), section2.8.3	QSAR (2002), section2.8.3		QSAR (2002), section2.8.3	QSAR (2002), section2.8.3	QSAR (2002), section2.8.3		
Groupe cible	Adulte	QSAR (2002), section2.9.1							QSAR (2002), section2.9.1	QSAR (2002), section2.9.1	QSAR (2002), section2.9.1		QSAR (2002), section2.9.1	QSAR (2002), section2.9.1
	Enfant	QSAR (2002), section2.9.2							QSAR (2002), section2.9.2	QSAR (2002), section2.9.2	QSAR (2002), section2.9.2		QSAR (2002), section2.9.2	QSAR (2002), section2.9.2
	Travailleur	QSAR (2002), section2.9.3							QSAR (2002), section2.9.3	QSAR (2002), section2.9.3	QSAR (2002), section2.9.3		QSAR (2002), section2.9.3	QSAR (2002), section2.9.3

^(a) : Les fractions d'exposition des récepteurs écologiques et humains sont présentées à l'annexe B-2 du rapport annexe (QSAR, 2002).

Tableau 6-7 : Doses de radionucléides efficaces estimées pour les récepteurs écologiques et humains d'intérêt

Milieu	Groupe taxonomique/ Groupe cible	Récepteurs écologique et humain d'intérêt	Unité	Dose radiologique ^(a)
Aquatique	Plantes aquatiques	Macrophytes	Gy/a	1,45E-03
	Invertébrés aquatiques	Invertébrés benthiques	Gy/a	4,65E+00
	Poissons	Carpe - <i>Cyprinus carpio</i>	Gy/a	6,11E-02
		Grand brochet - <i>Esox lucius</i>	Gy/a	6,11E-02
Terrestre	Plantes terrestres	Érable argenté - <i>Acer saccharinum</i>	Gy/a	4,26E-06
	Invertébrés terrestres	Ver de terre	Gy/a	4,98E-10
	Amphibiens	Grenouille léopard - <i>Rana pipiens</i>	Gy/a	3,23E-05
	Reptiles	Couleuvre rayée - <i>Thamnophis sirtalis</i>	Gy/a	6,37E-09
	Oiseaux	Canard noir - <i>Anas rubripes</i>	Gy/a	4,87E-02
		Goéland à bec cerclé - <i>Larus delawarensis</i>	Gy/a	4,28E-02
	Mammifères	Campagnol	Gy/a	4,71E-07
		Raton laveur - <i>Procyon lotor</i>	Gy/a	9,67E-03
		Cerf de Virginie - <i>Odocoileus virginianus</i>	Gy/a	1,14E-06
	Humains	Adulte	Sv/a	6,38E-05
		Enfant	Sv/a	7,68E-05
		Travailleur	Sv/a	7,22E-08

^(a) : La dose calculée s'échelonne sur une période de 50 ans, soit la durée d'exploitation projetée de la centrale de Gentilly-2.

Tableau 6-8 : Doses d'exposition des récepteurs écologiques et humains d'intérêt au benzo(a)pyrène

Récepteur d'intérêt	Dose d'exposition	
	Inhalation (mg/kg/j)	Ingestion (mg/kg/j)
Récepteurs écologiques		
Campagnol sp.	4,11E-07	7,15E-04
Raton laveur - <i>Procyon lotor</i>	1,17E-07	1,56E-04
Cerf de Virginie - <i>Odocoileus virginianus</i>	7,66E-08	1,09E-04
Récepteurs humains		
Adulte	5,77E-10	3,80E-08
Travailleur	1,03E-09	6,31E-12

7 ÉVALUATION DES EFFETS SUR LES RÉCEPTEURS ÉCOLOGIQUES ET HUMAINS

Le présent chapitre vise à décrire les principaux effets observés chez les récepteurs écologiques (biote) et humains relatifs à une exposition à des radionucléides ou des substances chimiques. Les valeurs critiques ou de référence servant au calcul du risque y sont également présentées.

7.1 Radionucléides

La première partie de cette section présente une revue des principaux effets des rayonnements ionisants sur les récepteurs écologiques alors que la seconde traite de ces effets sur l'humain.

7.1.1 Récepteurs écologiques

Les récepteurs écologiques (plantes et animaux) sont exposés au rayonnement provenant de sources externes (ex. : contact avec l'eau, le sol, l'air ou les sédiments) ou de sources internes (ex. : ingestion d'aliments, inhalation d'air, etc.). L'établissement du lien entre cette dose et les effets observés chez ces récepteurs détermine la relation dose-réponse à partir de laquelle il est possible de déduire des valeurs limites dites acceptables.

Plusieurs organisations internationales ont tenté d'évaluer les effets associés à une exposition aux rayonnements ionisants afin de déterminer de telles limites (IAEA, 1976 ; NCRP, 1991 ; UNSCEAR, 1996). Selon ces travaux, il appert qu'une dose inférieure à 10 mGy/j protégerait les organismes (faune et flore) terrestres et aquatiques des risques associés à une exposition prolongée.

De manière générale, l'exposition aux rayonnements ionisants entraîne surtout des effets génétiques pouvant causer le cancer (Gilbert et autres, 1996). Toutefois, l'interprétation de ce paramètre en ce qui concerne la survie et la reproduction d'une population est difficile. Dans ce contexte, les paramètres de mesure qui retiennent le plus l'attention pour la protection du biote sont reliés aux effets sur la reproduction (ex. : réduction du nombre de cellules reproductrices, mortalité au premier stade de vie, stérilité, etc.) (Harrison, 1997).

7.1.1.1 *Plantes aquatiques et terrestres*

En général, la structure la plus affectée au niveau des organismes est le chromosome. Chez les plantes, le facteur déterminant l'importance des dommages dus aux radiations est la présence et l'état de l'oxygène dans la cellule. La radiorésistance varie donc parmi les groupes taxonomiques et croît dans l'ordre suivant : conifères – arbres feuillus – arbustes – herbacées – lichens – champignons (Whicker et Schultz, 1982). Il existe peu de données concernant les effets du rayonnement sur les plantes aquatiques. Parmi les plantes terrestres, les jeunes plants sont plus vulnérables que les plants adultes (Mericle et autres, 1955), particulièrement aux points de croissance de la racine ou de la tige

principale. Les principaux effets notés pour les plantes sont la baisse de production de semences viables pouvant atteindre 50 % (Bird et autres, 2000) ainsi que la mortalité des plants (Woodhead, 1997). Les cultures céréalières sont plus sensibles aux radiations que les productions maraîchères, les fourrages étant les moins sensibles (CNS, 1997).

Des doses inférieures à $400 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ auraient seulement de légers effets sur la majorité des plantes sensibles au rayonnement. De telles doses ont peu de chance de produire des effets délétères sur la plupart des espèces présentes dans les communautés végétales naturelles (CNS, 1997).

7.1.1.2 *Invertébrés aquatiques et terrestres*

En milieu aquatique, les organismes benthiques sont les plus susceptibles d'être exposés aux radiations en raison de la concentration des radionucléides dans les sédiments. On a observé une réduction significative de la fécondité à des doses chroniques variant de 0,6 à $4\ 800 \text{ Gy}\cdot\text{a}^{-1}$.

Les effets sublétaux sont observables essentiellement lorsque les organismes sont soumis à de très fortes doses. Parmi les invertébrés, l'anatife (*Lepas* sp.) constitue l'espèce la plus sensible aux rayonnements, avec une diminution de la reproduction à une exposition annuelle de $0,6 \text{ Gy}\cdot\text{a}^{-1}$. Cette valeur a servi à déterminer la VESEO pour ce groupe (Environment Canada and Health Canada, 2001).

Pour les espèces terrestres, les stades juvéniles chez les insectes sont les plus vulnérables aux rayonnements. Les invertébrés terrestres semblent quant à eux plus sensibles aux effets indirects des radiations, comme la perte de litière, qu'au rayonnement lui-même, ceci sur les bases d'une exposition chronique. Les effets directs affectent plus la fertilité que la mortalité (IAEA, 1992).

7.1.1.3 *Poissons*

Les poissons comptent parmi les organismes aquatiques les plus sensibles au rayonnement, après les mammifères aquatiques. L'effet le plus notable est la diminution de leur capacité de reproduction. Les doses à partir desquelles les premiers effets sur la fertilité des poissons sont semblables à ceux des mammifères sont de 5 à $100 \text{ mGy}\cdot\text{j}^{-1}$ (Woodhead et Pond, 1987).

7.1.1.4 *Amphibiens et reptiles*

Les amphibiens et les reptiles semblent moins sensibles aux rayonnements que les mammifères (UNSCEAR, 1996 ; Ewing et autres, 1996). Les stades larvaires des reptiles et des amphibiens sont les plus vulnérables à une exposition aiguë aux rayonnements (Ewing et autres, 1996).

L'exposition du sperme des amphibiens à des radiations élevées ($> 43,5 \text{ Gy}$) peut détruire la fonction génétique (Blaylock et Trabalka, 1978) et mener à la stérilité des embryons (Hart et Armstrong, 1984). Rose (1992) a constaté des changements génétiques et tératogènes, comme par exemple des malformations congénitales chez l'embryon après une exposition aiguë aux rayonnements.

Les risques concernant une exposition chronique aux radiations relèvent plus des changements génétiques au niveau de l'acide désoxyribonucléique (ADN) des survivants que des effets sur la fécondité ou la mortalité (Whicker et Schultz, 1982). Des mutations se produisent normalement à une fréquence assez élevée au sein des populations naturelles. On a détecté quelques augmentations de ce taux de mutation à des niveaux d'exposition de beaucoup inférieurs à 1 Gy (Marko, 1981).

7.1.1.5 Oiseaux

À la suite d'une exposition aiguë, les oiseaux sauvages présentent un taux de mortalité similaire à ceux des petits mammifères (UNSCEAR, 1994). Les oisillons exposés à une irradiation aiguë ont présenté une croissance ralentie, particulièrement au niveau de la masse corporelle (Zach et Mayoh, 1986a).

Quant aux effets de l'irradiation aiguë sur les embryons au sein des œufs, les recherches ont démontré que les taux de succès pour l'éclosion n'étaient pas affectés à des doses inférieures à 3,4 Gy. Par contre, à des doses plus élevées que 1,6 Gy, le temps d'éclosion augmente et la croissance est ralentie (Zach et Mayoh, 1986b).

L'exposition chronique à des doses variant entre 8,4 et 42 mGy•h⁻¹ a été la cause de mortalité embryonnaire (Zach et Mayoh, 1986b).

L'irradiation chronique des embryons à des doses supérieures à 10 mGy•h⁻¹ jusqu'à l'éclosion a détruit le processus de spermatogenèse et inhibé la production des ovocytes, causant ainsi la stérilité chez les deux sexes (Mraz et Woody, 1972).

7.1.1.6 Mammifères

La plupart des études sur les mammifères indiquent que la natalité est un paramètre plus sensible que la mortalité. Les recherches tendent à démontrer que les dommages causés au matériel génétique n'apparaissent pas nécessairement dans la génération exposée, mais peuvent se manifester plusieurs générations plus tard (Mothersill et Seymour, 1997). Les données suggèrent que les petits mammifères seraient moins sensibles aux rayonnements que les gros mammifères (Environment Canada and Health Canada, 2001).

Les dommages et effets létaux dus aux radiations sont principalement reliés au système hématopoïétique et à la muqueuse gastro-intestinale, contenant tous deux des cellules souches. Ce type de cellules est extrêmement sensible aux radiations. Les symptômes apparaissent lors de défaillances dans le remplacement des cellules (UNSCEAR, 1994). La reproduction est l'attribut le plus sensible au niveau des populations quant aux dommages découlant d'une irradiation chronique.

Des doses aiguës de 0,1 Gy risquent peu de provoquer des changements nuisibles pour la santé qui seront persistants et mesurables au sein des populations ou communautés terrestres ou animales (IAEA, 1992). Les doses minimales requises pour affecter les taux de reproduction à la suite d'une exposition aiguë peuvent être inférieures à 10 % des doses létales (Whicker et Schultz, 1982).

7.1.1.7 Valeurs de référence écotoxicologiques

En se basant sur les résultats des études compilées par Environnement Canada et Santé Canada (2001) dans le cadre de la préparation de la 2^e liste des substances prioritaires (LSIP2), plusieurs VESEO ont été définies pour les principaux groupes taxonomiques (voir le tableau 7-1). Les valeurs proposées ont été ajustées pour tenir compte de l'incertitude entourant les données toxicologiques ainsi que de la dose biologique effective (DBE). Ces valeurs correspondent à une VESEO associée à un niveau 2 d'analyse de risque. Ce sont ces dernières valeurs qui ont été utilisées pour le calcul du risque. Une description détaillée des effets des radionucléides sur les plantes et les animaux et les VESEO est présentée à l'annexe H.

7.1.2 Récepteurs humains

D'une manière générale, l'exposition humaine aux radionucléides se fait par le biais de trois voies d'exposition principales, soit : l'inhalation de gaz et particules, l'ingestion d'aliments ou d'eau et le contact avec l'air ou les particules en suspension. Cette exposition, même à des doses inférieures à 200 mSv, peut entraîner des effets cancérogènes (stochastiques) qui peuvent se manifester tardivement (UNSCEAR, 2000). Il n'existe pas de seuil minimal à l'apparition de ces effets à évolution tardive ; on considère, de façon conservatrice, que ces effets sont sans seuil. Pour des doses de l'ordre de 1 mSv/an, la probabilité qu'un cancer se développe chez l'humain est de moins de 0,005 %. Les cancers résultent de dommages causés à l'ADN. Les cancers observés spécifiquement chez les populations exposées aux rayonnements ionisants sont la leucémie ainsi que les cancers de la thyroïde, du poumon, du sein et des os.

La CCSN réglemente les utilisations de l'énergie nucléaire et, dans le cas de l'exploitation des centrales nucléaires, elle fixe notamment les limites d'exposition de routine pour les travailleurs et le public. Ces limites s'établissent comme suit :

Groupe cible	Période (a)	Limite de dose efficace (mSv)
Travailleur du secteur nucléaire	1	50
	5	100
Public	1	1

7.2 Substances chimiques

Comme il a été précisé au chapitre 6, seul le B(a)P a été retenu pour la présente évaluation des risques associés aux substances chimiques sur les récepteurs écologiques et humains. Il faut rappeler que cette substance constitue un bon indicateur de la contamination aux HAP dans l'air ambiant (Roussel et autres, 1992). De plus, la plupart des études épidémiologiques visant à évaluer l'exposition des travailleurs aux HAP sont basées sur des mesures de B(a)P. Mentionnons aussi que ce congénère est classé par l'U.S. EPA comme probablement cancérogène pour l'humain (groupe B2), sur la base des études animales, et que plusieurs agences gouvernementales se servent de

la valeur de référence toxicologique (coefficient de cancérogénicité) définie pour cette substance pour évaluer le potentiel cancérigène des autres congénères.

7.2.1 Récepteurs écologiques

Plusieurs études ont démontré des effets systémiques (déterministes) sur la croissance, la survie ou la reproduction de récepteurs animaux et végétaux résultant d'une exposition aiguë ou chronique à différents congénères de HAP. Les données concernant les effets cancérigènes sont plus limitées et moins concluantes.

Le texte qui suit décrit les principaux effets observés chez les différents groupes taxonomiques à la suite d'une exposition à différents HAP.

7.2.1.1 *Invertébrés aquatiques*

On observe des tolérances aux HAP très variables entre les différentes espèces d'invertébrés aquatiques, dues à la sensibilité plus ou moins grande des organismes à ces composés. Les composés les plus simples comme le naphthalène et l'acénaphène sont les moins toxiques pour les invertébrés aquatiques.

Les effets génotoxiques des HAP sur les invertébrés aquatiques ont surtout été étudiés sur les oursins de mer (*Strongylocentrotus purpuratus*). Parmi les effets observés, on a relevé une plus grande fréquence de gastrulas anormales, des aberrations chromosomiques, des cellules micronuclées et des anomalies cytologiques (Hose, 1985).

L'exposition de moules aux HAP a eu des effets sur plusieurs de leurs systèmes enzymatiques. Ces effets se caractérisent par une réduction de l'efficacité d'absorption de nourriture et la libération accrue d'ammoniaque entraînant un bilan énergétique diminué (Widdows et autres, 1982).

Les organismes vivant au sein d'eaux contaminées aux HAP doivent attribuer une partie de leur budget énergétique à la détoxification, ce qui compromet l'énergie disponible pour la croissance, la reproduction et la défense. À long terme, une réduction de l'abondance est à prévoir (Smith et Hargreaves, 1984).

La recherche traitant des effets cancérigènes des HAP sur les invertébrés aquatiques est limitée aux organismes marins. Dans certains sites contaminés aux hydrocarbures pétroliers, l'incidence des tumeurs observées sur les myes a été de 25 % supérieure aux taux normalement relevés (Brown et autres, 1979). Quant aux paramètres de reproduction, ceux touchant la fécondité sont les plus sensibles, particulièrement les taux de production d'œufs et la durée d'éclosion (Blaylock et autres, 1985 ; Parkhurst et autres, 1981).

7.2.1.2 *Invertébrés terrestres*

Certains des HAP ont été classés comme très toxiques pour les invertébrés terrestres (ex. : acénaphène) alors que d'autres sont considérés relativement peu toxiques (ex. : naphthalène, B(a)P).

De manière générale, les premiers stades de vie des invertébrés terrestres présentent un niveau de sensibilité plus élevé aux effets génotoxiques des HAP que celui des invertébrés aquatiques et des poissons (Angus, 1984). Des échantillons de sols contaminés par de fortes concentrations en huiles synthétiques ont montré des effets tératogènes sur des œufs de criquet (*Acheta domesticus*), six mois après le déversement.

7.2.1.3 *Plantes aquatiques*

Les processus physiologiques des algues, comme la photosynthèse ou la fixation du carbone, peuvent être altérés par l'exposition aux HAP. Cette exposition entraîne une réduction de la croissance des algues filamenteuses (ex. : *Anabaena* sp.). Par ailleurs, l'exposition d'algues laminaires (ex. : *Antithamnion* sp.) à plusieurs de ces composés a augmenté leur taux de division cellulaire. Cet effet pourrait être comparable au développement de tumeurs cancéreuses chez les animaux (Boney, 1974).

7.2.1.4 *Plantes terrestres*

Il semble que l'exposition de graines au B(a)P n'a entraîné aucun effet significatif sur la croissance ultérieure de la plante. À la suite d'une exposition aux HAP, les légumes d'un jardin potager ont montré un bon taux de survie. Par contre, des effets létaux ont été observés sur certains tissus végétaux comme les feuilles ou les pétales (Emerson, 1981).

Les HAP à faible masse moléculaire auraient tendance à être absorbés par les tissus de la plante tandis que ceux à masse moléculaire plus élevée constitueraient plutôt des contaminants de surface, éliminés par la pluie ou le lessivage (Kveseth et autres, 1981).

7.2.1.5 *Amphibiens et reptiles*

Il existe peu de données traitant de la toxicité létale des HAP sur les amphibiens. La plupart des études ont porté sur des mélanges complexes de HAP et d'autres composés chimiques.

De nombreux effets tératogènes reliés aux HAP ont été observés chez les amphibiens et les reptiles. Des effets cancérigènes ont été relevés dans certaines études, mais à des concentrations ou selon des modes d'exposition peu représentatifs des conditions environnementales. L'exposition des amphibiens aux HAP pourrait réduire, voire inhiber, le taux de régénération d'un membre amputé (Sparling et autres, 2000).

Il semble que le foie des amphibiens et des reptiles, notamment chez la grenouille léopard (*Rana pipiens*) et la couleuvre *Thamnophis*, soit moins efficace à métaboliser et à détoxifier le B(a)P que celui des petits mammifères (ex. : le rat). Ces vertébrés inférieurs auraient donc un grand potentiel de bioconcentration des toxiques, les exposant ainsi à un plus grand risque de contamination (Jerina et autres, 1976).

7.2.1.6 *Poissons*

Chez les poissons, l'absorption des HAP à faible poids moléculaire se fait principalement par les branchies (Balk et autres, 1984). Chez les poissons benthivores, le prélèvement direct de particules de sédiments est une voie d'entrée plus importante que l'eau interstitielle.

La phase embryolaire des poissons constitue le stade du cycle vital le plus sensible aux HAP. Il existe peu de données sur la toxicité létale à long terme des HAP chez les poissons (OME, 1990).

Des effets tératogènes, particulièrement pour le B(a)P, ainsi que de la génotoxicité ont été relevés chez les poissons exposés aux HAP. Parmi les effets subaigus, on a observé de graves lésions de la peau, de l'anémie, une opacité des yeux, un élargissement du foie, une abrasion sévère des nageoires, un arrêt de la croissance et même de la mortalité. Le B(a)P a aussi entraîné la présence de chromosomes aberrants sur une proportion de plus de 90 % des cellules observées à l'intérieur de glandes génitales de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). Les données sur les effets chroniques sublétaux indiquent que l'effet sur la fécondité est le plus préoccupant en raison de l'impact sur les niveaux trophiques supérieurs (OME, 1990).

Une forte corrélation positive a été établie entre la présence de métabolites du B(a)P et la fréquence de lésions hépatiques chez les poissons (Krahn et autres, 1986). On relève également une activité hépatique accrue associée au métabolisme des HAP ainsi que des taux d'alimentation réduits comme effets cytologiques chroniques d'une exposition aux HAP (Fletcher et autres, 1982). Des dommages intestinaux, une abrasion des branchies et des taux d'excrétion diminués (foie, reins) sont également observés. Un ralentissement de la croissance des individus est une mesure sensible des impacts d'une exposition chronique aux HAP (OME, 1990).

7.2.1.7 Oiseaux

Il existe peu d'information sur la toxicité létale des HAP individuels sur les juvéniles ou les oiseaux adultes.

Les anomalies les plus communément observées à la suite de l'exposition des embryons aux HAP sont les suivantes : fissures gastriques, œdèmes, malformations du bec, croissance ralentie, plumage retardé, hémorragies, membres défectueux, hydrocéphalie, retard d'ossification, absence congénitale d'un œil ou même des deux yeux et fusion des vertèbres (Ellenton, 1982). Leur reproduction ainsi que leur croissance peuvent être sérieusement affectées par une exposition chronique.

7.2.1.8 Mammifères

Il existe peu de données en ce qui concerne le niveau de toxicité létale des HAP chez les animaux domestiques ou sauvages (OME, 1990).

L'intoxication aiguë par le kérosène et les huiles brutes raffinées déclenche les symptômes suivants : anorexie, comportement dépressif, baisse du glucose sanguin, perte de coordination, confusion mentale et vomissements.

Une étude s'est attardée à mesurer la fréquence des adduits (produits d'association à grands axes parallèles) entre les molécules d'hémoglobine et celles du B(a)P chez plusieurs espèces sauvages (Talmadge et autres, 1986). La détection d'adduits prouve de façon indirecte la présence d'un système enzymatique oxydase à fonction mixte (OFM) actif, répondant aux concentrations environnementales de HAP.

7.2.1.9 Valeurs de référence écotoxicologiques

Le tableau 7-2 présente les valeurs de référence pour le B(a)P utilisées pour l'analyse de risque dans le cas des mammifères. Ces valeurs ont été tirées du document produit par U.S. DOE (Sample et autres, 1996). Elles sont basées sur les doses maximales sans effet observé (DMSEO ou NOAEL) définies dans l'étude de Mackenzie et Angevine (1981) réalisée chez la souris. Ces valeurs ont été ajustées en fonction du temps physiologique pour les différents récepteurs écologiques retenus.

7.2.2 Récepteurs humains

D'une manière générale, l'exposition plus ou moins prolongée aux HAP ou à certains congénères spécifiques entraîne chez l'humain différents effets cancérogènes et non cancérogènes.

Dans la présente étude, la valeur de référence utilisée pour le B(a)P a été définie par l'U.S. EPA par le biais de la banque de données IRIS. Précisons que cette valeur est basée sur la pente de la relation dose-réponse mesurée généralement chez les animaux de laboratoire. L'extrapolation du risque pour de faibles doses s'effectue à partir d'un modèle mathématique utilisant l'intervalle de confiance de la pente. Les coefficients de cancérogénicité du B(a)P pour les voies d'exposition inhalation et ingestion s'établissent à $3,9 \text{ mg/kg/j}^{-1}$ et $7,3 \text{ mg/kg/j}^{-1}$ respectivement.

Le texte qui suit décrit sommairement les principaux effets non cancérogènes et cancérogènes associés aux HAP en général.

7.2.2.1 Effets chroniques non cancérogènes

Il existe peu d'informations sur les effets non néoplasiques des HAP chez l'humain. De plus, les effets rapportés par les quelques études consacrées à ce sujet ne peuvent être attribués uniquement aux HAP en raison de la présence de plusieurs autres substances pouvant être également responsables des lésions observées. Ainsi, Gupta et autres (1993) ont observé une diminution de la fonction respiratoire chez des travailleurs exposés à des poussières de caoutchouc et à des HAP, notamment le B(a)P. Selon les résultats rapportés, cet effet serait plus important chez les travailleurs exposés aux plus fortes concentrations de B(a)P mais également de poussières. Il est donc difficile de conclure à un lien évident entre les effets sur les voies respiratoires et l'exposition aux HAP. De la même façon, lors d'une étude portant sur des travailleurs de l'industrie métallurgique en Pologne, Szczeklik et autres (1994) ont noté une diminution marquée de certaines immunoglobulines chez ceux qui étaient les plus exposés aux HAP mais également à d'autres substances. Entre autres effets possibles, des dermatites chroniques et des hyperkératoses ont été observées chez des travailleurs exposés à des mélanges contenant des HAP (U.S. EPA, 1988a).

Chez l'animal, les études réalisées jusqu'à maintenant portent essentiellement sur la toxicité résultant de l'exposition sous-chronique par voie orale. Les résultats de ces études indiquent que les HAP exercent leur action toxique principalement sur le foie. Les principales manifestations cliniques ou biochimiques de cette hépatotoxicité sont une augmentation du poids du foie et des enzymes sériques, une altération de l'activité enzymatique et une histopathologie (nécrose, foyers hépatiques, pigmentation,

régénération) (U.S. EPA, 1988b, 1989 ; Robinson, 1975). D'autres effets comme une diminution des composantes sanguines, une modification des taux sanguins de globuline, une augmentation du poids de la rate et une néphropathie ont également été observés et témoignent du potentiel toxique des HAP sur les reins et les systèmes sanguin et immunitaire. Par ailleurs, des effets sur le système immunitaire (hypersensibilité et immunosuppression) et la peau (hyperkératose, hyperplasie) ont été observés lors d'études portant sur l'exposition par voie cutanée (ATSDR, 1997). Les résultats de quelques études expérimentales montrent que certains HAP, notamment le B(a)P et l'acénaphène, peuvent causer des effets toxiques sur la reproduction et le développement (Mackenzie et Angevine, 1981).

7.2.2.2 Effets cancérigènes

Plusieurs études ont rapporté une augmentation de l'incidence de cancers, principalement du poumon et de la peau, ou de la mortalité attribuable à ces cancers, chez des travailleurs exposés à des mélanges complexes contenant des HAP. Bien que ces études ne permettent pas d'établir une relation causale entre le cancer et l'exposition aux HAP, elles apportent suffisamment de preuves sur le rôle des HAP dans l'induction de ces cancers (ATSDR, 1997 ; IARC, 1984, 1985, 1987). Ce sont surtout les résultats des études animales qui vont permettre de classer les HAP quant à leur cancérogénicité chez l'humain.

Le potentiel cancérigène des HAP a fait l'objet de nombreuses études expérimentales chez l'animal. La plupart des études réalisées portent sur l'induction de tumeurs à la suite de l'exposition par voie cutanée, par implant pulmonaire, par installation intratrachéale ou par injection intrapéritonéale. Quelques études ont aussi été consacrées à la cancérogenèse par le biais de la voie orale et respiratoire. Ainsi, compte tenu des résultats obtenus chez l'animal avec le benzo(a)anthracène, le benzo(b)fluoranthène, le benzo(k)fluoranthène, le benzo(a)pyrène, le chrysène et l'indéno(1,2,3-c,d)pyrène, ces substances sont considérées comme cancérigènes probables chez l'humain (groupe B2).

Tableau 7-1 : Évaluation des effets des radionucléides sur les plantes et les animaux et valeurs estimées sans effet observé

Milieu	Groupe taxonomique	Taxon	Effet critique	Valeur critique de la toxicité (VCT) pour un RBE = 1	Commentaires	Facteur de sécurité ou d'ajustement - niveau 2	VESEO niveau 2	Référence
Aquatique	Plantes aquatiques	Algues et macrophytes	perte de synchronisme dans la croissance des cultures de <i>Chlorella pyrenoidosa</i>	0,03-0,04 Gy/a			1 Gy/a	Environment Canada and Health Canada, 2001 Chandorkar <i>et al.</i> , 1978
	Invertébrés aquatiques	Cirripède (<i>Lepas</i> sp.)		1,9 Gy/a	RBE de 3 corrigé pour tritium			Environment Canada and Health Canada, 2001
		Ver polychète		1,7 Gy/a				Environment Canada and Health Canada, 2001
		Invertébrés aquatiques (général)		1,7 Gy/a		5	0,4 Gy/a	Harrison et Anderson, 1994
	Poissons	Saumon coho (<i>Oncorhynchus kisutch</i>)	difformités	5 mGy/d		10	0,2 Gy/a	Donaldson et Bonham, 1964 Bonham et Donaldson, 1966
	Poissons (général)	Gambusie du Texas (<i>Gambusia affinis</i>)	mortalité embryonnaire	0,59 mGy/d		1	0,2 Gy/a	Trabalka et Allen, 1977
Terrestre	Plantes terrestres		NOEL (chronique)	2,4 mGy/a		1	1 Gy/a	Amiro, 1994 Amiro et Sheppard, 1994
	Invertébrés terrestres	Ver de terre (<i>Lumbricus terrestris</i>)		8,8 mGy/a	RBE de 40 corrigé pour le rayonnement alpha	100	3,5 mGy/a	Environment Canada and Health Canada, 2001
		Invertébrés terrestres (général)		1,7 Gy/a		5	0,4 Gy/a	Environment Canada and Health Canada, 2001
	Amphibiens et reptiles	Necture tacheté (<i>Necturus maculosus</i>)	200-d DL ₅₀	0,8 Gy		1	0,8 Gy/a	Sparrow <i>et al.</i> , 1990, 1970
	Oiseaux			> 5 mGy/d		1	2 Gy/a	Environment Canada and Health Canada, 2001
	Mammifères	Singe-écureuil	DL ₅₀ sur oocytes immatures	0,4 Gy/a		RBE de 3 corrigé pour le rayonnement gamma		1 Gy/a

Gy = gray.

RBE = efficacité relative biologique.

VESEO = valeur estimée sans effet observé.

NOEL = niveau sans effet observé.

DL₅₀ = dose létale moyenne.

Tableau 7-2 : Valeurs de référence intérimaires associées au benzo(a)pyrène pour les récepteurs écologiques d'intérêt

Poids de l'espèce testée (souris) (kg) (a)	DMSEO ⁽¹⁾ pour l'espèce testée (mg/kg/j) (b)	Récepteur écologique d'intérêt	Poids du récepteur écologique (kg) (c)	VESEO ajustée ⁽²⁾ (ingestion) (mg/kg/j) (d = b * [a/c] ^{1/4})
0,03	1	Campagnol sp.	0,0367	0,951
0,03	1	Raton laveur - <i>Procyon lotor</i>	6,25	0,263
0,03	1	Cerf de Virginie - <i>Odocoileus virginianus</i>	56,5	0,152

⁽¹⁾ : Dose maximale sans effet observé (Mackenzie et Angevine, 1981).

⁽²⁾ : Les doses équivalentes pour les espèces de mammifères retenues ont été déterminées en convertissant la dose de l'espèce testée sur la base du temps physiologique en fonction des valeurs de poids corporels à partir de l'équation suivante : $Dose_{\text{espècefaunique(mg/kg/j)}} = Dose_{\text{espèce testée(mg/kg/j)}} * [Poids_{\text{espèce testée(kg)}} / Poids_{\text{espècefaunique(kg)}}]^{1/4}$