



Figure 2.B-4 : Processus de transfert des radionucléides dans l'environnement et dans la chaîne alimentaire et voies d'exposition des organismes vivants.

2.B Cheminement des radionucléides

Plusieurs voies d'exposition, moins importantes, ne sont pas représentées : le dépôt sur les cultures ou le sol occasionné par l'irrigation avec une eau contaminée, l'irradiation interne des animaux par ingestion d'eau d'abreuvement provenant de sources de surface, l'ingestion de sol par les animaux brouteurs, l'allaitement de jeunes mammifères avec du lait contaminé, l'irradiation interne des animaux par voie transcutanée, le retour des radionucléides au sol par les fèces, le retour des radionucléides aux sédiments par décomposition des organismes et plantes aquatiques, l'ingestion de plantes aquatiques (ex.: algues) par l'humain, l'irradiation externe de l'humain par les sédiments et le lessivage des radionucléides déposés sur les plantes ou le sol vers l'eau de surface.

6.2 Principe général gouvernant le comportement des radionucléides dans l'environnement

Les mécanismes de transfert des radionucléides sont fondamentalement les mêmes que ceux applicables aux éléments analogues (isotopes stables correspondants) ou aux éléments homologues (éléments stables ayant des propriétés similaires) (Vandecasteele, 1993).

Les radionucléides peuvent être classifiés en trois groupes selon le rôle physiologique de leur isotope stable correspondant⁴ (Amiard-Triquet et Amiard, 1980).

Groupe I : éléments n'ayant aucune fonction physiologique connue : xénon (Xe), krypton (Kr), chrome (Cr), argent (Ag), antimoine (Sb), ruthénium

⁴Les radionucléides peuvent également être classifiés en 4 groupes selon leur radiotoxicité (Shleien, 1992).

(Ru), zirconium (Zr), niobium (Nb), cérium (Ce), baryum (Ba), yttrium (Y), transuraniens, etc.

Groupe II : éléments chimiquement proches d'un élément indispensable à la vie. Cette catégorie est représentée par deux produits de fission importants : le césium (similaire au potassium) et le strontium (similaire au calcium).

Groupe III : éléments ayant un rôle physiologique important. C'est le cas de l'iode et d'un certain nombre de produits d'activation, isotopes radioactifs de l'hydrogène (H), du fer (Fe), du manganèse (Mn), du cobalt (Co), du zinc (Zn), du phosphore (P), etc.

6.3 Contamination des sols

6.3.1 Propriétés édaphiques influençant le comportement des radionucléides dans le sol

Le sol est un système complexe composé d'une phase gazeuse (air dans les interstices), liquide (solutions édaphiques) et solide. La phase solide est elle-même constituée d'une fraction organique résultant de la transformation des organismes morts en humus et d'une fraction minérale de dimension (sable, silt, argile) et de propriétés physico-chimiques différentes (Vandecasteele, 1993).

2.B Cheminement des radionucléides

Les radionucléides peuvent exister sous différentes formes dans le sol (Desmet, 1991; Vandecasteele, 1993) :

- libres sous forme gazeuse dans les interstices (atmosphère du sol);
- libres sous forme ionique (dans les solutions édaphiques);
- adsorbés à la surface des particules du sol;
- fixés par les éléments micacés ou dans les complexes organiques;
- immobilisés dans les microorganismes;
- sous forme de précipités insolubles : hydroxydes, sulfures, carbonates ou oxydes.

La répartition des radionucléides entre ces différentes formes détermine largement leur persistance dans la zone racinaire et leur biodisponibilité. Les éléments libres sous forme gazeuse ou ionique sont immédiatement biodisponibles pour l'absorption par les plantes, alors que les formes fixées ou immobilisées ne le sont pas mais peuvent être remises en circulation lentement.

6.3.1.1 pH

Un pH alcalin favorise la formation de précipités avec les carbonates, les hydroxydes, les phosphates ou les sulfures. L'insolubilité de ces composés diminue la biodisponibilité des radionucléides. De plus, un pH alcalin est généralement associé aux sols argileux, facteur entraînant également la fixation des radionucléides aux particules par l'adsorption.

6.3.1.2 Capacité d'échange cationique

Une propriété importante du sol est sa capacité à adsorber des éléments sous forme ionique et ainsi à les empêcher d'être rapidement lixiviés vers les couches profondes⁵. Selon leurs propriétés chimiques, les éléments sont plus ou moins facilement adsorbés par les constituants contenant une forte densité de charges négatives tels les minéraux argileux. Ces constituants attirent particulièrement les ions positifs (cations) et les échangent avec les ions déjà présents sur les sites de liaison. Des processus similaires peuvent également être observés dans les sols contenant de la matière organique. L'aptitude des sols à adsorber les ions est proportionnelle à la densité des sites d'échange, elle-même fonction de la proportion massique des divers substrats ayant une forte capacité d'adsorption, et est exprimée par sa capacité d'échange cationique (CEC) en meq/100 g de sol⁶ (tableau 2.B-3).

L'affinité des ions pour les sites de liaison dépend de leurs propriétés physico-chimiques. Elle est plus importante pour les cations multivalents que pour les cations monovalents. Selon Stumm et Morgan (1981), l'affinité des cations varie généralement selon l'ordre suivant⁷ : $Ba^{2+} > Sr^{2+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} \gg Cs^+ > K^+ > Na^+ > Li^+$.

⁵Le thorium et quelques éléments dits terres rares sont si fortement liés aux particules du sol (argiles et oxydes de fer) qu'ils ne peuvent être lixiviés qu'à des taux aussi faibles que 10^{-7} % par année.

⁶ meq signifie milliéquivalent.

⁷ Dans le cas de quelques zéolites, cet ordre peut être inversé.

Tableau 2.B-3

Types de sol et capacité d'échange cationique (CEC)

Type de sols	Nature	CEC (meq/100 g de sol)
Minéraux argileux		
Kaolinite	Argile à structure feuilletée	3 - 15
Illite	Argile potassique à structure feuilletée	10 - 40
Montmorillonite		80 - 150
Attapulgite Sépiolite	Argile fibreuse	
Bentonite	Argile smectique de la famille montmorillonite	
Clinoptilolite	Zéolite naturelle	
Vermiculite	Argile à structure feuilletée	
Zéolite	Silicate naturel de roches volcaniques	
Autres		
Composés humiques		300 - 500

Sources : Vandecasteele, 1993; Rançon et Rochon, 1979.

6.3.1.3 Coefficient de distribution

L'adsorption des ions est réversible et un équilibre tend à être atteint entre leur concentration dans les solutions édaphiques et les sites de

liaison. Cet équilibre est généralement exprimé par le coefficient de distribution (K_d).

$$K_d = \frac{\text{quantité de radionucléide adsorbé ou fixé / g de sol}}{\text{quantité de radionucléide dissout / mL de solution}}$$

Le K_d est proportionnel à la quantité de radionucléides adsorbée sur les particules de sol. Plus il est faible, plus les radionucléides seront biodisponibles et aptes à migrer dans le sol par infiltration.

Le coefficient de distribution varie en fonction du pH du sol et de son contenu en minéraux argileux, en oxyhydroxydes d'aluminium et de fer et en matière organique. Le tableau 2.B-4 présente les données de K_d pour certains radionucléides en fonction de trois groupes de pH et de trois types de composition du sol. Les catégories de composition sont divisées selon le pourcentage total de minéraux argileux, d'oxyhydroxydes d'aluminium et de fer et de matière organique dans le sol. Elles correspondent grossièrement au sol sableux (< 10%), au loam (10-30%) et au sol argileux (> 30%) (EPA, 1978).

6.3.1.4 Présence d'ions compétiteurs

Le potassium (K) et le calcium (Ca) sont chimiquement analogues au césium (Cs) et au strontium (Sr) respectivement. La présence de K et de Ca dans les sols influence l'adsorption du Cs et du Sr sur les particules du sol, leur biodisponibilité et leur absorption par les racines des plantes.

Tableau 2.B-4

Coefficients de distribution dans les sols (K_d) (mL/g)

Elément ⁸	Sol sableux			Loam			Sol argileux		
	pH ≥ 9	$9 > \text{pH} > 5$	pH ≤ 5	pH ≥ 9	$9 > \text{pH} > 5$	pH ≤ 5	pH ≥ 9	$9 > \text{pH} > 5$	pH ≤ 5
Hydrogène	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cobalt	1,94	1,9	0,2	8,8	8,8	0,9	200,0	200,0	0,2
Krypton	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Strontium	24,3	24,3	2,4	100,0	100,0	100,0	124,0	124,0	12,4
Yttrium	100,0	228,0	3,0	250,0	538,0	6,0	2 000,0	4 600,0	6,0
Niobium	5,0	50,0	50,0	100,0	100,0	100,0	10,0	100,0	100,0
Zirconium	5,0	50,0	50,0	50,0	500,0	500,0	100,0	1 000,0	1 000,0
Technetium	3,0	3,0	3,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Ruthénium	27,0	274,0	26,0	50,0	351,0	26,0	50,0	690,0	26,0
Iode	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Césium	51,0	51,0	10,0	249,0	249,0	249,0	270,0	270,0	27,0
Baryum	530,0	530,0	53,0	2 800,0	2 800,0	280,0	16 000,0	16 000,0	1 600,0

⁸ Les coefficients de distribution sont identiques pour les différents isotopes d'un même élément.

2.B Cheminement des radionucléides

Elément ⁸	Sol sableux (Min. argileux + oxyhydroxydes d'Al et de Fe + matière organique < 10%)			Loam (Min. argileux + oxyhydroxydes d'Al et de Fe + matière organique = 10-30%)			Sol argileux (Min. argileux + oxyhydroxydes d'Al et de Fe + matière organique > 30%)		
	pH ≥ 9	9 > pH > 5	pH ≤ 5	pH > 9	9 > pH > 5	pH ≤ 5	pH > 9	9 > pH > 5	pH ≤ 5
Cérium	100,0	228,0	3,0	250,0	538,0	6,0	2 000,0	4 600,0	6,0
Polonium	5,9	5,9	5,9	14,9	14,9	14,9	14,9	14,9	14,9
Radium	24,3	24,3	2,4	100,0	100,0	100,0	124,0	124,0	12,4
Actinium	100,0	228,0	3,0	250,0	538,0	6,0	2 000,0	4 600,0	6,0
Thorium	40,0	100,0	40,0	60,0	500,0	60,0	100,0	2 700,0	100,0
Uranium	0,0	0,0	0,0	5,0	50,0	5,0	50,0	500,0	50,0
Plutonium	10,0	10,0	4,0	10,0	100,0	4,0	14,0	250,0	43,0

Source : EPA, 1978.

6.3.2 Mécanismes de contamination (FNSEA, 1990)

Lors du passage d'un panache de radionucléides, les sols peuvent être contaminés par le dépôt gravitationnel des radionucléides ou par le lessivage de l'atmosphère et des surfaces causé par les précipitations.

À plus long terme, la contamination des sols peut être le résultat de l'enfouissement des récoltes, de la chute des feuilles, ou encore de l'irrigation des sols pratiquée avec de l'eau contaminée.

6.3.3 Migration verticale des radionucléides

Les facteurs entraînant la migration des radionucléides dans le sol peuvent être classifiés en trois groupes :

- processus naturels : pluie, activité des organismes vivants;
- activités anthropogènes : labourage;
- diffusion moléculaire due au gradient de concentration des radionucléides dans le sol.

Selon Vovk *et al.* (1993), la migration verticale des radionucléides est très lente (particulièrement dans les sols argileux et riches en matière organique) : 5 ans après l'accident de Tchernobyl, 95-98% de l'activité se situait encore dans la couche 0-5 cm des sols non perturbés.

Il est généralement admis que le strontium est plus mobile que le césium dans le sol. Malgré cela, il demeure présent pendant plusieurs années dans les couches supérieures du sol (quelques cm). Le taux de pénétration dans le sol pour le Sr-90 se limite à 1-2 cm/an au cours des premières années à la suite d'un accident (Van Dorp *et al.*, 1981).

Le lien avec les minéraux argileux est très peu réversible et les éléments liés ne peuvent être remobilisés qu'à la suite de la destruction de la structure argileuse (Vandecasteele, 1993). Une mobilité prononcée peut être observée lorsque surviennent des phénomènes successifs de gel/dégel, température humide/sèche ou lorsque des irrégularités ou des fissures sont présentes dans la structure superficielle du sol (Desmet, 1991). Le lien avec la matière organique est beaucoup moins persistant.

6.3.4 Processus d'élimination des radionucléides

La concentration des radionucléides présents dans la zone racinaire des sols peut décroître grâce à quatre mécanismes.

- **Décroissance radiologique.**
- **Infiltration des radionucléides dans le sol par lixiviation.** Ce phénomène résulte plus en une homogénéisation qu'en une réduction de la contamination. Cette infiltration est elle-même influencée par les caractéristiques physico-chimiques des radionucléides, la nature des sols, les conditions climatiques, l'action des organismes vivants

(lombrics, insectes), de même que par les pratiques agricoles telles le labourage.

- **Transport horizontal.** Les radionucléides sont transportés grâce aux processus d'érosion dus au vent et à la pluie. L'importance du ruissellement varie en fonction de la topographie du terrain (par exemple, la réduction de la contamination par transport horizontal sur un terrain plat est de faible importance), de la nature des sols, des conditions climatiques et des caractéristiques des radionucléides.
- **Transfert dans la chaîne alimentaire.** Les radionucléides présents dans les sols peuvent être absorbés par les plantes. Le broutage de ces plantes par les animaux ou leur récolte peut entraîner les radionucléides vers les niveaux trophiques supérieurs.

6.4 Contamination des végétaux (FNSEA, 1990; Vandecasteele, 1993; Boeri, 1989)

Trois mécanismes contribuent à la contamination de la végétation. La contamination superficielle résultant du dépôt des matières radioactives sur les surfaces végétales survient lors du passage du panache mais est éliminé rapidement par les processus climatiques. Les radionucléides déposés sur les parties aériennes de la plante peuvent ensuite être absorbés par l'épiderme, devenant un facteur très important de contamination des tissus végétaux à court terme. L'absorption par les racines est un processus qui se poursuit pendant plusieurs années et peut contribuer à long terme au

transfert des radionucléides jusqu'à l'homme par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire.

6.4.1 Dépôt sur les parties aériennes (FNSEA, 1990)

L'importance du dépôt sur le couvert végétal est influencée par les facteurs suivants.

- **Densité de la végétation recouvrant le sol.** Le taux de rétention est proportionnel à la densité de la végétation.
- **Morphologie des feuilles.** Les feuilles larges et à port horizontal retiennent les radionucléides plus efficacement que les feuilles étroites à port vertical (Boeri, 1989). Ainsi, la capacité d'interception du dépôt s'établit comme suit par ordre décroissant : les légumes à feuilles (salades, épinards, choux, etc.), les légumes de type haricot vert et chou-fleur, les légumes-fruits (ex. : tomate) et les fruits.
- **Composition de la surface foliaire.** À titre d'exemple, une surface pubescente favorise la rétention des matières déposées alors qu'une surface cireuse engendre l'effet inverse.
- **Stade de développement de la plante.** La rétention est maximale chez les végétaux près de la maturité dû à l'étalement plus prononcé des feuilles. L'inflorescence présente également une structure favorisant la rétention des particules.

- **Vitesse des vents.** Des conditions de faible vitesse favorisent le dépôt et la rétention des radionucléides sur les surfaces.
- **Précipitations.** La quantité de matières radioactives déposées lors de précipitations (dépôt humide) peut se révéler jusqu'à 100 fois plus importante comparativement au dépôt sec, ce phénomène s'accroissant avec l'importance des précipitations. Le dépôt humide est un processus par lequel les radionucléides solubles ou particulaires sont capturés par des gouttelettes d'eau (pluie, neige, brouillard, bruine) et déposés sur les surfaces. Les radionucléides sont soit entraînés par les précipitations sous les nuages ("washout") ou sont incorporés dans les gouttelettes lors de la formation des nuages et servent de noyaux de condensation ("rainout"). Toutefois, plus les précipitations sont importantes, plus les radionucléides sont lessivés des surfaces (végétales et autres) sur lesquelles ils se sont déposés.
- **Forme physico-chimique des radionucléides.** Les radionucléides particulaires de diamètre $> 45 \mu\text{m}$ ne sont généralement pas retenus par la végétation, ils sont entraînés jusqu'au sol.

6.4.2 Absorption par l'épiderme

L'absorption par l'épiderme foliaire consécutive au dépôt peut être un facteur très important de contamination interne à court terme (Boeri, 1989). Certaines plantes possèdent d'autres sites importants d'absorption épidermique (autre

les feuilles) tels les fleurs des plantes céréalières et la base des tiges des plantes herbacées. Les facteurs influençant l'importance de ce processus sont les suivants.

- **Composition de la surface des feuilles.** À cause de la composition lipidique des couches de cire et de cuticule, l'épiderme est un obstacle à la pénétration des substances hydrophiles. Cependant, la présence de groupes hydrophiles (-OH et -COOH) dans la cuticule permet une certaine pénétration de l'eau et des substances hydrosolubles. De la surface foliaire à la cellule végétale, les processus impliqués sont tous de nature physique (diffusion et échanges) à l'exception de la traversée de la membrane plasmatique qui peut requérir de l'énergie métabolique (processus actif).
- **Distribution des stomates à la surface des feuilles.** Les stomates peuvent permettre l'absorption des radionucléides présents sous forme gazeuse dans l'atmosphère. L'absorption de solutions aqueuses par cette voie n'est généralement pas possible.
- **Âge de la plante.** Ce facteur gouverne les fonctions des stomates.
- **Conditions climatiques.** La température et l'humidité gouvernent les fonctions des stomates.
- **Nature des radionucléides.** L'absorption varie généralement selon l'ordre suivant : Cs > Sr > Pu.

6.4.3 Absorption par les racines (FNSEA, 1990)

À court terme, ce facteur de contamination est beaucoup moins important que le dépôt direct sur la plante (par ex. pour le césium, la contamination surfacique peut être 100 fois plus importante que la contamination due à l'absorption racinaire). Cependant, à long terme, la contamination par absorption racinaire augmente son importance relative.

Le processus d'absorption racinaire dépend de plusieurs facteurs présentés ci-après.

- **Nature des radionucléides.** Les ions monovalents sont généralement plus facilement absorbés que les ions multivalents puisqu'ils sont liés moins solidement aux particules de sol. Les éléments essentiels ou chimiquement analogues sont absorbés plus facilement que les autres radionucléides⁹ selon l'ordre suivant :

Sr-89, Sr-90¹⁰ >> I-131 > Ba-140 > Cs-134, Cs-137, Ru-106 > Ce-144, Y-91, Pm-147, Zr-95, Nb-95 > Pu-239 (Desmet, 1991; Vandecasteele, 1993).

⁹L'absorption peut être passive i.e. résulter d'un processus de diffusion des radionucléides présents dans la phase soluble du sol. Elle peut être active i.e. être tributaire du métabolisme des plantes. Le transport actif est important spécialement pour les éléments essentiels et les éléments chimiquement analogues à ces derniers (par la grosseur, la structure de la molécule ou les caractéristiques chimiques). La plupart des radionucléides à vie longue ne sont pas essentiels aux plantes mais sont absorbés par le système racinaire parce qu'ils sont analogues aux éléments essentiels (Segal, 1993).

¹⁰Environ 90-100% du strontium peut être encore disponible après plusieurs années.

- **Forme physico-chimique des radionucléides.** La forme sous laquelle les radionucléides sont présents dans le sol détermine leur biodisponibilité. Ainsi, les éléments sous forme gazeuse ou ionique peuvent être absorbés facilement alors que les formes liées à d'autres molécules sont généralement immobiles et non biodisponibles.
- **Espèce de plante.** Pour un radionucléide donné, l'importance de l'absorption varie selon les espèces de plante en cause. Par exemple, pour le césium, l'absorption sur un sol de même nature s'effectue dans l'ordre suivant (un ratio approximatif entre parenthèses) : légumes verts (7,5) > graines de légumineuses (3,5) > tubercules (3) > herbe (2,5) > légumes racines (1,2) > graminées (1,0) (Segal, 1993). Boeri (1989) indique également que le césium est absorbé plus facilement par les légumineuses (pois, fèves, etc.) que par les cucurbitacées (concombres) ou les arbres fruitiers. Pour le strontium, Desmet (1991) rapporte l'ordre suivant : ombellifères (carottes, persil) > légumes (trèfle, pois) > crucifères (brassicacées) > graminées (herbes, céréales).
- **Niveau de pénétration des racines par rapport à la profondeur de la contamination.** Une plante puisant ses éléments nutritifs loin de la couche contaminée risque d'absorber moins de radionucléides qu'une plante dont les racines se situent au niveau de la zone contaminée (généralement près de la surface du sol).
- **Nature du sol.** La nature du sol détermine son pH, sa capacité d'échange cationique et la présence d'ions compétiteurs qui influencent les processus

d'adsorption des radionucléides sur les particules de sol et conséquemment leur biodisponibilité.

6.4.4 Transfert des radionucléides dans les plantes à la suite de l'absorption foliaire et racinaire

Les radionucléides peuvent être incorporés dans les tissus des plantes par absorption foliaire ou racinaire et s'y distribuer jusqu'à ce qu'ils s'accumulent dans certains organes végétaux. Les facteurs qui dictent ce processus de transfert sont principalement l'espèce de plante, son stade de développement et la nature des radionucléides impliqués.

- **Espèce de plante et stade végétatif.** CERP (1993) propose des valeurs de coefficients de transfert de façon générale pour l'ensemble des radionucléides. Ces coefficients représentent la fraction des radionucléides qui, à la suite du dépôt sur les parties aériennes de la plante ou sur le sol, est transférée dans les tissus du légume, du fruit ou du grain (tableau 2.B-5). Pour les légumes à feuilles, la contamination des surfaces foliaires contribue de façon importante à la contamination globale de la plante. Contrairement à ces derniers, la contamination des légumes-racines se fait essentiellement par infiltration des radionucléides dans le sol et est par conséquent plus faible. Dans le cas des fruits, on considère que, si le dépôt survient au moment de la récolte, la contamination surfacique est peu importante compte tenu que le feuillage est susceptible de capter la majeure partie des radionucléides et que ceux qui atteindraient la surface lisse des fruits ne s'y fixeraient pas. Si le dépôt survient au moment de la récolte, la

contamination par absorption est également peu probable compte tenu du temps nécessaire pour que les radionucléides migrent à partir du sol ou des feuilles jusqu'aux branches puis aux fruits. À plus long terme, une contamination par absorption reste possible. Pour les plantes céréalières, le grain dit protégé est peu atteint par la contamination comparativement au grain non protégé car la partie comestible est recouverte d'un système d'enveloppes constituée des glumes et des glumelles. Même à plus long terme, lorsque les radionucléides sont absorbés par la plante, une fraction importante ayant atteint le grain s'accumule dans le péricarpe (ce qui est communément appelé le son) (CERP, 1993).

- **Nature des radionucléides.** La nature des radionucléides conditionne également le transfert des radionucléides dans les plantes. Les ions multivalents (Zr, Ru, Pu, etc.) sont généralement peu mobiles dans les plantes et s'accumulent dans l'organe par lequel ils ont été absorbés (racines ou feuilles). Les ions monovalents (Cs, Tc, etc.) sont généralement plus facilement redistribués et s'accumulent préférentiellement dans les parties aériennes (surtout dans les fruits et les graines comparativement aux tiges et aux racines). Les radionucléides des éléments jouant un rôle physiologique (ou de leurs homologues) se distribuent également facilement dans les plantes (tableau 2.B-6).

Tableau 2.B-5

Transfert de radionucléides aux productions agricoles pour une activité de 100 Bq/m²
au moment du dépôt des matières radioactives

Stade de développement au moment du dépôt	Activité dans l'aliment le jour de la récolte (Bq/kg frais)	Coefficient de transfert (Bq•Kg ⁻¹ /Bq•m ⁻²)
Légumes à feuilles		
Sol nu (au moment des semis)	< 0,1*	< 0,001
Stade 4 feuilles	1	0,01
Stade pomme	10	0,1
À maturité (≈ 1 mois après l'émergence)	20	0,2
Légumes-racines		
Sol nu	0	0
Premières feuilles (≈ 2 sem. après l'émergence)	0,02	0,0002
Formation du légume (≈ 1 mois après émergence)	0,4	0,004
À maturité (≈ 1,5 mois après l'émergence)	1	0,01
Fruits		
Arbres sans feuilles	< 0,01*	< 0,0001
5 mois avant la récolte	0,5	0,005
1-2 mois avant la récolte	2	0,02
Au moment de la récolte	≈ 0	≈ 0
Grains de céréales		
Sol nu	< 0,1*	< 0,001
Blé en herbe	0,2	0,002
1 à 2 mois avant la récolte	3	0,03
Juste avant la moisson, grain non protégés	10	0,1
Juste avant la moisson, grains protégés	0	-

Sources : FNSEA, 1990; CERP, 1993.

* La même production et les productions suivantes.

Tableau 2.B-6

Mobilité relative des radionucléides dans les plantes

Mobiles	Intermédiaires	Immobilés
Potassium	Lithium	Bore
Sodium	Baryum	Plomb
Rubidium	Fer	Polonium
Césium	Manganèse	Thorium
Magnésium	Zinc	Plutonium
Calcium	Cobalt	
Strontium	Cuivre	
Phosphore	Molybdène	
Soufre	Radium	
Chlore		

Source : Boeri, 1989.

6.4.5 Élimination de la contamination surfacique (FNSEA, 1990)

Le dépôt des radionucléides sur les parties aériennes des végétaux sera significative pendant environ deux mois seulement en raison principalement de l'élimination naturelle des radionucléides par les facteurs climatiques, de leur décroissance radiologique et de la croissance des plantes. Les différents facteurs influençant la réduction de la contamination à la surface des plantes sont les suivants.

- Décroissance radioactive des radionucléides.

- **Conditions météorologiques.** Certaines conditions météorologiques telles le vent et les précipitations favorisent la dispersion des radionucléides. Il faut noter toutefois que les précipitations peuvent être un facteur favorisant le dépôt des radionucléides par le lessivage de l'atmosphère.
- **Processus de vieillissement.** La desquamation des cuticules et la chute des feuilles sont des exemples de processus conduisant à l'excrétion des radionucléides.
- **Dilution par la croissance des plantes.** La croissance diminue la concentration des radionucléides exprimée en fonction du poids frais.
- **Enlèvement des parties contaminées dû au broutage par le cheptel ou à la récolte des cultures.**

6.5 Contamination des animaux (FNSEA, 1990)

Outre l'irradiation externe, les animaux peuvent être exposés aux rayonnements par irradiation interne à la suite de l'ingestion, de l'inhalation ou de l'absorption transcutanée de radionucléides. Dans le cas des animaux producteurs ou du gibier, leur contamination interne peut entraîner l'exposition des humains par le biais des produits consommés (la chair, le lait, etc.).

6.5.1 Absorption par voie d'ingestion

L'exposition interne peut provenir de l'ingestion d'aliments et d'eau d'abreuvement, de l'allaitement des jeunes mammifères¹¹, ou encore de l'ingestion de sol lors du broutage. Le sol peut en effet contribuer jusqu'à 4% de la nourriture en poids sec consommée par les vaches et jusqu'à 20% pour les moutons et les chèvres (Boeri, 1989). Cette voie peut être la source de contamination prédominante pour les éléments qui présentent des valeurs de K_d élevées et un faible coefficient de transfert sol-plantes (Vandecasteele, 1993).

Les transferts dans l'organisme sont généralement immédiats et atteignent rapidement leurs niveaux maximums. L'absorption des radionucléides lors de leur passage dans le tractus digestif sera toutefois gouvernée par plusieurs facteurs.

- **Nature des radionucléides.** Le tableau 2.B-7 montre que le taux d'absorption gastrique varie en fonction des radionucléides considérés.
- **Forme chimique.** La composition de la diète (contenu en fibres, présence de particules argileuses ingérées avec le fourrage, etc.) aura un impact sur la forme chimique des radionucléides absorbés et pourra ainsi modifier leur biodisponibilité dans le tractus digestif.

¹¹Pour les veaux de lait qui s'allaitent à une mère nourrie avec un fourrage contaminé, les transferts peuvent être élevés. Pour les veaux en élevage intensif, précocement sevrés, dont l'alimentation est à base de lait reconstitué, le transfert est nul.

- Espèce animale.
- Âge de l'animal. Les coefficients de transfert sont généralement plus élevés chez les jeunes individus comparativement aux adultes (probablement dû à une plus grande perméabilité des muqueuses intestinales et à un métabolisme plus élevé chez les jeunes).

Tableau 2.B-7

Taux d'absorption gastrique des radionucléides par les animaux

Radionucléides	Taux d'absorption gastrique (%)
Cs et autres métaux alcalins	jusqu'à 100% (mammifères monogastriques) 60-80% (ruminants)
Ca	> 20%
Sr	20%
Ra	quelques %
Pu	< 1%
Cr-51 (chromate) Mn-54; Fe-59; Co-60 (chlorures)	< 2%

Source : Vandecasteele, 1993.

6.5.2 Absorption par inhalation et voie transcutanée

À court terme, les animaux peuvent être exposés de façon importante par inhalation lors du passage du panache de radionucléides. Les radionucléides peuvent également franchir les barrières de protection de l'organisme par une blessure et atteindre directement le flux sanguin. À plus long terme, l'exposition par inhalation est due aux radionucléides remis en suspension. Pendant cette phase, l'exposition par voie respiratoire et transcutanée devient négligeable comparativement à l'exposition par voie d'ingestion.

6.5.3 Excrétion des radionucléides

L'excrétion des radionucléides survient principalement par les fèces. Le lait est également une voie d'excrétion importante pour le strontium et l'iode. L'importance de l'élimination biologique des radionucléides par l'organisme varie en fonction des facteurs suivants.

- **Nature des radionucléides.** La demi-vie biologique varie selon les caractéristiques chimiques des radionucléides.
- **Caractéristiques physiologiques des organes cibles.** À titre d'exemple, la demi-vie biologique du césium est plus longue dans les muscles que dans les organes comme le foie ou les reins.

- **Espèce animale.** La valeur de la demi-vie biologique des radionucléides varie selon l'espèce animale considérée. Elle est généralement proportionnelle au poids des animaux.

6.6 Contamination de l'eau

6.6.1 Eau de surface (FNSEA, 1990)

L'eau de surface peut être contaminée soit par une émission de radionucléides directement dans le milieu aqueux, soit à la suite d'une émission à l'atmosphère. Dans ce cas, les radionucléides peuvent se déposer directement sur les plans d'eau ou y être entraînés par leur ruissellement.

Les radionucléides ayant atteint les eaux de surface se disperseront dans le milieu de la façon suivante.

- Les radionucléides solubles seront incorporés dans la chaîne alimentaire (plantes aquatiques et poissons) ou seront entraînés en aval dans le cours d'eau. C'est le cas notamment du césium (Cs) et du strontium (Sr) qui se présentent de façon prédominante sous forme ionique.
- Les radionucléides insolubles, présents sous forme particulaire ou colloïdale, se déposeront sur les sédiments ou seront transférés au milieu vivant. Les radionucléides tels le ruthénium (Ru), le zirconium

(Zr), le niobium (Nb), le cérium (Ce), l'yttrium (Y) et les transuraniens (groupe I) sont généralement présents sous ces formes.

La forme sous laquelle sont présents les radionucléides dépend des caractéristiques du milieu récepteur telles le pH, l'oxygène dissous, le potentiel d'oxydo-réduction et la concentration en sels dissous.

6.6.2 Eau souterraine (FNSEA, 1990)

Le risque de contamination de l'eau souterraine est faible pour la plupart des radionucléides et pour la plupart des types de sol. En effet, la lixiviation des radionucléides est un phénomène grandement limité par les sols à teneur assez élevée en minéraux argileux et en matière organique (la plupart des sols à l'exception des sols sableux). Ces sols ont une bonne capacité de fixation de la plupart des éléments radioactifs. Seule l'eau tritiée, parce qu'elle suit le cycle de l'eau, représente un danger potentiel élevé de contamination. Cependant, le fait que le tritium n'émette qu'un rayonnement bêta de très faible énergie diminue largement le risque de radiotoxicité.

6.7 Contamination des sédiments

6.7.1 Mécanismes de contamination

La capacité d'adsorption de radionucléides sur les sédiments, exprimée par le coefficient de distribution (K_d), varie en fonction de plusieurs facteurs.

- **Nature des radionucléides.** La capacité d'adsorption pour un même type de substrat diminue selon l'ordre suivant : Pm-147 > Ru-106 > Mn-54; Zr-95 - Nb > Fe-59 > Zn-65 > Rb-86 > Cs-137; Pu; U > Sr-90 > Ca-45. Le tableau 2.B-8 montre la variation de l'importance de l'association aux sédiments en fonction des radionucléides.

Tableau 2.B-8

Proportion de radionucléides introduits dans les milieux d'eau douce s'associant aux sédiments

Radionucléides	Pourcentage associé aux sédiments
Cs-137	+ de 50% à 98%
Sr-85	20%
Cr-51	49,5%
Mn-54	88,7 à 95%
Zn-65	64,7 à + de 85%
Pu-239; Pu-240	75%

Source : Amiard-Triquet et Amiard, 1980.

- **Physico-chimie du milieu.** La capacité d'adsorption varie également en fonction des caractéristiques physico-chimiques du milieu, notamment la concentration en oxygène dissous.
- **Granulométrie des sédiments.** Les quantités adsorbées sont inversement proportionnelles à la grosseur des particules car les particules fines contiennent plus de minéraux argileux feuilletés et une plus grande surface de contact par rapport à leur volume.
- **Teneur en matière organique dans les sédiments.** Ce paramètre engendre un effet positif ou négatif selon le radionucléide considéré. En eau douce, la présence de matière organique favorise l'accumulation du césium.
- **Teneur en carbonates dans les sédiments.** L'importance de l'influence de ce facteur varie selon le radionucléide en cause.
- **Teneur en éléments stables dans les sédiments.** Les éléments stables peuvent être à l'origine d'une compétition entre les isotopes ou les éléments homologues et d'un phénomène de coprécipitation par l'intermédiaire d'oxydes métalliques ou d'hydroxydes.

6.7.2 Élimination des radionucléides

La réduction de la contamination des sédiments peut être le résultat d'une remise en suspension ou d'une désorption des radionucléides entraînant leur migration verticale ou horizontale vers d'autres milieux. Les différents phénomènes pouvant survenir sont les suivants.

- **Remise en suspension.** Les radionucléides peuvent être remis en suspension dans la colonne d'eau par l'action des courants et marées et par l'activité des organismes benthiques.
- **Désorption.** Les phénomènes de stratification saisonnière, la pollution et l'augmentation de la salinité peuvent engendrer des systèmes caractérisés par des sédiments hautement réducteurs et entraîner une diminution de la valeur du K_d . Ils peuvent toutefois créer un milieu propice à l'accumulation de certains radionucléides en ralentissant la décomposition des matières organiques contenant des agents complexants naturels.

6.8 Contamination des végétaux aquatiques

Les végétaux aquatiques peuvent être contaminés par l'adsorption des radionucléides à la surface de leurs feuilles, de leur tige, etc. ou encore par absorption épidermique ou racinaire.

La capacité d'adsorption des radionucléides à la surface des plantes est proportionnelle au ratio surface/volume des plantes. Cette capacité varie donc selon l'ordre suivant : bryophytes > phanérogames submergés > autres phanérogames.

La capacité d'absorption par l'épiderme et par les racines est exprimée par le facteur de concentration (F.C.), c'est-à-dire la concentration du radionucléide dans l'organisme par rapport à la concentration du milieu. Ce F.C. varie selon le radionucléide et l'espèce végétale. À titre d'exemple, pour les radionucléides terres rares (yttrium, zirconium, niobium, cérium, etc.), le F.C. est de 500 pour les algues vertes filamenteuses et de 1000 pour le phytoplancton. Pour le plutonium, le F.C. s'élève de 7 100 à 500 000 pour les algues unicellulaires et de 85 à 4850 pour les algues pluricellulaires.

6.9 Contamination de la faune aquatique

6.9.1 Mécanismes de contamination

La faune aquatique peut être exposée par voie branchiale et transcutanée à partir du milieu ambiant et par ingestion de nourriture et de sédiments. Outre le fait que les radionucléides peuvent se bioconcentrer dans l'organisme qui les absorbe, leur concentration peut également s'amplifier avec le niveau trophique (biomagnification). C'est le cas des radionucléides des groupes II et III et particulièrement du césium. Le strontium ne se biomagnifie toutefois pas car il s'accumule dans les parties

calcifiées, en l'occurrence les os du squelette, qui ne sont pas assimilées par les prédateurs.

Les facteurs qui influencent la contamination des organismes sont les suivants: les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, la nature des radionucléides, l'ordre trophique des animaux, leur sexe et leur maturité sexuelle, de même que leur âge et leur taille. Concernant l'âge et la taille, mentionnons que la contamination est supérieure chez les petits animaux car le rapport surface/volume qui les caractérise, proportionnel à l'adsorption des radionucléides particulaires ou colloïdaux, de même que leur métabolisme sont plus élevés. Toutefois, les gros organismes tels les poissons prédateurs peuvent généralement concentrer les radionucléides de façon très importante car ils se situent à des niveaux trophiques supérieurs.

6.9.2 Organotropisme

L'accumulation des radionucléides dans un organe ou un autre est gouvernée principalement par la nature des radionucléides.

- Les radionucléides du groupe I. L'yttrium (Y), le zirconium (Zr), le niobium (Nb), le ruthénium (Ru), le cérium (Ce), le plutonium (Pu), l'américium (Am) et le neptunium (Np) s'accumulent principalement dans les organes externes : coquilles des mollusques; exosquelette et branchies des crustacés; branchies, tube digestif et contenu digestif des

poissons. Le chrome (Cr), l'argent (Ag) et l'antimoine (Sb) s'accumulent de façon prépondérante dans les organes internes.

- Les radionucléides du groupe II. La répartition de ces radionucléides est similaire à celle des éléments stables dont ils sont chimiquement proches. Ainsi, le césium s'accumule dans les tissus mous des mollusques de même que dans les muscles des crustacés et des poissons. Le strontium s'accumule dans la coquille des mollusques, dans l'exosquelette des crustacés et dans les tissus calcifiés des poissons.
- Les radionucléides du groupe III. La répartition de ces radionucléides suit celle de leur isotope stable et est fonction de leur rôle physiologique. Ainsi, le manganèse (Mn), le cobalt (Co) et le zinc (Zn) s'accumulent dans les viscères (rein et foie des vertébrés, organes similaires des invertébrés). Le fer (Fe) s'accumule dans les cellules sanguines et dans la rate (organe hématopoïétique).

6.9.3 Excrétion des radionucléides

Règle générale, les radionucléides du groupe I s'éliminent plus rapidement que ceux du groupe II et III. Il existe toutefois quelques exceptions : dans le groupe I, le niobium (Nb) et le plutonium (Pu) s'éliminent lentement; dans le groupe III, l'iode (I) s'élimine rapidement et le fer (Fe) s'élimine rapidement chez les mollusques.

7. CARACTÉRISTIQUES IMPORTANTES DES RADIONUCLÉIDES POUR L'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION DES ORGANISMES VIVANTS (FNSEA, 1990)

7.1 Gaz rares

- Les plus importants sont le krypton-85 et le xénon-133.
- Contrairement à la plupart des radionucléides, les gaz nobles ne peuvent être retenus par les filtres placés dans la cheminée du bâtiment-réacteur. Les rejets ayant eu lieu par cette voie sont donc composés majoritairement de gaz nobles.
- Les concentrations des gaz nobles reviennent rapidement au niveau du bruit de fond. La rapidité de ce rétablissement est tributaire de la capacité de dispersion des conditions météorologiques prévalant au moment de l'accident.
- Le phénomène de désintégration des gaz nobles pourrait être à l'origine d'une légère contamination du milieu par les produits fils (ex.: le xénon-135 se transforme par désintégration en césium-135, qui est lui aussi radioactif).
- Ils ne sont pas assimilés par les organismes vivants, car ils sont chimiquement inertes : ils ne contribuent donc pas à l'irradiation interne.
- La voie d'exposition principale est donc l'irradiation externe résultant de l'exposition au panache.

7.2 Iodes

- Les radioiodes sont semi-volatils. Ils pourraient donc être émis en quantité importante lors d'un accident nucléaire et être aéroportés à des distances considérables avant de se condenser et de se déposer sur le sol.
- Parmi la panoplie de radioiodes produits dans les réacteurs nucléaires, ceux présentant un intérêt particulier en regard de leur demi-vie ($T_r > 1$ jour) sont l'I-129, I-131, I-132, I-133, I-134 et I-135.
- Parmi les différents radioiodes, l'I-131 est le plus abondant et engendrerait à lui seul la majeure partie du risque occasionné par ces radionucléides.
- Ils sont bien assimilés par les organismes vivants et rapidement transférés dans la chaîne alimentaire.
- Ils s'accumulent principalement dans la thyroïde mais peuvent s'accumuler également dans l'estomac, les glandes mammaires et salivaires (Vandecasteele, 1993);
- Très mobiles dans l'environnement; ils sont peu retenus dans le sol et sont facilement transférés dans les eaux. Cependant la majorité des iodes disparaîtraient par décroissance radioactive avant même d'atteindre les eaux souterraines.
- Les voies d'exposition sont l'irradiation interne par inhalation et ingestion d'aliments (principalement par le lait et les légumes verts) et l'irradiation externe par immersion dans le panache et par les rayonnements provenant des dépôts sur le sol.

7.3 Césium

- Les plus importants sont le Cs-134 et le Cs-137. Avec les gaz nobles et l'I-131, ces radionucléides domineraient lors d'un accident à la centrale nucléaire.
- Ils possèdent un comportement semblable à celui du potassium, c'est pourquoi ils sont bien absorbés par les animaux et l'homme.
- Ils s'accumulent principalement dans les muscles, de même que dans le foie et les reins (AIEA, 1994a).
- Ils sont fortement retenus par les minéraux argileux et la matière organique et peuvent ainsi demeurer dans la couche superficielle des sols pendant plusieurs dizaines d'années.
- Dans le milieu aquatique, ils sont surtout fixés aux sédiments mais peuvent être présents en faible quantité dans la colonne d'eau.
- L'exposition s'effectue par irradiation externe et par ingestion.

7.4 Strontium

- Les plus importants sont le Sr-90 et le Sr-89. Ces radionucléides accompagnent généralement le césium lors d'accidents nucléaires.
- Ils possèdent un comportement semblable à celui du calcium. Ils sont par conséquent bien assimilés par les animaux et l'homme.
- Ils s'accumulent principalement dans le squelette.
- Ils peuvent demeurer dans la couche superficielle du sol pendant plusieurs années.
- Ils sont bien transférés aux végétaux par absorption racinaire.

- L'exposition s'effectue essentiellement par voie alimentaire (principalement par l'ingestion des productions végétales et de lait).

7.5 Tritium (H-3)

- La quantité émise lors d'un accident devrait être faible.
- Le tritium est faiblement radiotoxique car il émet uniquement des rayonnements bêta de très faible énergie.
- Il suit le cycle de l'eau.
- Il possède un grand pouvoir d'absorption dans l'organisme par inhalation, ingestion ou absorption transcutanée.
- Il est rapidement éliminé par l'organisme : sa demi-vie biologique est d'environ 10 jours chez l'homme.
- La voie d'exposition principale est l'irradiation interne.

7.6 Ruthénium

- Les plus importants sont le Ru-106 et le Ru-103.
- Ils sont émis en faibles quantités lors d'accidents.
- Leur comportement est largement tributaire de leur spéciation.
- Ils ne sont pas mobiles dans les sols.
- L'exposition s'effectue principalement par voie d'inhalation et, de façon moins importante, par ingestion (principalement par la consommation de viande).

7.7 Émetteurs alpha artificiels

- Les plus importants sont l'américium (Am-241) et le plutonium (Pu-238, Pu-239 et Pu-240).
- Il est possible qu'ils soient présents en quantités non négligeables dans les rejets accidentels.
- Ils sont peu assimilés par les végétaux et les animaux.
- Les faibles quantités assimilées sont peu transférées au lait et à la viande et s'accumulent principalement dans le foie et le squelette.
- Ils ne sont pas mobiles dans les sols.
- L'exposition s'effectue principalement par inhalation et, de façon moins importante, par ingestion de dépôts sur les végétaux.

7.8 Autres produits de fission

- Les plus importants sont le cérium (Ce-144), le zirconium (Zr-95) et le baryum (Ba-140). Ils sont émis en faibles quantités lors d'accidents.
- Ils sont peu assimilés par les organismes vivants.
- L'exposition s'effectue essentiellement par irradiation externe.

7.9 Autres produits d'activation

- Les plus importants sont le manganèse (Mn-54), le fer (Fe-55), le cobalt (Co-58 et Co-60) et le zinc (Zn-65).
- Il existe une possibilité de rejet accidentel de faibles quantités dans l'eau. Par conséquent, l'exposition la plus probable s'effectuerait par l'ingestion d'eau contaminée et de poissons pêchés dans la zone de rejets.
- Lorsqu'assimilés, ils s'accumulent dans le foie (AIEA, 1994a).

Annexe 2.B-1

Effets des rayonnements ionisants sur les végétaux et les animaux

1. FACTEURS INFLUENÇANT LES EFFETS DE L'IRRADIATION

L'importance des effets biologiques qui se manifestent chez les organismes vivants dépend des facteurs suivants :

- la dose délivrée, dont l'importance est tributaire notamment du type de rayonnements émis et de leur énergie;
- la répartition de la dose dans le temps (débit de dose);
- la nature des tissus irradiés (les cellules germinales, les tissus hématopoïétiques et les cellules cancéreuses sont plus radiosensibles que d'autres tissus);
- la radiosensibilité des individus, facteur dépendant de l'espèce considérée, de l'âge et de la taille des individus (la radiosensibilité est notamment proportionnelle à la complexité des organismes : mammifères > faune aviaire > poissons > crustacés > mollusques > algues > protozoaires).

2. EFFETS DE L'IRRADIATION CHEZ LES VÉGÉTAUX

Les effets de l'irradiation chez les végétaux peuvent être bénéfiques ou néfastes selon l'importance de l'exposition. Les effets mentionnés dans la littérature sont les suivants :

- ralentissement ou stimulation de croissance (voir tableau 2.B-9);
- absence de fructification (organes reproducteurs);
- modifications morphologiques;
- effets génétiques;
- mortalité (voir tableau 2.B-9).

2.B Cheminement des radionucléides

FNSEA (1990) indique que ces effets ne se manifesteraient que dans des zones assez contaminées où la préoccupation relative à la protection de la population serait prioritaire.

Tableau 2.B-9

Effets d'une irradiation chronique sur de jeunes pins sylvestres de 1 an dans la zone de 30 km de Tchernobyl d'octobre 1989 à septembre 1990

Contamination Cs-137 (MBq/m ²)	Débit de dose (mSv/jour)	Dose absorbée sur 11 mois (mSv)	Effets observés
15	11,5	3 800	Stimulation de croissance
145	58	19 000	Mortalité de 5%
410	118	39 000	Mortalité de 30%

Source : Tikhomirov *et al.*, 1993.

3. EFFETS DE L'IRRADIATION CHEZ LES ANIMAUX

Les animaux de ferme sont aussi radiosensibles que l'humain (voir annexe 3.A-1). Les signes cliniques sont donc perceptibles à partir d'une dose supérieure à 0,25 Gray¹² (MAPAQ, 1993).

¹²Dans la plupart des cas, 1 Gray équivaut à 1 Sievert.

Les effets généralement observés chez les animaux sont les suivants (MAPAQ, 1993):

- mutation génétique (exposition des géniteurs);
- diminution temporaire de la production de sperme : 6-9 semaines après une exposition à une dose de rayons gamma de 2 Gray;
- arrêt temporaire de la production de sperme : 12 semaines après une exposition à une dose voisine de la dose létale (DL-50);
- production normale d'ovules (les ovaires sont mieux protégés que les testicules) : même pour une exposition à des doses assez élevées;
- malformations non transmissibles (embryon susceptible aux malformations pendant une courte période en début de gestation à une dose > 2 Gray);
- modification de la formule sanguine : diminution des leucocytes et des plaquettes;
- hémorragies;
- mortalité : la dose entraînant la mort de 50% des individus (DL-50) 30 jours après une exposition aux rayons gamma¹³ est de :

4 Gray pour les ovins;

5 Gray pour les bovins;

6,6 Gray pour les porcs;

7 Gray pour les chevaux;

8,5 Gray pour la faune aviaire.

¹³Selon les données présentées à l'annexe 3.A-1, la DL-50 pour les humains serait de 3,5 Sv pour une exposition aiguë.

Tableau 2.B-10

Signes cliniques observés chez les animaux irradiés

TYPE DE RADIATIONS	JOURS APRÈS EXPOS.	SIGNES CLINIQUES OBTENUS AVEC DES DOSES DE RADIATION VOISINE DE LA LD-50
TYPE I: - Rayons-γ seulement; - Animaux confinés ou sous-abri (toit)	5-15	BOVINS: - peut sembler normaux ou légèrement amorphes; - débute par des fèces teintées de sang (légère diarrhée), suivi par une diarrhée aqueuse et sanguinolente; - raideur aux articulations, surtout celles des membres postérieurs, jusqu'à une faiblesse généralisée et dépression du SNC; - appétit bon au début, diminué par la suite; - près de la mort, il peut avoir une sévère perte de sang à travers l'intestin. - formule sanguine: Chute des leucocytes (surtout les neutrophiles) des les premiers jours, valeur minimale entre 15-25 jours; - diminution des plaquettes de 500 à 40 E+9/L du jour 21; - chute des érythrocytes et de l'hématocrite également; - retour à la normale dans 1 an pour les granulocytes et 4-5 ans pour les non-granulocytes. À DES DOSES PLUS ÉLEVÉES: - accélération de l'évolution avec complications respirations respiratoires; - décharge nasale sanguinolente évidente vers le jour 14; - sévère diarrhée possible; - mort inexplicable chez des sujets apparemment sains.
	3-4 sem.	MOUTONS: - souvent, aucun signe de radiations; - décharge nasale sévère et sanguinolente; - mortalité débute vers 3 semaines.
	10-14	PORCS: - peut sembler normal jusqu'au 10 ^e jour; - hémorragie nasale et fèces teintées de sang se développent graduellement, suivi de fièvre possible, de boiterie et d'une faiblesse des membres postérieurs; - chez d'autres, le seul signe est l'anorexie 1-2 jour avant la mort.
	7-20	CHEVAUX: - première phase d'apathie, irritable, décharge nasale et oculaire; - mort possible sans signe, d'autres auront des signes d'encéphalite; - deuxième période d'apathie avec ulcération et saignement sur la peau et le nez, congestion pulmonaire possible, fèces avec sang.

Source : MAPAQ, 1993.

Tableau 2.B-10 (suite)

Signes cliniques observés chez les animaux irradiés

TYPE DE RADIATIONS	JOURS APRÈS EXPOS.	SIGNES CLINIQUES OBTENUS AVEC DES DOSES DE RADIATION VOISINE DE LA LD-50
TYPE I: (SUITE)		<p>AVIAIRES:</p> <ul style="list-style-type: none"> - plus résistants aux radiations; - tremblement de la tête suivi d'une extrême dépression du SNC; <p>TOUTES ESPÈCES:</p> <ul style="list-style-type: none"> - si aucun dosage de la radioactivité n'est connu: - pas ou peu de signes cliniques avant 21 jours: <u>80-100% de survie</u>; - signes définis vers le 14: <u>50-75% de survie</u>; - signes sévères ou mort inexplicables avant 10 jours: <u><5% de survie</u>.
<p>TYPE II:</p> <ul style="list-style-type: none"> -Rayons-Y et -B sur la peau; -Animaux dehors dans parc 		<p>N.B. Les signes reliés à une exposition, -Y seraient évidents avant ceux causés par les rayons-B; À faible dose, les changements cutanés peuvent ne pas être évidents avant quelques mois; un grisonnement des poils pouvant être le seul signe visible.</p> <p>BOVINS:</p> <ul style="list-style-type: none"> - régions humides et visqueuses (jr 25), croûtes (jr 50). <p>OVINS:</p> <ul style="list-style-type: none"> - arrêt de la pousse de la laine, perte de poil, sévères brûlures à la peau et guérison (jr 25); - si pleine toison, meilleure protection car moins de contact avec la peau. <p>CHEVAUX:</p> <ul style="list-style-type: none"> - développement de pellicules (jr 45), suivi d'une guérison et d'absence de poil. <p>TOUTES ESPÈCES:</p> <ul style="list-style-type: none"> - si aucun dosage de la radioactivité n'est connu: - pas ou peu de signes cliniques avant 21 jours: <u>80-100% de survie</u>; - signes définis vers le jour 14: <u>40-60% de survie</u>; - signes sévères ou mort inexplicables avant 10 jours: <u>0% de survie</u>.

Tableau 2.B-10 (suite)

Signes cliniques observés chez les animaux irradiés

TYPE DE RADIATIONS	JOURS APRÈS EXPOS.	SIGNES CLINIQUES OBTENUS AVEC DES DOSES DE RADIATION VOISINE DE LA LD-50
<p>TYPE III:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Rayon-Y + ingestion de rayons-B; - Animaux sous-abri ayant accès au pâturage 	7-15	<ul style="list-style-type: none"> - Une différence dans ce type d'exposition, c'est la baisse d'appétit de 15%, suivi d'une fièvre importante, d'une diarrhée aqueuse sanguinolente, de faiblesse musculaire, de léthargie et de mort; - Les animaux affectés peuvent grincer des dents, plusieurs vomissent. <p>BOVINS:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Si pâturage 48 h. après les retombées, 5% de mortalité due aux Rayons-Y avec une dose de 225 rads. <p>PORCS:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Anorexie et diarrhée dans les 6 jours.
<p>TYPE IV:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Rayons-Y et -B sur la peau et en ingestion; - Animaux libres au pâturage 		<p>SIGNES SÉVÈRES:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Haut taux de mortalité si ingestion durant 6-8 h. avec une dose seulement de 150 rads; - Plusieurs animaux mourront dans les 20 jours, même avant que la diarrhée soit sanguinolente; - Sévère perte de poids chez les survivants.

Source : MAPAQ, 1993.