



ENSP

ECOLE NATIONALE DE
LA SANTE PUBLIQUE

RENNES

Formation des Ingénieurs du Génie Sanitaire
Septembre 2004

Paramètres de transfert de radionucléides
dans l'environnement :
*Comparaison des bases utilisées dans les outils
d'évaluation de l'exposition des populations*

Présenté par :
Thierry PAUX
Ingénieur ENSCL

Lieu de stage :
EDF R&D
Laboratoire National d'Hydraulique
et Environnement

Accompagnants professionnels :
Philippe CIFFROY, EDF R&D
Sylvaine MAURAU, EDF R&D

Référent pédagogique :
Jean CARRE, ENSP

Remerciements

Ce mémoire a pu être accompli grâce à la sollicitude et la disponibilité d'un grand nombre de personnes, auxquelles je tiens tout particulièrement à témoigner ma gratitude.

En premier lieu, je souhaite remercier vivement Mme. Sylvaine MAURAU, responsable du projet MOERES, pour m'avoir confié la réalisation de cette étude et m'avoir toujours généreusement guidé « à distance ».

Je remercie tout autant M. Philippe CIFFROY pour s'être occupé de moi au quotidien, pour sa patience et son extrême compétence.

Je tiens tout particulièrement à remercier, dans son ensemble bien sûr, le Groupe « Industrie, Eau, Environnement et Santé », pour leur accueil chaleureux et leur disponibilité, et en particulier Mme. Cécile LETOFFE, responsable du Groupe, et Mme. Julie CHARTON.

Je voudrais également remercier M. Jean CARRE, du département EGERIES de l'ENSP, pour ses encouragements constants et son optimisme à toute épreuve.

Enfin, je tiens tout particulièrement à remercier toutes les personnes que j'ai contactées au cours de ce mémoire et avec lesquelles j'ai pu avoir de fructueux échanges, notamment :

❖ *Le personnel d'EDF*, et en particulier :
René SAMIE
Cécile DELATTRE
Philippe JAN

❖ *Les membres du CEPN*, et en particulier :
Thierry SCHNEIDER
Samuel LEPICARD

❖ *Le personnel de la DGSNR*, et en particulier :
Olivier LAREYNIE

❖ *Les membres de l'IRSN*, et en particulier :
Pascal SANTUCCI
Christophe MOURLON

Liste des sigles utilisés

AIEA	Agence Internationale de l'Energie Atomique (en anglais : IAEA)
ALARA	As Low As Reasonably Achievable
ASN	Autorité de Sûreté Nucléaire
ASTRAL	ASsistance Technique en Radioprotection post-Accidentelle
CEPN	Centre d'Etude sur l'Evaluation de la Protection dans le domaine Nucléaire
CIPR	Commission Internationale de Protection Radiologique
DARPE	Demande d'Autorisation de Rejets ou de Prélèvements d'Eau
DGSNR	Direction Générale de la Sûreté Nucléaire et de la Radioprotection
EQRS	Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires
EURATOM	Communauté Européenne de l'Energie Atomique
INB	Installation Nucléaire de Base
IPSN	Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire
IRSN	Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
IS	Indice de Sensibilité
LN	Loi log-Normale
LT	Loi log-Triangulaire
LU	Loi log-Uniforme
MES	Matières en Suspension
MIRRAGE	Méthode d'évaluation de l'Impact des Rejets RAdioactifs Gazeux dans l'Environnement en fonctionnement normal
MOERES	Méthodologies et Outils d'Evaluation des Risques Environnementaux et Sanitaires
N	Loi Normale
OURSON	Outil d'évaluation des Risques Sanitaires Ou eNvironnementaux
SAGE	Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SDAGE	Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux
T	Loi Triangulaire
U	Loi Uniforme
UNSCEAR	United Nations Committee on the Effect of Atomic Radiations (Comité Scientifique des Nations Unies pour l'Etude des Effets des Rayonnements Ionisants)
VME	Valeur de Meilleure Estimation

Glossaire

<i>Activité</i>	Nombre de désintégrations d'un noyau par unité de temps. Exprimée en Becquerel (Bq).
<i>Alpha (α)</i>	Noyau d'hélium 4. Rayonnement fortement ionisant mais très peu pénétrant : une feuille de papier arrête leur propagation.
<i>Analyse d'incertitude</i>	Elle consiste à étudier l'impact sur le résultat du modèle des incertitudes existant sur les paramètres d'entrée.
<i>Analyse de sensibilité</i>	Elle consiste à identifier les paramètres ou les données d'entrée dont les variations influent le plus sur les résultats du modèle. Elle permet d'identifier les paramètres sur lesquels il faut intervenir en priorité afin de réduire l'incertitude sur le résultat du modèle.
<i>Becquerel (Bq)</i>	Unité d'activité égale à une désintégration par seconde.
<i>Bêta (β)</i>	Electrons de charge négative ou positive. Peu pénétrants : quelques mètres d'air ou une feuille d'aluminium arrêtent leur propagation.
<i>Donnée d'entrée</i>	On appelle données d'entrée les coefficients qui varient en fonction du scénario ; elles correspondent plutôt aux données expérimentales du site.
<i>Débit de dose absorbée</i>	Dose absorbée divisée par le temps pendant lequel l'exposition a été subie.
<i>Débit d'équivalent de dose</i>	Equivalent de dose divisé par le temps pendant lequel il a été subi.
<i>Dose absorbée</i>	Quantité d'énergie par unité de masse cédée à la matière par un rayonnement. S'exprime en grays (Gy).
<i>Dose équivalente</i>	Les effets biologiques produits par une même dose absorbée sont différents selon la nature des rayonnements et leur énergie. La dose équivalente tient compte de ces différences par un facteur de pondération biologique et exprime de façon comparable les effets des différents rayonnements. S'exprime en Sieverts (Sv).
<i>Dose efficace</i>	Elle est la somme des doses équivalentes pondérées par un facteur de pondération tissulaire, permettant d'exprimer les différences de sensibilité des organes aux effets des rayonnements. A une même dose efficace est supposé correspondre le même impact sanitaire. S'exprime en Sieverts (Sv).
<i>Dose engagée</i>	Somme, sur un intervalle de temps donné, des doses reçues par un individu à la suite de l'incorporation de matière radioactive.
<i>Effets aléatoires ou stochastiques</i>	Effets des rayonnements sur les organismes vivants apparaissant de manière aléatoire dans une population irradiée (ex. cancer).
<i>Effets déterministes</i>	Effets des rayonnements sur les organismes vivants apparaissant chez tout individu ayant subi une irradiation dépassant un certain seuil.
<i>Élément radioactif</i>	Élément dont le noyau instable se désintègre.
<i>Equivalent de dose</i>	Grandeur permettant de chiffrer le dégât biologique provoqué par les rayonnements.
<i>Equivalent de dose efficace</i>	Equivalent de dose pondéré par un facteur de pondération biologique, tenant compte des différences de radiosensibilité entre les organes. Exprime une mesure du risque de cancérisation encouru par l'organe irradié.
<i>Exposition externe</i>	Action des rayonnements sur la matière provenant d'une source de rayonnements provenant de l'extérieur.
<i>Exposition interne</i>	Action des rayonnements sur la matière, provenant d'éléments fixés à l'intérieur de celle-ci.
<i>Facteur de qualité</i>	Facteur tenant compte des différences de nocivité radiologique des rayonnements de différentes natures.

<i>Fonction de Densité de Probabilité (PDF)</i>	Loi statistique permettant de décrire la variabilité d'un paramètre autour de la valeur la plus probable. Trois fonctions densité de probabilité sont très utilisées pour la détermination d'incertitude : les lois dites normale, uniforme et triangulaire (avec ou sans transformation logarithmique).
<i>Gamma (γ)</i>	Rayonnement électromagnétique peu ionisant mais très pénétrant. Arrêtés par des écrans de plomb ou de béton.
<i>Gray (Gy)</i>	Unité de dose absorbée. 1 Gy correspond à 1 joule/kg de matière.
<i>Méthode déterministe</i>	Méthode où la concentration dans un milieu récepteur est corrélée directement à la concentration dans le milieu source par un facteur de bio-transfert. Celui-ci représente une « valeur de meilleure estimation », basée sur des comparaisons de données et un jugement technique.
<i>Méthode probabiliste</i>	Les résultats des simulations probabilistes comportent les ordres de grandeur possibles des paramètres de sortie du modèle, ainsi que la probabilités de les obtenir. Elles consistent à représenter les incertitudes dans les paramètres d'entrée en utilisant des distributions de probabilités.
<i>Modèle (code de calcul)</i>	Un modèle est fondé sur la décomposition d'un problème complexe en éléments simples (modules) au sein d'une chaîne de causalité. Les phénomènes se produisant à l'intérieur d'un module sont décrits par des principes théoriques et /ou des résultats empiriques, à partir d'hypothèses simplificatrices.
<i>Modélisation</i>	La modélisation représente la synthèse, l'organisation et la formulation mathématique des connaissances sur un sujet donné. Elle aboutit à l'élaboration d'un modèle qui permet de reproduire un phénomène physique, chimique, biologique...
<i>Paramètres d'entrée</i>	Ils représentent les coefficients internes d'un modèle, dont la valeur est identique d'un scénario à l'autre.
<i>Période radioactive</i>	Temps mis par la moitié des noyaux radioactifs d'une substance pour se désintégrer.
<i>Radioactivité</i>	Emission d'un rayonnement issu de la transmutation d'un élément.
<i>Radioprotection</i>	Ensemble des méthodes et des moyens pour assurer la protection de l'homme et de l'environnement contre les rayonnements ionisants.
<i>Rayonnement ionisant</i>	Rayonnement corpusculaire ou électromagnétique capable d'arracher un ou plusieurs électrons aux atomes lors de son passage à travers la matière.
<i>Sievert (Sv)</i>	Unité d'équivalent de dose. Correspond à la dose absorbée pondérée par un facteur de qualité.

Sommaire

1	INTRODUCTION	1
1.1	CONTEXTE DU MEMOIRE	1
1.2	PRESENTATION DU PROJET MOERES	1
1.3	ENJEUX DU PROJET MOERES	2
1.4	OBJECTIFS DU MEMOIRE	3
2	LES EFFLUENTS RADIOACTIFS DES CENTRALES NUCLEAIRES	4
2.1	GENERALITES SUR LES RAYONNEMENTS IONISANTS	4
2.1.1	LA RADIOACTIVITE	4
2.1.2	LES RAYONNEMENTS IONISANTS	4
2.1.3	LES UNITES EN RADIOPROTECTION	5
2.2	LES EFFETS SANITAIRES DES RAYONNEMENTS IONISANTS	6
2.2.1	ORIGINE	6
2.2.2	MESURES DE L'IRRADIATION INDIVIDUELLE	7
2.2.3	LES EFFETS SUR L'HOMME DES RADIATIONS IONISANTES	8
2.2.4	GESTION DU RISQUE RADIOLOGIQUE	9
2.3	RISQUES POTENTIELS DES EFFLUENTS DE CENTRALES NUCLEAIRES	11
3	CONTEXTE REGLEMENTAIRE	12
3.1	LE VOLET SANITAIRE DES ETUDES D'IMPACT	12
3.2	LA REGLEMENTATION DES EFFLUENTS DES INB	12
3.2.1	INCIDENCE DU DECRET DU 4 MAI 1995 MODIFIE	12
3.2.2	INCIDENCE DE LA CIRCULAIRE DU 20 MAI 1998	13
3.2.3	INCIDENCE DE L'ARRETE DU 26 NOVEMBRE 1999	13
3.2.4	INCIDENCE DE LA LOI CADRE SUR L'EAU	14
3.3	LA REGLEMENTATION EN RADIOPROTECTION	15
3.3.1	LES INSTANCES DE REGULATION	15
3.3.2	INCIDENCE DE LA DIRECTIVE EURATOM 96/29	15
4	MATERIELS ET METHODES	17
4.1	CHOIX DES POLLUANTS ANALYSES	17
4.2	PRESENTATION DES MODELES ETUDIES	17
4.2.1	MODELES DETERMINISTES	17
4.2.2	MODELES PROBABILISTES	18
4.3	COMPARAISON DES PARAMETRES D'ENTREE	18
4.3.1	RECENSEMENT DES PARAMETRES D'ENTREE	19
4.3.2	TESTS DE LA COHERENCE DES PARAMETRES	19
4.3.3	COMPARAISON DES VALEURS DE SORTIE POUR UN SCENARIO DONNE	19
4.4	ANALYSES DE SENSIBILITE ET D'INCERTITUDE	20
4.4.1	METHODES D'ANALYSES DE SENSIBILITE	20
4.4.2	METHODES D'ANALYSES D'INCERTITUDE	22

5	PRINCIPAUX RESULTATS	23
5.1	ANALYSE GLOBALE DES MODELES ETUDIES	23
5.1.1	MODELES ET PARAMETRES	23
5.1.2	COMPARTIMENTS ENVIRONNEMENTAUX	23
5.1.3	VOIES ET VECTEURS D'EXPOSITION	23
5.2	SYNTHESE DU MILIEU AQUATIQUE CONTINENTAL	24
5.2.1	MODELES ET COMPARTIMENTS PRIS EN COMPTE	24
5.2.2	PARAMETRES MIS EN JEU	24
5.2.3	ACTIVITE DES SEDIMENTS DE FOND	26
5.2.4	ACTIVITE DES POISSONS	30
5.3	COMPARAISON DES REPONSES CONCERNANT LE COMPARTIMENT VEGETAL	32
5.3.1	SCENARII ADOPTES	32
5.3.2	ACTIVITE DE LA ZONE DE LABOUR DU SOL	33
5.3.3	ACTIVITE DES PARTIES COMESTIBLES DES VEGETAUX	34
5.3.4	VARIABLES PREPONDERANTES DU COMPARTIMENT « VEGETAL »	37
5.4	COMPARAISON DES METHODES D'ANALYSE DE SENSIBILITE	39
5.5	METHODES DYNAMIQUES ET METHODES SUPPOSANT UN EQUILIBRE	40
6	DISCUSSION	42
6.1	DISCUSSION GLOBALE SUR LES RESULTATS	42
6.1.1	COMPARTIMENT «AQUATIQUE CONTINENTAL »	42
6.1.2	COMPARTIMENT « VEGETAL »	42
6.1.3	PORTEE DES RESULTATS DES ANALYSES DE SENSIBILITE	43
6.2	DE LA NECESSITE D'UNE BASE DE DONNEES COMMUNE	44
6.3	PERTINENCE DU MODELE OURSON	45
6.3.1	APPORT DES METHODES PROBABILISTES	45
6.3.2	APPORT DES METHODES DYNAMIQUES	45
6.4	DES LIMITES DES METHODES D'ANALYSE DE SENSIBILITE	46
6.5	FAISABILITE DU MODELE OURSON	47
7	CONCLUSION	49
	BIBLIOGRAPHIE	51
	LISTE DES ANNEXES	I

1 INTRODUCTION

1.1 Contexte du mémoire

Le groupe EDF figure parmi les leaders européens de la production d'énergie. Sa production d'électricité est issue de différents types d'installations. En 2002, les centrales nucléaires produisaient 85,6% de l'énergie produite par le groupe, les centrales hydrauliques 9,3% et les centrales thermiques 5,1%. L'énergie nucléaire représente la fraction majoritaire de l'énergie produite et constitue ainsi un enjeu majeur de développement pour l'entreprise (chiffres EDF, 2002).

Les centrales sont autorisées à rejeter dans l'environnement de faibles quantités d'effluents radioactifs gazeux et liquides. Ces rejets d'origine anthropique entraînent une légère augmentation de l'exposition aux rayonnements ionisants, pour le public et l'écosystème (+0,001 mSv par an), au regard de l'exposition liée à la radioactivité naturelle, qui reste largement prépondérante. En effet, la radioactivité est d'abord naturelle. Ce phénomène est présent aussi bien dans l'écorce terrestre que dans l'eau, l'air, le corps humain ou certains aliments. Ainsi, aucun effet des doses issues des rejets des centrales nucléaires en fonctionnement normal, n'est observé, ni sur la santé humaine, ni sur l'écosystème, par les programmes de surveillance mis en place autour de ces dernières.

Cependant, les évolutions réglementaires actuelles tendent à imposer une réduction pour l'ensemble des rejets polluants et notamment les radionucléides. Ce mouvement volontariste repose plus sur un objectif de « rejet zéro » que d'« impact acceptable » pour l'environnement et la santé humaine. Or, si le concept de « rejet zéro » est aisément compréhensible du public notamment, il est malheureusement souvent irréaliste dans le cadre d'une activité industrielle quelle qu'elle soit. Il importe alors d'évaluer l'impact attaché au rejet résiduel effectué, aussi petit soit-il, afin de pouvoir en discuter l'effet attendu sur l'environnement et la santé humaine.

En particulier, dans l'optique d'évaluer les risques sanitaires liés à ces sources de contamination, il est donc nécessaire de simuler l'exposition des populations aux radionucléides. Pour ce faire, il convient de mettre au point des modèles d'exposition, dont la première étape est d'évaluer la concentration de radionucléides dans les compartiments abiotiques de l'écosystème et dans les compartiments potentiellement en contact avec l'homme, ainsi que les transferts potentiels entre les compartiments interagissant potentiellement avec l'homme (eau, sédiments, poissons, sol, air, végétaux...).

1.2 Présentation du projet MOERES

De nombreux modèles sont actuellement utilisés au sein d'EDF pour traiter les transferts de substances au sein d'une chaîne trophique, avec des objectifs distincts : études relatives au démantèlement, études de dimensionnement des équipements en fonctionnement normal ou en cas d'accident, conception d'outils d'expertise en R&D ou de crise. Ces modèles sont souvent spécifiques d'une famille de substances (polluants chimiques, bactériologiques, radionucléides, métaux...) ou encore d'un type d'utilisateurs (R&D, ingénierie, conduite des installations...)

Le projet MOERES (Méthodologies et Outils d'Evaluation des Risques Environnementaux et Sanitaires), conduit par la R&D d'EDF, vise à proposer des outils homogènes et opérationnels permettant d'évaluer les risques environnementaux et sanitaires liés aux rejets des installations nucléaires : homogénéité entre les différentes applications possibles, homogénéité dans le traitement de substances de natures différentes, cohérence avec la réglementation présente ou future et entre les divers niveaux d'utilisation (rédaction de dossiers réglementaires, expertise R&D...).

Dès lors, l'une des problématiques à laquelle tente de répondre ce projet est la suivante :

Est-il possible et pertinent d'établir une méthodologie et de développer un outil logiciel unique permettant d'évaluer, de manière cohérente et comparable, les transferts de radionucléides prépondérants dans l'environnement et donc les expositions des populations ?

En effet, il existe actuellement deux types de modèles multimédia, segmentant l'environnement en compartiments. Le premier type de modélisation comprend des modèles à l'équilibre. Les transferts de polluants au sein d'un milieu sont généralement décrits par des méthodes déterministes, où la concentration dans un milieu récepteur est corrélée directement à la concentration dans le milieu source par un facteur de bio-transfert.

Le deuxième type de modèle est plus complexe et modélise les transferts de polluants au sein d'un milieu de façon dynamique et en utilisant des méthodes probabilistes. Ces modèles sont supposés apporter une vision plus réaliste des transferts dans le milieu naturel mais sont très difficiles à mettre au point et à utiliser.

Le premier type de modèles était jusqu'à présent utilisé par EDF dans la plupart des cas mais, dans le cadre du projet MOERES, la R&D d'EDF travaille actuellement à l'élaboration d'un modèle probabiliste (OURSON) pour la biosphère, et ce mémoire s'intègre dans ce champ d'activités.

1.3 Enjeux du projet MOERES

Le projet MOERES répond à différentes exigences aussi bien réglementaires, que sanitaires ou techniques.

EDF doit tenir compte d'un cadre réglementaire français et européen en pleine évolution. Les installations nucléaires sont soumises à des déclarations ou des autorisations selon le décret n° 95-540 du 4 mai 1995 relatif aux rejets d'effluents liquides et gazeux et aux prélèvements d'eau des installations nucléaires de base (INB). La procédure de Demande d'Autorisation de Rejet ou de Prélèvement d'Eau (DARPE), décrite dans ce texte, vise à évaluer l'incidence des activités étudiées dans le cadre d'un projet ou d'un renouvellement d'autorisation de fonctionnement (rejets d'effluents liquides, rejets dans l'atmosphère d'effluents gazeux, rejets radioactifs ou non radioactifs...) sur l'homme et l'environnement. Les services de l'Etat fondent notamment la recevabilité du dossier sur la qualité de la démonstration d'un niveau de rejets aussi faible que possible au regard des moyens actuellement disponibles et des impératifs techniques et économiques. Ce décret présente également la particularité d'intégrer simultanément une évaluation des risques environnementaux et sanitaires liés aux rejets radioactifs et chimiques. Ce décret est octroyé pour une durée limitée, imposant ainsi des réévaluations régulières dans le temps.

Dans ce cadre, l'utilisation d'un modèle multimédia unique, associée à une méthodologie d'évaluation de risque reconnue, permettra de mieux déterminer les impacts éventuels de ces rejets sur le milieu naturel et sur la population exposée. A terme, cela pourrait aboutir à une réduction optimisée des rejets dans le milieu et à une vision d'ensemble de l'impact (environnement versus sanitaire, chimique versus radiologique), ou encore à un indice chiffré du risque, compréhensible par l'ensemble des acteurs (public, autorités, associations...). Cela pourrait permettre un débat objectif et concourir à une meilleure acceptation des installations nucléaires, et donc à entretenir l'image d'EDF.

Enfin, l'utilisation d'un modèle cohérent permettrait à EDF d'éviter un foisonnement d'outils et de méthodologies pour caractériser les risques liés aux radionucléides. Une méthode reconnue d'évaluation des risques environnementaux et sanitaires permet d'optimiser la gestion des rejets et donc d'économiser des coûts liés à des traitements

superflus voire inefficaces. De même une meilleure caractérisation des risques devrait permettre d'anticiper les futures réglementations, ainsi que la maîtrise du référentiel d'exploitation pour une amélioration des DARPE.

1.4 Objectifs du mémoire

L'objet de cette étude consiste ainsi à réaliser une analyse comparative des paramètres de transfert de radionucléides utilisés dans les différents outils d'évaluation de l'exposition des populations, développés par EDF.

Comme nous l'avons dit précédemment, plusieurs modèles, faisant intervenir de nombreux paramètres de calcul, sont actuellement utilisés au sein d'EDF pour traiter des transferts de radionucléides. Or cette multiplication d'outils pose le problème de leur cohérence, notamment entre les différentes bases de données de paramètres qu'ils exploitent.

Dans le domaine de la radioprotection, il n'existe en effet pas de base de données de référence et la variabilité des paramètres d'entrée peut entraîner de grandes différences dans les calculs de dose. Dans un premier temps, ce mémoire vise à vérifier la cohérence et la pertinence des bases de données qui alimentent ces modèles.

Puis il s'agit de comparer l'influence de ces paramètres d'un outil à l'autre et de déterminer les éléments essentiels à la cohérence des bases de données de paramètres de ces outils. Pour cela, on se propose de définir des scénarios d'exposition et de réaliser des études de sensibilité, afin de déterminer les données d'entrée importantes, c'est à dire celles qui pèsent le plus dans l'évaluation des expositions. Déterminer les paramètres les plus sensibles permettra d'orienter les investigations expérimentales à mener sur les sites pour améliorer la prédiction du risque.

En outre, ce mémoire permettra d'évaluer l'apport des méthodes dynamiques et probabilistes dans le domaine de la santé-environnement.

Ce mémoire s'attache donc à rappeler, dans une première partie, les enjeux sanitaires liés aux radionucléides, c'est à dire les dangers des rayonnements ionisants. Puis il s'agit de préciser le contexte réglementaire dans lequel s'inscrivent les installations nucléaires de base.

Le cadre de l'étude étant ainsi posé, il convient de décrire ses modalités, à savoir les méthodes utilisées et les résultats obtenus. Enfin, ce mémoire discute de l'adéquation entre ces résultats et les objectifs définis.

A ce stade, il est important de préciser que toutes les analyses ne seront pas achevées à la date de délivrance de ce mémoire. Cette étude ne s'achèvera qu'au 1^{er} octobre 2004.

2 LES EFFLUENTS RADIOACTIFS DES CENTRALES NUCLEAIRES

2.1 Généralités sur les rayonnements ionisants

2.1.1 La radioactivité

Tous les atomes sont constitués d'un noyau, formé de particules élémentaires, les protons et les neutrons, autour duquel gravitent des électrons. Bien qu'ayant la même structure, les atomes se différencient par le nombre de particules qu'ils contiennent. Il existe ainsi dans la nature 92 types d'atomes différents, auxquels s'ajoutent 19 autres types d'atomes créés ou recréés artificiellement.

Tout en ayant le même nombre de protons et d'électrons, les atomes d'un même élément chimique peuvent également comporter un nombre différent de neutrons. Ainsi, par exemple, les atomes de l'élément chimique uranium (U) ont toujours 92 protons et 92 électrons mais peuvent comporter 142, 143 ou 146 neutrons.

Ces variétés, à l'intérieur d'un même élément chimique sont appelées *isotopes*. Les isotopes ont les mêmes propriétés chimiques mais diffèrent par leurs propriétés physiques. Ainsi les 92 éléments chimiques de la nature se déclinent en 325 isotopes [1].

Dès lors, la *radioactivité* désigne la propriété de certains noyaux atomiques de se transformer spontanément en noyaux ayant d'autres propriétés. Cette transformation s'accompagne de l'émission de rayonnements. Cette propriété est due à l'instabilité des noyaux de certains éléments, qui peuvent se désintégrer en émettant différents types de rayonnements. Ces éléments radioactifs sont appelés *radioéléments* ou *radionucléides*. Ils peuvent être soit naturels (potassium 40, carbone 14...), soit d'origine anthropiques (iode 131, césium 137...).

Une source radioactive est caractérisée par trois paramètres indépendants [2] :

- ✓ **son activité** : nombre de désintégrations se produisant par unité de temps ; elle est proportionnelle au nombre d'atomes radioactifs présents.
- ✓ **sa période** : durée au bout de laquelle son activité a diminué spontanément de moitié ; elle est appelée demi-vie.
- ✓ **la nature et l'énergie transportée par les rayonnements émis**

Tableau 1 : Périodes radioactives de quelques éléments [3]

<i>Radionucléide</i>	<i>Période radioactive (j)</i>
Co 58	1,02E+02
I 129	8,26E+09
I 131	1,15E+01
Cs 137	1,59E+04
Pu 238	4,61E+04

2.1.2 Les rayonnements ionisants

En se désintégrant, un noyau radioactif peut émettre différents types de rayonnements, essentiellement les rayonnements α , β ou γ .

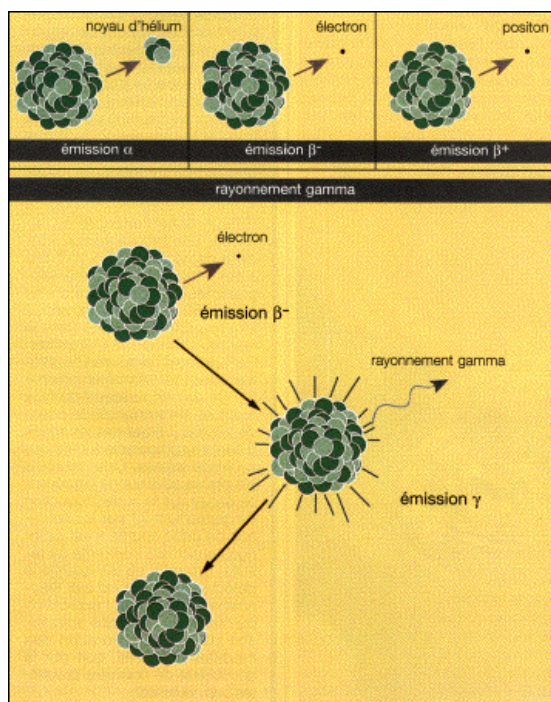


Figure 1 : Les différents types de rayonnements

Leurs caractéristiques sont résumées dans le tableau suivant.

Tableau 2 : Les différents types de rayonnements.

TYPE	CONSTITUTION	FACTEUR DE QUALITE	PENETRATION MATIERE
Alpha	Noyaux d'hélium (2 protons, 2 neutrons)	20	Très peu pénétrants (arrêtés par une feuille de papier)
Bêta	Electrons	1	Peu pénétrants (arrêtés par quelques mm de métal)
Gamma	Ondes électromagnétiques	1	Très pénétrants (arrêtés par le béton ou le plomb)

Les rayonnements γ sont presque toujours associés aux rayonnements α et β . Ils sont plus pénétrants car ce sont des ondes électromagnétiques de même nature que la lumière ou les ondes radio mais contenant plus d'énergie. Un diagramme masse-énergie est présenté en *annexe 1*.

Ces rayonnement sont dits *ionisants* car leur énergie est suffisante pour arracher un électron à un des atomes d'une structure moléculaire. C'est par le transfert de leur énergie qu'ils peuvent agir sur les organismes vivants [1].

2.1.3 Les unités en radioprotection

➤ Activité

L'unité qui mesure la radioactivité d'une substance est le **Becquerel** (Bq).

L'activité radioactive est telle qu'une radioactivité de 1 Bq correspond à la désintégration d'un noyau en une seconde au sein d'une matière radioactive.

On la calcule par la relation :

$$A = \frac{dN}{dt}$$

où dN est le nombre probable de transitions nucléaires spontanées avec émission d'un rayonnement ionisant à partir d'un état énergétique donné dans l'intervalle de temps dt. L'activité d'un matériau ou d'un organisme est souvent mesurée en Bq/kg ou Bq/l.

➤ **Dose**

Les rayonnements ionisants cèdent de l'énergie à la matière qu'ils traversent. Ce transfert d'énergie est appelé dose absorbée et s'exprime en **Gray** (Gy). Il mesure la quantité d'énergie absorbée par unité de masse de tissu :

$$D = \frac{dE}{dm}$$

où dE est l'énergie moyenne communiquée par le rayonnement ionisant à la matière dans un élément de volume, défini par sa masse dm.

➤ **Equivalent de dose**

Lorsque la matière traversée est un organisme vivant, la nocivité potentielle de la dose absorbée est appelée équivalent de dose et s'exprime en **Sievert** (Sv). Elle correspond au produit de la dose absorbée par un facteur de qualité radiologique.

Le dégât biologique subi par un tissu vivant irradié est souvent exprimé en Sv/h.

Tableau 3 : Synthèse des unités en radioprotection [4]

GRANDEUR	UNITE	CORRESPONDANCE
Activité	Becquerel (Bq)	1 Bq = 1 noyau qui se désintègre par seconde
Dose absorbée	Gray (Gy)	1 Gy = 1 joule/ kg de matière
Equivalent de dose	Sievert (Sy)	1 Sv = 1 Gy.w _r où w _r est le facteur de qualité (w _r =1 pour les rayonnements β et γ w _r =20 pour les rayonnements α)

2.2 Les effets sanitaires des rayonnements ionisants

2.2.1 Origine

Les rayonnements ionisants peuvent être émis par des sources extérieures à l'organisme ou peuvent être absorbés directement par l'organisme. Il est alors question respectivement d'exposition externe et d'exposition interne.

✓ **L'irradiation externe**

Elle résulte d'une exposition à un champ de rayonnements, dû essentiellement aux rayonnements cosmiques et/ou terrestres :

- *Rayons cosmiques* : 0.3 mSv/an au niveau de la mer et 0.6 mSv/an à 1500 m d'altitude
- *Rayons terrestres* : 0.3 mSv/an pour un terrain sédimentaire et 1.3 mSv/an pour un terrain granitique

En irradiation externe, il suffit de s'éloigner ou de se protéger de la source pour que l'irradiation cesse [1].

✓ **L'irradiation interne**

Elle résulte de la pénétration dans l'organisme de radioéléments par inhalation (gaz, poussière, aérosol...), par ingestion d'eau ou d'aliments contaminés, ou par voie cutanée (blessure ou voie transcutanée).

Les matières radioactives absorbées contaminent l'organisme pour une durée plus ou moins grande selon la substance.

En effet, dans un organisme vivant, une substance quelconque a un métabolisme propre et suit un cheminement variable suivant la voie d'introduction ; une partie peut se fixer dans l'organisme en des endroits divers et une autre peut être éliminée.

Dans l'organisme, la radioactivité tend à décroître avec le temps pour deux raisons :

- *physique* : désintégration en fonction de la période radioactive
- *biologique* : l'organisme élimine progressivement le radionucléide absorbé. On parle également de demi-vie biologique qui correspond à la période au terme de laquelle l'organisme aura éliminé la moitié de la substance absorbée.

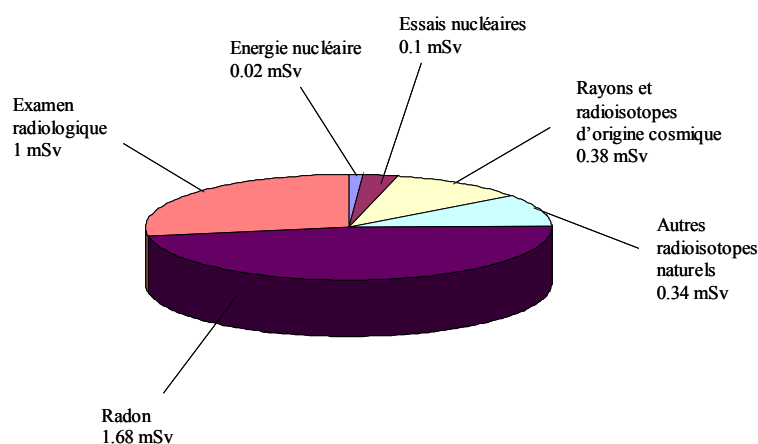


Figure 2 : Répartition des sources d'exposition de la population [5]

2.2.2 Mesures de l'irradiation individuelle

Afin de bien caractériser une irradiation individuelle, il est nécessaire de bien définir les parties du corps concernées et la dose reçue.

En effet, le corps peut recevoir une irradiation globale si elle s'étend à tout l'organisme. C'est notamment le cas des métaux alcalins (potassium, césium...) qui se distribuent dans tout l'organisme. L'irradiation peut également être partielle si les radionucléides se fixent sélectivement sur certains organes. Les organes susceptibles d'accumuler des radionucléides sont généralement la thyroïde, les poumons, l'estomac, les gonades, la peau...

Il convient dès lors de bien déterminer la dose reçue par chacun de ces organes, qui évalue l'effet d'une irradiation.

On distingue alors la dose absorbée de l'équivalent de dose.

✓ **Dose absorbée**

Le terme dose absorbée désigne la dose moyenne reçue par un tissu ou un organe, c'est à dire l'énergie communiquée à la matière par unité de masse.

La dose absorbée n'est pas utilisable directement en radioprotection car elle ne tient pas compte du fait que les effets biologiques du dépôt d'énergie dépendent de nombreux paramètres : la qualité du rayonnement (nature électromagnétique ou électriquement chargée), les caractéristiques du tissu dans lequel s'effectue le rayonnement, le débit de dose (prise en compte du facteur temps dans le dépôt d'énergie).

✓ **Equivalent de dose**

Pour caractériser l'ensemble des doses reçues par un individu, il est nécessaire d'utiliser des équivalents de dose qui prennent en compte les paramètres d'exposition. Des facteurs de pondération sont appliqués à la dose absorbée pour définir la dose équivalente.

- *La dose équivalente* ne se mesure pas directement ; elle se calcule en fonction du type de rayonnement pour tenir compte du fait que les effets biologiques varient en fonction d'un certain nombre de facteurs. Elle répond aux besoins de la radioprotection dans une certaine plage de dose.

La dose équivalente (Sv) est égale à la dose absorbée multipliée par le *facteur de qualité radiologique* w_r qui représente la nocivité du type de rayonnement. A énergie égale, les effets biologiques sont plus importants et destructeurs dans le cas des rayons α que des rayons β ou γ (cf tableau 3).

$$H = w_r \cdot D_r$$

où D_r est la moyenne pour l'organe ou le tissu considéré de la dose absorbée du rayonnement.

La dose équivalente totale est donnée par la formule : $H_T = \sum w_r \cdot D_r$

- *La dose équivalente engagée* correspond au débit de dose équivalente au tissu ou à l'organe T qui sera reçu par un individu pendant une durée déterminée (généralement vie entière). Elle est donnée par la relation : $H_T(\tau) = \int H_T(t) \cdot dt$

où $H_T(t)$ est le débit de dose équivalente à l'organe ou au tissu T au moment t et τ la période sur laquelle l'intégration est effectuée.

- *La dose efficace* s'adresse quant à elle au corps entier. Elle correspond à la somme de ces équivalents de dose, à un organe et pour chaque type de rayonnement, pondérée par un facteur correspondant au type de tissu considéré :

$$E = \sum w_T \cdot H_T$$

où w_T est le facteur de pondération tissulaire et H_T la dose équivalente totale pour le tissu ou l'organe T

- *La dose efficace engagée* est la dose efficace totale reçue tout au long d'une vie par suite de l'absorption d'un radionucléide. Elle correspond à la relation :

$$E(\tau) = \sum_T w_T \cdot H_T(\tau)$$

où τ désigne le nombre d'années sur lequel est faite l'intégration [4].

2.2.3 *Les effets sur l'homme des radiations ionisantes*

Il est nécessaire de distinguer deux types d'effets sur la santé suivant l'intensité de la dose reçue.

✓ **Les effets déterministes**

Les rayonnements ionisants interagissent avec les atomes et les molécules constitutives de cellules de la matière vivante et les transforment chimiquement. Si elle ne sont pas réparées par les cellules elle-mêmes, ces lésions peuvent aboutir à la destruction de la

cellule et à l'apparition d'effets sanitaires dès lors que le tissu ne peut plus assurer ses fonctions.

Ces effets non aléatoires apparaissent à de fortes doses et de façon précoce (quelques heures à quelques semaines). La gravité de ces effets est proportionnelle à la dose et il existe un seuil au-dessous duquel ils ne se produisent pas.

Tableau 4 : Effets biologiques des radiations ionisantes à fortes doses

Dose (mSv)	Effets
20 000	<i>Mort en quelques heures</i>
10 000	<i>Atteintes irréversibles du système nerveux</i>
6 000	<i>Atteintes du poumon</i>
4 000	<i>Dose létale 50, atteintes du tube digestif</i>
3 500	<i>Stérilité définitive</i>
3 000	<i>Epilation</i>
1 000	<i>Premiers symptômes : nausées, vomissements...</i>

Dans les conditions normales, la dose reçue par la radioactivité naturelle et une exposition normale à des activités réglementées est bien inférieure à ce seuil [6].

✓ **Les effets stochastiques**

Les cellules peuvent aussi réparer, mais de façon imparfaite ou erronée, les lésions provoquées par les rayonnements ionisants. Ainsi une lésion au niveau de l'ADN peut conduire à une mutation génétique, qui peut constituer elle-même une première étape vers la cancérisation.

En revanche dans le cas présent, l'apparition des effets cancérogènes n'est pas liée à un seuil de dose et donc seule une probabilité d'apparition peut être évoquée pour un individu donné. Ils sont appelés effets stochastiques ou aléatoires et il est généralement admis qu'il n'existe pas de seuil en deçà duquel ces effets seraient absents. Ils correspondent à des effets chroniques, c'est à dire que la gravité est indépendante de l'irradiation, qui n'est qu'un facteur déclenchant.

Les effets stochastiques liés à une exposition chronique concerneront donc essentiellement l'apparition de cancers et des effets génétiques.

L'apparition de cancers parmi une population irradiée est difficile à mettre en évidence en raison de la longue période d'induction entre le début de l'irradiation et l'apparition du cancer (de 5 à 30 ans) et de l'importance du taux d'incidence de cancers dans une population. On considère néanmoins que la probabilité d'apparition d'un cancer croît proportionnellement à la dose d'irradiation (courbe dose/réponse linéaire).

Les effets génétiques n'ont pu pour le moment être mis en évidence de façon indiscutable en raison notamment de la grande fréquence des anomalies génétiques au sein d'une population.

Les effets biologiques liés à une exposition chronique concerneront donc essentiellement les cancers. Les évaluations de risque de cancers sont exprimés en « excès de risque vie entière », calculés sur une période de 50 ans [4].

2.2.4 *Gestion du risque radiologique*

La CIPR (Commission Internationale de Protection Radiologique) a publié des recommandations visant à éviter les effets déterministes et à limiter l'incidence des effets stochastiques à des niveaux estimés acceptables. Elle considère donc comme fondamentale la prise en compte de toutes les sources (y compris naturelles), de tous les types d'exposition, de tous les dommages (y compris les cancers non mortels et les effets génétiques sur toutes les générations), afin d'aboutir à une gestion *globale* du risque radiologique.

La gestion du risque radiologique par la CIPR obéit également au « principe de précaution ». En effet, il n'a pu être démontré actuellement et avec certitude l'existence d'effets stochastiques à des niveaux d'exposition faibles (inférieures à 0,2 Sv selon l'UNSCEAR). L'hypothèse d'une relation linéaire sans seuil entre l'exposition et le nombre de décès par cancer a été adoptée par la CIPR au niveau international. Elle permet d'estimer les risques encourus lors d'une exposition aux faibles doses de rayonnements ionisants à partir d'une extrapolation des risques observés aux plus fortes doses. Ainsi il est reconnu que les rayonnements ionisants sont dangereux pour la santé quel que soit le niveau d'exposition [7].

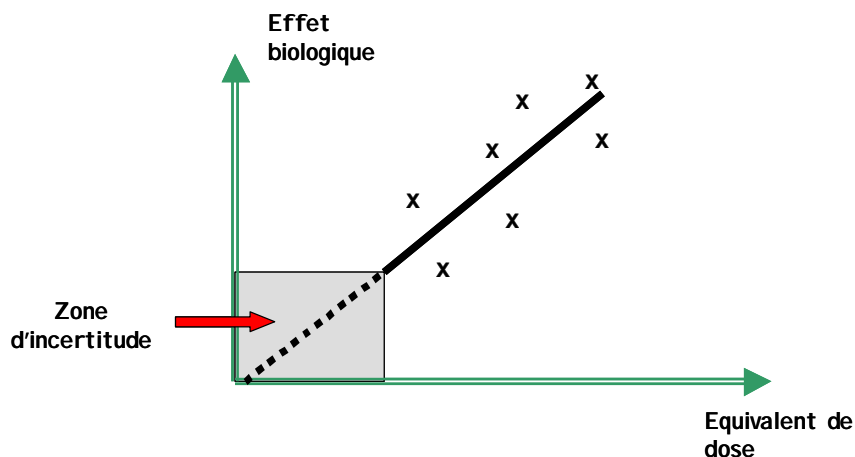


Figure 3 : Relation dose-réponse linéaire sans seuil

Cependant la légitimité de cette hypothèse reste controversée dans la communauté scientifique. En effet les enquêtes épidémiologiques mises en œuvre n'ont pu établir de conclusions convaincantes en raison du faible nombre de cas attendus (perte de puissance statistique) et de la longueur du délai d'apparition de la maladie. Dès lors en l'absence de données fiables, la communauté scientifique n'est pas unanime et certains estiment que les effets des faibles doses pourraient être supérieurs, d'autres évoquent la présence d'un seuil ou une relation quadratique.

On pourra donc conclure en rappelant que le choix du modèle d'extrapolation, qui peut être jugé trop « sécuritaire » a été appliqué en vertu du principe de précaution, eu égard aux incertitudes scientifiques.

Il faut également souligner que depuis 1990, la CIPR a choisi d'exprimer les doses par la dose efficace car elle permet la comparaison d'irradiations de natures différentes, tant en ce qui concerne la nature des rayonnements que le caractère global ou partiel des irradiations. Cependant ce n'est pas une grandeur mesurable et donc dans le cas des expositions externes, des grandeurs opérationnelles mesurables sont définies (équivalent de dose ambiant, équivalent de dose directionnel...), qui sont plus faciles à manier [4].

Dans le cas d'une contamination interne chronique, la dose efficace engagée est généralement utilisée. En effet, elle exprime l'intégration de l'ensemble de l'exposition jusqu'à l'élimination complète du radionucléide ou pendant « une vie entière ». Le calcul des doses efficaces engagées est effectué en utilisant les coefficients de dose de la directive EURATOM 96/29 publiés en France par l'arrêté du 1^{er} septembre 2003. Ces coefficients donnent, pour chaque radionucléide, la dose efficace engagée par unité d'activité incorporée exprimée en becquerels.

2.3 Risques potentiels des effluents de centrales nucléaires

Les centrales nucléaires sont réglementairement classées au sein des Installations Nucléaires de Base, définies par le décret n° 63-1228 du 11 décembre 1963. Elles sont ainsi réglementées et surveillées de façon spécifique en raison des risques d'exposition important aux rayonnements ionisants.

En 2003, 19 centrales nucléaires sont exploitées en France, toutes gérées par EDF. La répartition géographique de ces centrales est présentée en *annexe 2*.

En fonctionnement normal, l'exploitation d'un réacteur électronucléaire implique la génération d'isotopes stables radioactifs issus de la fission des noyaux du combustible (produits de fission), et de l'activation des différents matériaux de structure (produits d'activation). Les effluents atmosphériques et gazeux sont soumis à une réglementation générale et doivent généralement être traités (et dilués pour les effluents liquides) avant d'être rejetés.

Ainsi pour les cours d'eau ou la mer, des limites de radioactivité volumiques, pour l'ensemble des radionucléides autres que tritium, potassium 40 et radium, ont été définies pour limiter les rejets dans le milieu aquatique. De la même façon, une limite annuelle d'activité totale, hors tritium, potassium 40 et radium, a également été définie en fonction de la puissance du réacteur pour compléter la législation en vigueur.

Le même type de limitations est appliqué pour les rejets atmosphériques, qui sont scindés en deux catégories : les gaz rares d'un côté, et les halogènes et aérosols de l'autre [1].

Globalement les principaux radionucléides émis dans le milieu aquatique par les réacteurs à eau pressurisée en fonctionnement normal sont le tritium (^3H) et huit radionucléides émetteurs γ : ^{58}Co , ^{60}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{124}Sb , ^{131}I , ^{54}Mn , ^{134}Cs et ^{137}Cs . Néanmoins les rejets des centrales à eau pressurisée concernent principalement les ^{58}Co , ^{60}Co et $^{110\text{m}}\text{Ag}$. Cependant la composition des effluents est assez variable d'une centrale à l'autre.

Les effluents atmosphériques radioactifs sont rejetés dans l'environnement, après traitement des effluents gazeux hydrogénés et stockage durant trente jours au minimum. Ils sont composés essentiellement des ^{131}I , ^{133}I parmi les halogènes, des ^{58}Co , ^{60}Co ainsi que des ^{134}Cs , ^{137}Cs dans les aérosols, et les ^{41}Ar , ^{85}Kr , ^{88}Kr et ^{133}Xe et ^{135}Xe pour les gaz rares [8].

Un synoptique de l'origine des rejets d'une centrale nucléaire, ainsi que la nature des principaux rejets est détaillé en *annexe 3*.

D'après le « Suivi radioécologique de l'environnement terrestre, aquatique, continental et marin des centrales nucléaires françaises (spectrométrie gamma) » publié par l'IPSN pour l'année 2000 [8], la radioactivité naturelle est largement prépondérante et l'impact des centrales nucléaires sur l'environnement est limité. Dans le milieu terrestre environnant chaque centrale, seul le ^{137}Cs est détecté de manière significative. Bien que présent dans les rejets gazeux des installations nucléaires, il provient majoritairement des retombées atmosphériques consécutives à l'accident de Tchernobyl. L'influence du fonctionnement des installations nucléaires est toutefois visible dans le milieu aquatique où s'effectuent les rejets d'effluents liquides mais ces rejets sont bien en-dessous des normes réglementaires.

Ainsi les rejets des centrales nucléaires sont strictement contrôlés. En France cette vérification est le fait de l'exploitant, contrôlé par les autorités. Dans cette perspective EDF doit fournir aux autorités des études d'impact pour ses installations pour répondre à différents contextes, dont le renouvellement des autorisations de prélèvements et de rejets d'eau. Ces études d'impact doivent dès lors tenir compte d'un contexte réglementaire français et européen en pleine évolution et résumé dans le chapitre suivant.

3 CONTEXTE REGLEMENTAIRE

Les Installations Nucléaires de Base (INB) sont soumises à un cadre réglementaire très strict, principalement marqué par le décret n° 95-540 du 4 mai 1995, relatif aux rejets d'effluents liquides et gazeux et aux prélèvements d'eau des installations nucléaires de base ainsi que par les règles de radioprotection définies par la directive EURATOM 96/29 du 13 mai 1996, transposé en droit français notamment par le décret n° 2002-460 du 4 avril 2002 relatif à la protection générale des personnes contre les dangers des rayonnements ionisants.

Ces différents textes ont une incidence directe sur le contenu des études d'impact radiologique des INB.

3.1 Le volet sanitaire des études d'impact

Pour obtenir l'autorisation d'exploiter, une centrale nucléaire doit réaliser une étude d'impact et la présenter à l'Autorité de Sûreté Nucléaire (ASN), en charge de l'inspection de ces dossiers. Cette étude d'impact doit comprendre un volet sanitaire qui s'inscrit dans une démarche globale d'évaluation quantitative de risques sanitaires (EQRS), selon la circulaire 98-36 du 17 février 1998.

L'EQRS comporte habituellement 4 étapes :

- ✓ Identification des dangers
- ✓ Choix des valeurs toxicologiques de référence
- ✓ Evaluation de l'exposition des populations
- ✓ Caractérisation des risques sanitaires [9].

3.2 La réglementation des effluents des INB

Les autorisations de rejet d'effluents radioactifs des INB sont délivrées en application du décret n° 95-540 du 4 mai 1995 (modifié par le décret n° 2002-460 du 4 avril 2002), relatif aux rejets d'effluents liquides et gazeux et aux prélèvements d'eau des INB. Ces autorisations sont des arrêtés interministériels (ministres chargés de l'industrie, de l'environnement, de la santé) qui couvrent à la fois le domaine des prélèvements d'eau et celui des rejets d'effluents radioactifs et non radioactifs.

L'application du décret du 4 mai 1995 modifiée est précisée par deux textes de portée différente :

- La circulaire interministérielle du 20 mai 1998 relative à l'instruction des demandes d'autorisation dans le cadre du décret n° 95-540 du 4 mai 1995 relatif aux rejets d'effluents liquides et gazeux et aux prélèvements d'eau des installations nucléaires de base ;
- L'arrêté interministériel du 26 novembre 1999 fixant les prescriptions techniques générales relatives aux limites et aux modalités des prélèvements et des rejets soumis à autorisation, effectués par les installations nucléaires de base ; cet arrêté fait l'objet de commentaires pour son application, énoncés dans une circulaire interministérielle datée du 17 janvier 2002.

3.2.1 Incidence du décret du 4 mai 1995 modifié

Le principal article de ce décret susceptible d'avoir une incidence sur l'étude d'impact radiologique est l'article 8 [10].

Notamment, l'application de l'article 8.3. implique pour chaque installation de préciser les différents types d'effluents à traiter et leur origine respective, en expliquant leurs quantités, leurs compositions, ainsi que les modalités de traitement et de rejet.

Si plusieurs installations sont concernées par l'étude d'impact, ces différentes caractéristiques doivent être fournies pour chaque installation.

En outre les dispositions de l'article 8.4. conduisent l'exploitant d'une INB à présenter, dans son dossier de demande d'autorisation, un document d'incidence.

Ce document d'incidence doit indiquer les conséquences de l'opération sur la ressource en eau, le milieu aquatique, l'écoulement, ainsi que les incidences sur la qualité de l'air, les odeurs, la santé ou la sécurité publique, la production agricole et plus généralement sur toutes les composantes de l'environnement.

Il doit également évaluer les transferts de radionucléides par les différents vecteurs, notamment les chaînes alimentaires et les sédiments aquatiques (décret n° 2002-460) et estimer les doses auxquelles la population est soumise au niveau du groupe de référence. Toutefois, ce document est en pratique remplacé par une étude d'impact.

Enfin le dernier alinéa de l'article 8 prévoit que les dossiers portent sur l'ensemble des installations exploitées à proximité de l'installation principale et pouvant participer aux incidences sur les eaux, le milieu aquatique ou l'atmosphère.

En pratique cette disposition conduit à aborder l'impact dû aux installations implantées sur le même site de façon globale.

Les systèmes organisationnels, qui régissent les demandes d'autorisation sont présentés en *annexe 4*.

3.2.2 Incidence de la circulaire du 20 mai 1998

La circulaire du 20 mai 1998, prise en application du décret du 4 mai 1995, porte spécifiquement sur l'instruction des demandes d'autorisation dans le cadre de ce décret [11].

- ✓ Au chapitre I, il est demandé de placer dans une seule demande l'ensemble des opérations soumises à autorisation ou à déclaration devant être réalisées par le même exploitant sur un même site, afin de ne pas morceler le dossier et d'avoir une vision globale du dossier.
- ✓ Au chapitre III, il est stipulé que, dans, le cas d'une modification sur un site existant, le renouvellement d'une autorisation doit également contenir les informations portant sur l'ensemble du site, y compris sur des opérations déjà autorisées. Il s'agit d'évaluer l'incidence des opérations objets de la demande en relation avec le reste du site.
- ✓ Au chapitre III, il est également indiqué que le niveau de détail à fournir dans le dossier de demande d'autorisation doit permettre au service instructeur d'apprécier le projet et d'être en proportion avec l'importance de l'impact des rejets d'effluents.

3.2.3 Incidence de l'arrêté du 26 novembre 1999

Les articles 8 et 15 de l'arrêté du 26 novembre 1999 fixent des principes analogues, respectivement sur les effluents gazeux et sur les effluents liquides.

Ces articles mentionnent notamment que :

- ✓ les rejets radioactifs non contrôlés sont interdits ;
- ✓ les installations doivent être conçues, exploitées et entretenues de manière à limiter les émissions d'effluents dans l'environnement. Notamment les installations

doivent proscrire la production de déchets tels que leur élimination poserait davantage d'inconvénient ;

- ✓ les effluents doivent, dans la mesure du possible, être collectés à la source, canalisés et si besoin traités afin que les rejets correspondants soient maintenus aussi faibles que raisonnablement possible. Ce principe permet à l'exploitant de prendre en considération tous les facteurs (économiques, sécurité des procédés et des personnes, transferts de pollution...) pour déterminer la manière de gérer les effluents dans les limites raisonnables ;
- ✓ l'arrêté d'autorisation doit fixer des limites de rejets sur la base de l'emploi des meilleures technologies disponibles à un coût économiquement acceptable et des conditions particulières de l'environnement du site. Ceci correspond au principe ALARA (As Low As Reasonably Achievable).

En outre les articles 9 et 16 de l'arrêté du 26 novembre 1999 précisent les différentes catégories de radionucléides pour lesquelles une limite est fixée dans l'arrêté d'autorisation. Le dossier de demande d'autorisation doit donc fournir des informations complètes pour ces différentes catégories de radionucléides.

Egalement, les articles 14 et 22 traitent de la surveillance de la radioactivité dans l'environnement que doit assurer l'exploitant, notamment pour suivre l'impact radiologique réel des installations. La circulaire du 17 janvier 2002 énonce donc trois objectifs pour cette surveillance : *i)* assurer un suivi au plus près des rejets des effluents et de leur dispersion dans le milieu récepteur ; *ii)* surveiller le marquage éventuel de l'environnement ; *iii)* contribuer à l'estimation de l'impact dosimétrique des rejets sur l'homme, en complément des contrôles effectués par les pouvoirs publics.

Enfin sa circulaire d'application du 17 janvier 2002 précise également qu'il ne faut prendre en compte, dans l'estimation de l'impact radiologique des rejets d'une INB, que les effluents effectivement rejetés dans l'environnement de l'installation, à l'exclusion de ceux transportés et traités dans une installation d'un autre site [11].

3.2.4 Incidence de la Loi Cadre sur l'Eau

Cette loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 modifiée sur l'eau, inscrite dans le Livre II du titre 1^{er} du Code de l'environnement, est susceptible d'avoir une influence sur le contenu de l'étude d'impact radiologique.

Elle définit en particulier une liste de substances prioritaires, dont la concentration ne devra pas dépasser des normes de qualité environnementales qui restent encore à déterminer.

En outre les articles 3 et 5 de cette loi prévoient l'établissement respectivement de schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) et de schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE). Les premiers définissent, de manière générale et harmonisée, les objectifs de quantité et de qualité des eaux pour les bassins hydrographiques auxquels ils s'appliquent. Les seconds fixent notamment, le cas échéant de manière compatible avec le SDAGE qui les concerne, les objectifs généraux de protection quantitative et qualitative des ressources en eaux superficielles et souterraines.

Les décisions prises dans le domaine de l'eau doivent donc être compatibles avec les dispositions du SDAGE et du SAGE, notamment dans le cas des rejets d'effluents liquides d'une INB. Dès lors, s'agissant des rejets radioactifs liquides, le dossier de demande d'autorisation doit fournir la démonstration de la compatibilité avec le SDAGE et le SAGE, lorsque l'un de ces schémas prévoit des dispositions spécifiques sur la radioactivité présente dans le milieu aquatique [11].

3.3 La réglementation en radioprotection

3.3.1 Les instances de régulation

Au niveau international, l'organisme central de radioprotection est la CIPR. Elle se base sur la veille scientifique réalisée par l'UNSCEAR pour édifier des doctrines ou des applications pratiques qui serviront de recommandations aux réglementations nationales.

Dans le cas des Etats de l'Union européenne, les recommandations de la CIPR sont recueillies par la Commission européenne qui a le pouvoir de fixer des mesures légales communes à tous les Etats membres. Elle peut avoir recours soit à des règlements applicables directement par les Etats membres, soit à des directives qui imposent les résultats à atteindre. La directive nécessite une transposition dans la législation des Etats membres, ceux-ci ayant la liberté de choisir les modalités d'application de cette directive [12].

En France, l'instance chargée du contrôle de la sûreté nucléaire et de la radioprotection est l'Autorité de Sûreté Nucléaire (ASN). Elle est chargée notamment de définir les objectifs généraux de sûreté et de radioprotection, de vérifier la conformité des modalités proposées par les exploitants avec les objectifs définis et enfin de contrôler la mise en œuvre des dispositions.

3.3.2 Incidence de la directive EURATOM 96/29

La directive EURATOM 96/29 du 13 mai 1996, dite directive « normes de base », fixe les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements [13]. Elle abroge les directives antérieures (directive précédente de 1980) et impose une mise en vigueur dans les Etats membres avant le 13 mai 2000.

La directive EURATOM a pour base scientifique les recommandations de la CIPR 60 de 1990 formulées par un collège international d'experts en protection radiologique.

En France une mise à jour complète des dispositions législatives et réglementaires concernant la radioprotection contenues dans le code de la santé publique a été entreprise. La partie législative a été actualisée en 2001 par l'ordonnance n° 2001-270 du 28 mars 2001 qui a introduit dans les textes français, notamment le code de la santé publique, les dispositions législatives découlant de la directive. Les décrets d'application n° 2002-460 du 4 avril 2002 relatif à la protection générale des personnes contre les dangers des rayonnements ionisants, et n° 2003-461, relatif à certaines dispositions réglementaires du code de la santé publique, ont également été actualisés. L'architecture complète de la partie réglementaire française figure en *annexe 5*.

Cette directive renforce notamment les trois principes fondamentaux de la radioprotection que sont :

- *la justification* qui s'applique à toute nouvelle pratique en tenant compte du rapport avantage / détriment ;
- *l'optimisation* qui implique que les expositions soient maintenues au niveau le plus faible raisonnablement possible compte tenu des facteurs économiques et sociaux (principe ALARA) et qui introduit également la notion de contrainte de dose ;
- *la limitation* car les limites de dose préconisées ont été diminuées [14].

Cette directive contient une mesure capitale qui est l'abaissement du seuil limite d'exposition aux rayonnements ionisants. La somme des doses efficaces reçues par une personne du public du fait des différentes pratiques passe de 5mSv/an (directive précédente de 1980) à **1 mSv/an** (limite qui peut être moyennée sur 5 ans), au nom du principe de limitation des doses individuelles.

En outre une des nouveautés de la directive EURATOM 96/29 réside dans l'utilisation des définitions des grandeurs et unités (notamment la dose efficace à l'ensemble de l'organisme et la dose équivalente aux tissus et aux organes), ainsi que des valeurs de pondération radiologique et tissulaire qui figurent dans les recommandations de la CIPR.

Pour l'estimation de la dose efficace, il est fait usage des valeurs et corrélations définies par la directive. Les doses sont estimées de façon aussi réalistes que possible pour l'ensemble de la population et pour les groupes de référence, c'est à dire les groupes comprenant des individus dont l'exposition à une source est assez uniforme et représentative de celle des individus qui, parmi la population, sont particulièrement exposés à ladite source. Les doses évaluées comprennent notamment :

- les doses dues à l'irradiation externe avec indication, le cas échéant, de la qualité des rayonnements en cause
- l'incorporation de radionucléides avec indication de leur nature et au besoin de leur état physique et chimique et détermination des activités et des concentrations de ces radionucléides.

Les éléments intermédiaires du calcul de dose, résultant de l'incorporation de radionucléides, correspondent à des coefficients de dose incorporée par inhalation et par ingestion (Sv.Bq^{-1}) pour le public, et pour différentes tranches d'âge, ainsi que pour les travailleurs, avec différents paramètres correspondant aux conditions d'exposition considérées [4].

4 MATERIELS ET METHODES

4.1 Choix des polluants analysés

La présente étude vise essentiellement à déterminer les paramètres les plus sensibles, afin d'orienter les investigations expérimentales à mener sur les sites pour améliorer la prédiction du risque. A ce titre uniquement les isotopes les plus représentatifs des rejets des centrales ont été pris en compte dans ces analyses. Ces substances sont sélectionnées en fonction de :

- la quantité émise ;
- la spécificité de la substance au site ;
- son comportement dans l'environnement (mobilité, bioaccumulation dans la chaîne alimentaire...).

Les installations nucléaires de conception française émettent principalement dans leurs effluents liquides les radionucléides suivants : ^{58}Co , ^{60}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{54}Mn et ^{131}I .

Ces radionucléides feront donc l'objet de la plupart des analyses menées dans ce travail. Mais pour ce mémoire, nous nous concentrerons sur le ^{60}Co , le ^{137}Cs , ainsi que le strontium 90 (^{90}Sr), qui n'est que très peu présent dans les rejets des centrales, mais dont le comportement dans l'environnement est intéressant. Sa forte mobilité permet ainsi de réaliser des comparaisons avec des éléments moins mobiles, tels que le césium.

4.2 Présentation des modèles étudiés

La modélisation représente la synthèse, l'organisation et la formulation mathématique des connaissances sur un sujet donné. Elle aboutit à l'élaboration d'un modèle qui permet de reproduire un phénomène physique, chimique, biologique...

Un modèle est fondé sur la décomposition d'un problème complexe en éléments simples (modules) au sein d'une chaîne de causalité. Les phénomènes se produisant à l'intérieur d'un module sont décrits par des principes théoriques et/ou des résultats empiriques. Enfin un modèle comprend toujours des approximations et des hypothèses simplificatrices [15].

4.2.1 Modèles déterministes

Afin de déterminer des estimations des phénomènes rencontrés dans le milieu naturel, l'approche la plus commune consiste à choisir une « valeur de meilleure estimation », basée sur des comparaisons de données et un jugement technique. Ces hypothèses sont censées représenter une vision ni optimiste, ni pessimiste, mais réaliste. Elles peuvent également refléter une approche conservatrice.

Néanmoins, les références bibliographiques et le cheminement intellectuel, qui ont mené à ces valeurs de meilleure estimation, ne sont pas toujours explicitement renseignés. Ainsi le degré de confiance dans ces estimations, dont un décideur a besoin, n'est pas toujours disponible [16].

Les modèles déterministes sont donc plus prédisposés à fournir des ordres de grandeur dans les processus simulés qu'à décrire de façon réaliste le milieu environnemental.

Les modèles déterministes étudiés pour ce mémoire sont au nombre de trois :

✓ **BLIQID**

Le code de calcul BLIQID permet l'évaluation des conséquences radiologiques dues aux rejets liquides des réacteurs à eau pressurisée en fonctionnement normal. A partir des activités rejetées, le code calcule les activités et les doses reçues par la population par exposition externe et interne, ainsi que la dose efficace totale dans le cadre de la directive européenne EURATOM 96/29. Il peut être utilisé pour les dossiers de DARPE.

✓ **MIRRAGE**

De la même manière que BLIQID s'intéresse aux effluents liquides, MIRRAGE permet l'évaluation des conséquences radiologiques dues aux rejets atmosphériques en fonctionnement normal. Il est également utilisé pour les dossiers de DARPE.

✓ **ASTRAL**

Le code de calcul ASTRAL permet d'évaluer l'impact d'un accident nucléaire sur l'environnement et sur l'homme : exposition potentielle aux rayonnements des populations concernées, prévision de l'évolution de la situation et proposition de différents scénarios de crise. Le logiciel permet notamment d'effectuer des calculs prévisionnels à moyen terme, au cours de la phase dite « post-accidentelle ».

4.2.2 Modèles probabilistes

Les processus environnementaux sont souvent entachés d'incertitude. Ces incertitudes peuvent provenir de la variabilité du paramètre considéré (hétérogénéité dans le temps, l'espace ou la matrice), de son imprécision (connaissance numérique vague) ou de son incomplétude (mauvaises connaissances des processus).

Une approche plus robuste consiste donc à représenter les incertitudes dans les paramètres d'entrée en utilisant des distributions de probabilités ; ces distributions peuvent être déterminées de la même façon que pour le choix d'une valeur de meilleure estimation. Les résultats des simulations probabilistes comportent les ordres de grandeur possibles des paramètres de sortie du modèle, ainsi que la probabilité de les obtenir. Couplées à des analyses statistiques, ces méthodes probabilistes peuvent permettre de déterminer les paramètres d'entrée les plus influents dans le résultat final [16].

Le code de calcul OURSON :

La R&D d'EDF développe actuellement un code de calcul de ce type afin d'évaluer, de façon dynamique, les conséquences radiologiques des rejets liquides des réacteurs à eau pressurisée en fonctionnement normal dans les rivières. Le code calcule les différents transferts entre les compartiments de l'environnement, ainsi que les doses internes et externes reçues par les populations. Pour chaque paramètre d'entrée introduit dans le modèle, une fonction de densité de probabilité est proposée. OURSON peut effectuer des calculs déterministes (de meilleure estimation) ou probabilistes.

4.3 Comparaison des paramètres d'entrée

A ce stade du mémoire, il convient de préciser le distinguo entre paramètres et données d'entrée. On appelle plutôt paramètres les coefficients internes d'un modèle, dont la valeur est identique d'un scénario à l'autre, et données d'entrée les coefficients qui varient en fonction du scénario ; ces dernières correspondent plutôt aux données expérimentales du site.

4.3.1 Recensement des paramètres d'entrée

A partir des notes de principe disponibles, une familiarisation avec les équations et les paramètres utilisés dans chaque modèle a été nécessaire afin de bien maîtriser les processus dont ils rendent compte. Ensuite une synthèse des données issues de la revue des outils a été entreprise. Il faut, pour chaque modèle, recenser les compartiments environnementaux et les modes de transfert pris en compte.

Il est d'ailleurs indispensable de prendre en compte tous les compartiments envisagés (aquatique, terrestre, atmosphérique...) en raison des nombreuses interconnexions qui existent entre eux, et ce même si certains codes de calcul peuvent négliger l'un ou l'autre de ces compartiments.

Ensuite, pour chaque mode de transfert, une liste commune des paramètres d'entrée a été réalisée, recensant leur occurrence dans les modèles envisagés et reprenant soit la valeur de meilleure estimation (pour les modèles déterministes), soit la fonction de densité de probabilités (pour les approches probabilistes).

Des tableaux de synthèse ont ainsi été produits et dissocient, pour chaque compartiment, les paramètres liés aux radionucléides, ceux liés à la nature du site considéré, ceux liés au type de végétation et aux espèces animales présentes et ceux liés aux pratiques de l'homme.

Il est à noter qu'à ce stade de l'étude, il apparaît essentiel de traiter de façon spécifique les transferts de tritium et de carbone 14, dans la mesure où ceux-ci adoptent des comportements bien différents des autres radionucléides dans l'environnement.

Au cours de cette phase, des investigations sur les références bibliographiques utilisées dans les bases de données de paramètres des différents modèles ont également été menées. Il s'agit d'identifier les sources d'où sont extraites les valeurs préconisées et la manière dont elles ont été obtenues, afin d'obtenir des renseignements sur leur éventuel caractère conservatif.

Ce travail a conduit à l'élaboration d'une typologie des paramètres d'entrée, non présentée dans ce mémoire, et reprenant pour chaque paramètre les différentes valeurs, leur caractère (conservatif, meilleure estimation...) et les références bibliographiques dont ils proviennent.

4.3.2 Tests de la cohérence des paramètres

Il s'agit ici de tester des paramètres d'entrée qui caractérisent le même processus physique, bien qu'ils ne s'expriment pas de la même façon.

Par exemple, dans le milieu aquatique, BLIQID considère un flux apparent de sédimentation ($\text{kg.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$), alors que OURSON se base sur la vitesse de chute des particules (m.j^{-1}). Ces deux paramètres peuvent être facilement corrélés.

Dans cette perspective, des scénarios de rejets réalistes devront être définis en s'appuyant sur les valeurs constatées lors des rejets de routine des centrales nucléaires ou hypothétiques dans le cas d'accidents. Il faudra donc étudier le fonctionnement de différentes centrales nucléaires et déterminer des valeurs de rejets représentatives et pertinentes.

Puis, en traitant les données de sortie de chaque modèle et en appliquant un traitement mathématique adéquat, il devient possible de rendre ces paramètres d'entrée homogènes et de comparer leurs valeurs par défaut.

4.3.3 Comparaison des valeurs de sortie pour un scénario donné

Comme précédemment, ces comparaisons s'appuient sur des scénarios de rejets constatés et/ou définis à l'avance.

Deux types de comparaison peuvent être envisagés. Il peut s'agir dans un premier temps de comparer les valeurs de sortie, fournies par chaque modèle suivant des méthodes déterministes, à partir des mêmes données d'entrée. Ainsi, pour un processus

physique donné, on introduit les mêmes données d'entrée dans chaque modèle, on conserve les valeurs de paramètres d'entrée définies par défaut dans chaque modèle et on compare les valeurs des variables de sortie.

On pourra dès lors vérifier la cohérence des codes de calcul entre eux. Par la même, en mettant en parallèle les valeurs des variables de sortie avec celles des paramètres d'entrée, on pourra tirer des premières conclusions quant à l'influence de certains paramètres.

Un autre type de comparaison peut être effectué. Ces comparaisons peuvent consister à situer les valeurs de sortie, déterminées par les modèles déterministes, sur la fonction de densité de probabilité correspondante générée par OURSON.

Les paramètres d'entrée utilisés par les codes de calcul déterministes correspondent à leurs valeurs par défaut. Les paramètres d'entrée utilisés dans le code de calcul OURSON ont été générés par échantillonnage selon la méthode Monte Carlo. Une loi de probabilité a ensuite été affectée aux valeurs moyennes et maximales de sortie.

4.4 Analyses de sensibilité et d'incertitude

Afin de tester la fiabilité d'un modèle numérique, c'est à dire sa capacité à reproduire correctement un phénomène réel, il est nécessaire de vérifier sa robustesse, liée à la sensibilité du modèle aux variations des paramètres d'entrée. Dans ce cadre, deux types d'analyses doivent être considérés.

L'analyse de sensibilité consiste à identifier les paramètres ou les données d'entrée dont les variations influent le plus sur les résultats du modèle. Elle permet entre autre d'identifier les paramètres sur lesquels il faut intervenir en priorité afin de réduire l'incertitude du résultat du modèle. Elle s'inscrit dès lors dans une démarche de validation et d'amélioration des modèles.

L'analyse d'incertitude consiste à étudier l'impact sur le résultat du modèle des incertitudes existant sur les paramètres d'entrée. Son intérêt est immédiat car elle a pour but d'associer un intervalle de confiance aux résultats du modèle. Elle permet ainsi de quantifier en terme de biais et d'incertitude, sur le résultat du modèle, l'impact des incertitudes considérées sur les paramètres d'entrée.

Au cours de ce travail, ces analyses sont effectuées à l'aide du logiciel S-Plus. *L'annexe 6* présente de façon détaillée les méthodes statistiques utilisées au cours de ce mémoire.

4.4.1 Méthodes d'analyses de sensibilité

Il existe deux types d'approches pour mener une analyse de sensibilité. L'approche déterministe considère chaque paramètre individuellement, à partir de valeurs ponctuelles de ces paramètres. Les analyses des études de sensibilité reflètent alors le lien mathématique reliant les paramètres d'entrée à la sortie du modèle et le poids numérique de chaque paramètre sur le résultat final.

L'approche probabiliste prend elle en compte toutes les valeurs possibles prises par les paramètres. Elle repose sur un échantillonnage aléatoire des valeurs des paramètres d'entrée d'un modèle.

4.4.1.1 Méthodes déterministes

La plupart des méthodes d'analyse de sensibilité applicables aux modèles déterministes consiste à faire varier chaque paramètre un par un, en gardant les autres constants. Un indice de sensibilité est alors calculé, d'où est tiré un classement des paramètres sensibles.

Il s'agit par exemple de calculer la valeur de la variable de sortie en donnant à chaque paramètre sa valeur minimale puis sa valeur maximale. Un indice de sensibilité est alors défini et exprime la variation relative de la variable de sortie lorsqu'un paramètre passe de sa valeur minimale à sa valeur maximale.

Dès lors un indice de sensibilité peut être défini par la relation suivante :

$$IS = \left| \frac{D_{\max} - D_{\min}}{D_{\text{moy}}} \right|$$

où :

- D_{moy} : la variable de sortie moyenne calculée avec toutes les valeurs de meilleure estimation
- D_{\max} : la variable de sortie moyenne calculée à l'aide de la valeur maximale d'un des paramètres mis en jeu
- D_{\min} : la variable de sortie moyenne calculée à l'aide de la valeur minimale d'un des paramètres mis en jeu.

Plus cet indice est élevé et plus la sensibilité de ce paramètre est censée être élevée.

Cette méthode suppose toutefois la monotonie de l'influence d'un paramètre sur la variable de sortie, c'est à dire qu'à un extremum de la variable d'entrée correspond un extremum de la variable de sortie. Par ailleurs, cette méthode n'est valable que s'il n'y a pas d'interactions entre paramètres, ce qui est rarement le cas dans des modèles multi-milieux.

4.4.1.2 Méthodes probabilistes

Lors d'une approche probabiliste, les paramètres sont décrits par leur distribution de probabilité. Pour déterminer la contribution de chacun des paramètres d'entrée mis en jeu, il est nécessaire de faire varier tous les paramètres d'entrée simultanément. Pour cela, on effectue un échantillonnage, selon la méthode Monte Carlo : à chaque itération, le programme prélève un échantillon dans chaque distribution de probabilité en entrée. Cette méthode comprend plusieurs points successifs :

- i. Définir une distribution théorique (uniforme, normale...) pour chacune des variables d'entrée et paramètres internes du modèle
- ii. Définir les corrélations existant entre ces paramètres
- iii. Générer un échantillon de valeurs aléatoires correspondant à ces distributions et à ces corrélations
- iv. Faire calculer le modèle pour chacune de ces valeurs
- v. Analyser la distribution empirique des résultats du modèle

En réalité, la notion de sensibilité tient compte de l'amplitude de variation de chaque variable d'entrée. Elle peut se définir à partir de la décomposition linéaire (avec éventuellement des transformations préalables) de la réponse Y du modèle vis à vis des variables d'entrée X_i , sous la forme suivante :

$$Y = a_0 + \sum_i a_i X_i + \varepsilon$$

ou bien avec des interactions : $Y = a_0 + \sum_i a_i X_i + \sum_{ij} b_{ij} X_i X_j + \varepsilon$

ε correspond à l'erreur d'adéquation entre les points expérimentaux et la fonction linéaire. Elle est appelée résidu et doit être interprétée dans les analyses d'incertitude.

En utilisant cette décomposition permettant l'analyse de sensibilité, deux solutions sont présentées. On peut étudier les coefficients standardisés des régressions, on peut réaliser une analyse multi-régressions.

Au cours de ce mémoire, nous nous baserons sur l'analyse de régression. Le calcul des coefficients de régression permet d'obtenir une classification des paramètres entrés dans un modèle en fonction de leur sensibilité. Ainsi, si une variable est prépondérante en terme de sensibilité globale pour un code de calcul, cela peut être lié au fait :

- Qu'elle est prépondérante dans les équations du modèle numérique
- Que son intervalle de variation (incertitude) est important
- Qu'elle est corrélée à une autre variable prépondérante.

Ces approches ne sont directement applicables que si le code de calcul est linéaire, compte tenu d'interactions et de transformations log potentielles.

4.4.2 Méthodes d'analyses d'incertitude

La validité de l'analyse d'incertitude dépend de la représentativité des distributions et des amplitudes choisies pour les paramètres et les données d'entrée par rapport aux incertitudes existant réellement. Le problème est que, dans la nature, celles-ci sont la plupart du temps mal connues ou même inconnues.

Pour ce mémoire, l'approche d'analyse d'incertitude considérée est corrélée à des méthodes d'échantillonnages Monte Carlo. La validité de l'analyse d'incertitude dépend notamment de la taille de l'échantillon. Un grand nombre d'échantillons est nécessaire pour que les distributions empiriques (issues des tirages aléatoires) se rapprochent progressivement des distributions théoriques. Pour cela, nous avons choisi d'effectuer un grand nombre de runs par calculs (1000).

Les éléments de statistiques descriptives que nous allons donc étudier dans l'analyse d'incertitude consistent, d'une part, en la forme de la relation qui le relie à la variable de sortie et, d'autre part, en l'étendue de sa variabilité, au travers notamment des valeurs minimale (percentile 5), maximale (percentile 95), médiane, moyenne...

La forme de la distribution est évaluée à partir de l'analyse des histogrammes, classant les quantiles de sortie par ordre croissant, et par l'analyse des résidus de la régression. On appelle résidu la différence entre la valeur de la variable de sortie « expérimentale » et celle obtenue par le calcul grâce à la formule de régression. Ce dernier graphique permet de comparer les valeurs d'une variable par rapport aux quantiles correspondant d'une distribution théorique choisie. Les paramètres de la loi théorique sont estimés à partir de l'échantillon ; pour la loi normale, par exemple, il s'agit simplement de la moyenne et de l'écart type des données.

L'annexe 7 présente les principales lois statistiques rencontrées.

5 PRINCIPAUX RESULTATS

Comme ce projet est conséquent, la plupart des résultats ne sont pas encore disponibles au moment de la délivrance de ce mémoire. Nous avons ainsi choisi de présenter les résultats correspondant à l'analyse complète d'un compartiment, le milieu aquatique continental, puis des résultats permettant d'argumenter sur la pertinence de l'utilisation des méthodes probabilistes et dynamiques.

5.1 Analyse globale des modèles étudiés

5.1.1 Modèles et paramètres

Les modèles étudiés (OURSON, BLIQID, MIRRAGE, ASTRAL), bien qu'ayant leurs propres spécificités, sont tous basés sur le même principe. Ils analysent les transferts de radionucléides entre les différents compartiments environnementaux ainsi que l'exposition humaine. Ils fonctionnent donc en 2 phases :

- ✓ La modélisation du comportement dans l'environnement et des transferts, qui fournit les concentrations dans les différents compartiments, se base sur les paramètres physico-chimiques du radionucléide, ainsi que sur les paramètres du site et les données d'émission.
- ✓ La modélisation de l'exposition humaine aboutit à des valeurs de dose d'exposition et se base sur des facteurs humains d'exposition.

Ces paramètres peuvent être communs aux différents modèles ou spécifiques suivant les codes de calcul utilisés. Les valeurs prises par ces paramètres peuvent dépendre du radionucléide mis en jeu, d'autres du type de compartiment visé (légume feuille, herbe...) ou du site considéré... Dans le cas d'OURSON, certaines de ces valeurs peuvent être soit décrites par une valeur, soit par une fonction de densité de probabilité, soit chroniquées.

5.1.2 Compartiments environnementaux

Dans les différents modèles analysés, l'environnement est modélisé par différents compartiments. Suivant les objectifs visés par chacun des modèles, tous les compartiments ne sont pas forcément pris en compte. Ainsi, par exemple, MIRRAGE vise à évaluer les risques liés aux rejets chroniques atmosphériques gazeux et ne tiendra donc pas compte du milieu aquatique, contrairement à BLIQID.

Une synthèse des compartiments et voies de transfert de chaque modèle est présentée en *annexe 8*.

5.1.3 Voies et vecteurs d'exposition

De façon très schématique, nous avons représenté dans le tableau ci-dessous les différentes voies d'exposition prises en compte par les modèles étudiés. Ce tableau ne renseigne pas sur les différents vecteurs d'exposition, tels que les différents aliments renseignés par ces modèles, afin de rester synthétique et clair.

Chaque modèle s'intéresse à l'exposition interne par ingestion de divers aliments mais seul BLIQID ne calcule pas l'exposition interne par inhalation.

Enfin selon les objectifs d'utilisation de chacun, les vecteurs d'exposition externe seront différents d'un modèle à l'autre.

Tableau 5 : Voies d'exposition considérées par les différents modèles

BLIQID	MIRRAGE	OURSON	ASTRAL
Ingestion d'aliments contaminés	Ingestion d'aliments contaminés	Ingestion d'aliments contaminés Ingestion d'eau Ingestion de sols et sédiments	Ingestion d'aliments contaminés
	Inhalation	Inhalation	Inhalation
Exposition externe au sol Exposition externe sur les plages Exposition externe aux sédiments Exposition due à la baignade Exposition externe à l'utilisation d'engins maritimes contaminés	Exposition externe au sol Exposition externe au dépôt sur le sol Exposition externe au panache	Exposition externe au sol Exposition externe à la rivière	Exposition externe au sol

5.2 Synthèse du milieu aquatique continental

5.2.1 Modèles et compartiments pris en compte

Seuls 2 modèles prennent en compte spécifiquement le compartiment « Milieu Aquatique Continental » : *OURSON* et *BLIQID*.

Les compartiments et voies de transfert mis en jeu dans chacun des codes de calculs sont symbolisés par des matrices :

Eau de rivière	<i>Adsorption</i>		<i>Ingestion</i>
<i>Désorption</i>	Matières en Suspension	<i>Dépôt</i>	
	<i>Remise en suspension</i>	Sédiment	
<i>Élimination biologique</i>			Poisson

Figure 4a : Compartiments et voies de transfert considérés par OURSON

Eau de Rivière	<i>Adsorption</i>		<i>Ingestion</i>
	Matières en Suspension	<i>Dépôt</i>	
		Sédiment	
			Poisson

Figure 4b : Compartiments et voies de transfert considérés par BLIQID

Les compartiments mis en jeu sont les mêmes d'un modèle à l'autre mais *OURSON* considère que les transferts entre ces compartiments sont des processus dynamiques et réversibles, alors que *BLIQID* ne tient compte que d'une chaîne de transfert linéaire et à l'équilibre. Ceci peut s'expliquer par les objectifs des codes. *OURSON* est un outil d'expertise, visant à évaluer un impact de façon réaliste ; *BLIQID* est lui utilisé, par exemple, dans les dossiers de DARPE pour vérifier le respect d'une limite réglementaire.

5.2.2 Paramètres mis en jeu

Tableau 6 : Paramètres mis en jeu pour le compartiment aquatique continental

Symbole	Définition	Modèles	Valeurs numériques							
			⁵⁴ Mn	⁵⁸ Co	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	^{110m} Ag	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
$K_d (m^3.g^{-1})$	coefficient de distribution dans l'eau	OURSON	LN (0.02;70) VME : 1.18	LN (0.02;20) VME : 6.3.10 ⁻¹		LN (10 ⁻⁵ ;10 ⁻²) VME : 3.2.10 ⁻⁴	LN (0.05;0.5) VME : 3.10 ⁻¹	LU (10 ⁻⁵ ;3.10 ⁻³) VME : 1.73.10 ⁻⁴	LN (0.01 ;0.2) VME : 4.5.10 ⁻²	
		BLIQID	1.10 ⁻³	5.10 ⁻³		1.10 ⁻³	2.10 ⁻⁴	1.10 ⁻⁵	1.10 ⁻³	5.10 ⁻⁴
a	coefficients de calage de la relation MES/débit	OURSON	LN(2.05.10 ⁻³ ;4.10 ⁻³) VME : 2.90.10 ⁻³							
b	coefficients de calage de la relation MES/débit	OURSON	N(1.35;1.47) VME : 1.41							
$n_{Ma} (s.m^{-3})$	coefficient de friction de Manning	OURSON	N (0.02;0.07) VME : 4.5.10 ⁻²							
$\tau_d (Pa)$	tension de cisaillement critique de dépôt	OURSON	LT (0.05;0.3;0.4) VME : 0.3							
$W_c (m.j^{-1})$	vitesse de chute des particules	OURSON	LN (0.35;35) VME : 3.5							
$W (kg.m^2.an^{-1})$	flux apparent de sédimentation	BLIQID	2							
$t_{sed} (an)$	temps de séjour des sédiments	BLIQID	Vienne et Loire : 1 an (à déterminer pour les autres rivières)							
$\tau_r (Pa)$	tension de cisaillement critique de remise en suspension	OURSON	LT (0.1;4;4) VME : 4							
$e (g.m^{-2}.j^{-1})$	taux d'érosion	OURSON	LT (250; 10 ⁵ ; 10 ⁵) VME : 1.10 ⁵							
$\lambda_{bio,p} (j^{-1})$	constante d'élimination biologique du poisson	OURSON	LU(5.10 ⁻⁴ ;10 ⁻²) VME : 2.2.10 ⁻³	LU(5.10 ⁻³ ;5.10 ⁻²) VME : 1.6.10 ⁻²		LU (5.10 ⁻⁵ ;10 ⁻³) VME : 2.2.10 ⁻⁴	U(0 ;2.10 ⁻³) VME : 7.4.10 ⁻³	LU (5.10 ⁻⁴ ;10 ⁻²) VME : 2.23.10 ⁻³	LU (5.10 ⁻⁴ ;10 ⁻²) VME : 2.20.10 ⁻³	
$B_p (m^3 eau.kg^{-1})$	facteur de concentration poisson-rivière	OURSON	LU (10 ⁻² ;1) VME : 1.10 ⁻¹	LU(5.10 ⁻³ ;0.5) VME : 5.10 ⁻²		LU (10 ⁻³ ;1) VME : 3.2.10 ⁻²	LU(2.10 ⁻⁴ ;5.10 ⁻²) VME : 3.10 ⁻¹	LU (10 ⁻² ;1) VME : 1.10 ⁻¹	LU (10 ⁻² ;5) VME : 2.2.10 ⁻¹	
		BLIQID	0,5	0,3		0,06	0,01	0.04	2	0,1

N.B : N(loi normale), LN(loi log-normale), U (loi uniforme), LU (loi log-uniforme), LT (loi log-triangulaire), VME (valeur de meilleure estimation)
cf. annexe 7.

On constate la grande variabilité des paramètres d'entrée. Généralement les valeurs définies par BLIQID entrent dans l'intervalle de confiance fourni par OURSON. Un seul paramètre fait exception. Le coefficient de distribution dans l'eau (K_d) a des valeurs plus faibles que les valeurs les plus basses d'OURSON, provenant d'une recherche bibliographique.

5.2.3 Activité des sédiments de fond

5.2.3.1 Equations et paramètres mis en jeu

Dans le cas de BLIQID, l'activité surfacique des sédiments est donnée par la relation :

$$A_{sed} = A_{mes} \times \frac{W \times (1 - \exp^{-\lambda \times t_{sed}})}{\lambda} \quad (\text{Bq.m}^{-2})$$

où W : flux apparent de sédimentation ($\text{kg.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) et t_{sed} : temps de séjour des sédiments (an).

L'activité des MES est donnée par la relation : $A_{MES} = C_j \times K_d$

où C_j est l'activité totale de l'eau de rivière (Bq.l^{-1}) et K_d le coefficient de partage entre particulaire et dissous (l.kg^{-1}).

Dans le cas d'OURSON, trois cas de figure peuvent se présenter : déposition, remise en suspension ou « ni déposition, ni remise en suspension ». Mais dans tous les cas, l'activité surfacique des sédiments dérive du calcul de la concentration journalière moyenne en sédiments de fond. Cette concentration dépend elle-même de la valeur du paramètre « tension de cisaillement sur le fond » τ_j (Pa):

$$\tau_j = \rho \cdot g \cdot \frac{n_{MA}^2 \cdot D_j^2}{h^{7/3} \cdot l^2}$$

où ρ est la masse volumique de l'eau (g.m^{-3}), g l'accélération de la pesanteur (m.s^{-2}), n_{Ma} le coefficient de friction de Manning (s.m^{-3}), l la largeur de la rivière au point étudié (m), h la hauteur d'eau au point étudié (m) et D_j le débit au jour j ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$).

✓ **Option déposition : $\tau_j < \tau_d$**

Concentration journalière en sédiments de fond par déposition :

$$SF_j = SF_{j-1} + W_c \cdot MES_j \cdot \left(1 - \frac{\tau_j}{\tau_d}\right) \cdot (t_j - t_{j-1}) \quad (\text{g.m}^{-2})$$

Activité surfacique des sédiments par déposition :

$$A_{SF,j} = A_{SF,j-1} \cdot e^{-\lambda \cdot (t_j - t_{j-1})} + \frac{W_c}{\lambda} \cdot MES_j \cdot \left(1 - \frac{\tau_j}{\tau_d}\right) \cdot \left(\frac{K_d}{1 + K_d \cdot MES_j}\right) \cdot A_{riv,j} \cdot (1 - e^{-\lambda \cdot (t_j - t_{j-1})}) \quad (\text{Bq.m}^{-2})$$

où W_c est la vitesse de chute des particules (m.j^{-1}), MES la concentration en MES (g.m^{-3}) et τ_d la tension de cisaillement critique de dépôt (Pa)

et où la concentration en MES est donnée par la relation : $MES_j = a \cdot D_j^b$, avec D_j le débit au jour j ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$), a le 1^{er} paramètre de calage de la relation MES-Débit et b le 2^{ème} paramètre de calage de la relation MES-Débit.

✓ **Option resuspension : $\tau_j > \tau_r$**

Concentration journalière en sédiments de fond par remise en suspension :

$$SF_j = \max \left\{ 0; SF_{j-1} + e \cdot \left(1 - \frac{\tau_j}{\tau_r} \right) \cdot (t_j - t_{j-1}) \right\}$$

où e est le taux d'érosion ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$), τ_r la tension de cisaillement critique de remise en suspension (Pa).

Activité surfacique des sédiments par resuspension : $A_{SF,j} = A_{SF,j-1} \cdot SF_j$

✓ **Option ni déposition, ni resuspension : $\tau_d < \tau_j < \tau_r$**

Concentration journalière en sédiments de fond : $SF_j = SF_{j-1}$

Activité surfacique des sédiments : $A_{SF,j} = A_{SF,j-1}$

5.2.3.2 Vérification des paramètres de BLIQID

➤ **Vérification du flux apparent de sédimentation W**

Par analogie entre les expressions de BLIQID et de OURSON, le flux apparent de sédimentation ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$) peut être assimilé au produit de la vitesse de chute des particules par la concentration en MES :

$$W = W_c \times MES \times \left(1 - \frac{\tau_j}{\tau_d} \right) \times 365 \times 10^{-3}$$

Les concentrations journalières en sédiments de fond ont donc été calculées par OURSON à l'aide des valeurs de meilleure estimation de chaque paramètre. Les différences ($SF_j - SF_{j-1}$) ont ensuite été calculées. Les différences égales à 0 n'ont pas été conservées afin de ne prendre en compte que le dépôt de sédiments.

Dans le tableau suivant ont été reportées la valeur moyenne du flux, calculée à différentes stations, ainsi que la valeur maximale entre parenthèses :

Tableau 7 : Comparaison des valeurs de flux calculées par OURSON à la valeur de BLIQID.

	Valeurs W ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$)					
	Angers	Beaulieu	Blois	Montjean	Orléans	Tours
OURSON	1.01 (1.71)	0.00 (0.00)	0.51 (0.75)	1.63 (2.37)	0.00 (0.01)	0.00 (0.00)
BLIQID	2	2	2	2	2	2

Au vu des résultats, il apparaît que la valeur du flux de sédimentation est fortement dépendante des dimensions de la rivière. En effet celles-ci influencent le calcul de la tension de cisaillement sur le fond. Ainsi, aux stations où elles sont les plus petites, le dépôt de sédiment est très improbable car la vitesse d'écoulement est alors trop importante. *L'annexe 9* présente les principales dimensions hydrauliques mesurées à différentes stations sur la Loire.

La valeur introduite par BLIQID sur la Loire semble donc très conservatrice car elle est supérieure à la valeur moyenne maximale observée pour ces 6 stations.

En raison des spécificités des lieux il semble donc pertinent de prendre des valeurs locales, plutôt que des valeurs globales.

➤ **Vérification du temps de séjour des sédiments $t_{séd}$**

Dans OURSON, le temps de séjour des sédiments peut être assimilé à :

$$t_{séd} = \frac{\sum(SF_j - SF_{j-1}) \times (t_{rés} - t_j)}{SF_{rés}}$$

où : $t_{rés}$: date à laquelle le sédiment se remet en suspension

$SF_{rés}$: concentration en sédiment à la date de remise en suspension

Tableau 8 : Comparaison des valeurs de temps de séjour calculées à la valeur de BLIQID.

	Valeurs $t_{séd}$ (j)					
	Angers	Beaulieu	Blois	Montjean	Orléans	Tours
OURSON	83	0	84	79	13	0
BLIQID	365	365	365	365	365	365

BLIQID a fixé la valeur à 1 an pour la Loire mais il faut la déterminer pour chaque site. Cette valeur considère qu'au moins une fois par an le débit de la rivière est suffisamment important pour déplacer tous les sédiments.

La valeur moyenne calculée par OURSON est très variable et la valeur maximale observée est de 84 jours, ce qui suppose un déplacement des sédiments plusieurs fois par an. Compte tenu de l'importance des débits et des hauteurs d'eau mesurés le long de la Loire, il semble que cette éventualité soit plus réaliste. Le dépôt des particules est limité par ces facteurs et donc le temps de séjour des sédiments doit être relativement faible.

5.2.3.3 Comparaison des calculs par BLIQID ET OURSON

Les comparaisons consistent à situer la valeur de sortie (activité des sédiments de fond), déterminée par BLIQID sur la base de calculs déterministes, sur la PDF correspondante générée par OURSON. Les paramètres d'entrée utilisés par le code BLIQID correspondent à leurs valeurs par défaut et la valeur de concentration totale dans l'eau de rivière est la valeur moyenne de l'activité sur 6 ans.

Les paramètres d'entrée utilisés dans le code de calcul OURSON ont été générés par la méthode Monte Carlo. Une loi log-normale a ensuite été affectée aux valeurs moyennes et maximales de sortie, correspondant à l'activité dans les sédiments de fond.

Quelques résultats sont présentés dans les tableaux ci-dessous.

Tableau 9 : Localisation de la valeur de BLIQID sur la PDF calculée par OURSON.

		Co60 Angers		Cs 137 Blois	
		OURSON	BLIQID	OURSON	BLIQID
Valeurs moyennes	Min. 5%	0,00	3,10	0,00	0,26
	Max 95%	21,5		1,80	
Valeurs maximales	Min. 5%	0,00	-	0,00	-
	Max 95%	218		13,1	

Dans tous les cas étudiés, la valeur de BLIQID se situe dans l'intervalle de confiance des mesures menées par OURSON. Elle est majorante dans le cas du cobalt, puisqu'elle correspond au 75^{ème} percentile, et dans le cas du césium, puisqu'elle correspond au 78^{ème} percentile. Il semble donc que cet écart puisse provenir de la structure du modèle. En effet BLIQID ne tient pas compte des phénomènes de remise en suspension. Il convient également de noter que les exemples fournis concernent deux stations pour lesquels les conditions hydrauliques locales favorisent la sédimentation.

Pour la plupart des stations où la sédimentation est improbable, en raison de vitesses de courant trop élevées, le calcul réalisé par BLIQID apparaîtrait encore plus conservatif.

En outre un facteur 10 est trouvé entre les valeurs moyennes fournies par OURSON et les valeurs maximales, ce qui montre l'incertitude régnant sur ces paramètres. Cependant, il convient de replacer ce facteur dans le contexte de conduite de l'étude. En rejet continu, il est probable que l'influence ne soit pas déterminante dans la mesure où les doses finales restent beaucoup plus faibles que les valeurs réglementaires. En revanche, en situation accidentelle, un facteur d'une telle ampleur ne doit pas être négligé.

5.2.3.4 Analyses d'incertitude

Les études d'incertitude sont menées sur les variables de sortie calculées par le logiciel OURSON, à savoir les valeurs moyennes et maximales de l'activité surfacique des sédiments de fond. Ces études doivent être interprétées à partir du type de distribution et des valeurs des percentiles 5 et 95. Quelques résultats sont présentés dans les tableaux ci-dessous.

Tableau 10a : Etude d'incertitude pour l'activité du Co60 à la surface des sédiments de fond à Angers réalisée pour OURSON.

		5th percentile	50th percentile	95th percentile	ratio 95th/5th percentiles	distribution
Angers	moyen	5,15E-03	9,75E-01	2,84E+01	5,51E+03	Normale
	max	3,56E-01	1,86E+01	2,62E+02	7,38E+02	normale
Beaulieu	moyen	5,24E-03	5,18E-01	2,00E+01	3,82E+03	normale
	max	3,38E-01	8,99E+00	3,23E+02	9,55E+02	normale

Tableau 10b : Etude d'incertitude pour l'activité du Cs137 à la surface des sédiments de fond à Angers réalisée pour OURSON.

		5th percentile	50th percentile	95th percentile	ratio 95th/5th percentiles	distribution
Angers	moyen	3,37E-04	6,05E-02	2,72E+00	8,07E+03	normale
	max	2,11E-02	9,92E-01	1,89E+01	8,94E+02	normale
Beaulieu	moyen	2,95E-05	5,97E-03	1,71E-01	5,81E+03	normale
	max	3,16E-03	1,15E-01	2,23E+00	7,08E+02	normale

L'analyse des résidus montre que l'activité surfacique des sédiments a tendance à suivre une loi normale par rapport à la variabilité des paramètres d'entrée. En outre la variable de sortie calculée a 3 ordres de grandeur. Ces résultats justifient les recherches menées actuellement autour de la thématique de l'incertitude. Il est nécessaire de renseigner les bases de données de paramètres d'entrée afin d'identifier les sources d'incertitude et ainsi affiner les résultats issus des différentes modélisations.

5.2.3.5 Analyses de sensibilité

Les analyses de sensibilité sont basées sur des calculs de régression entre les variables d'entrée et les variables de sortie. La qualité de la régression est évaluée par la valeur du coefficient de corrélation (r^2) ainsi que par l'analyse des résidus.

Puis des analyses multi-régressions ont été menées afin de tester la sensibilité de chacun des paramètres et déterminer ainsi leur influence sur le résultat final.

Les résultats correspondant aux calculs de régression pour l'activité superficielle des sédiments en Co60 à Angers et Beaulieu sont présentés dans le tableau ci-dessous. Ces résultats ont été obtenus en ne conservant que les données correspondant à un dépôt de sédiment non nul.

Tableau 11 : Analyses de sensibilité menées sur les paramètres aquatiques de OURSON dans le cas du ⁶⁰Co.

	Multi-régression r ² sans interactions				Multi-régression r ² avec interactions			
	Angers		Beaulieu		Angers		Beaulieu	
	moy	max	moy	max	moy	max	moy	max
R2tot	0,8993	0,8883	0,8899	0,9195	0,9361	0,9263	0,9137	0,932
nM	0,5517	0,4113	0,5238	0,4250	0,5816	0,4431	0,5123	0,421
log,tauD	0,2764	0,2682	0,2275	0,2019	0,2976	0,2970	0,2331	0,229
log,Wc	0,1623	0,2624	0,1227	0,2177	0,1577	0,2582	0,1158	0,211
log,Kd	0,0524	0,0954	0,0961	0,1632	0,0528	0,0975	0,0949	0,164
log,tauR	0,0362	0,0006	0,0630	0,0026	0,0366	0,0007	0,0588	-
log,a	0,0018	0,0024	0,0002	0,0005	0,0014	0,0021	-	-
b	0,0007	0,0011	0,0040	0,0027	0,0016	0,0021	-	-
log,e	0,0003	0,0001	0,0022	0,0024	-	-	-	-

Concernant le dépôt des sédiments, les paramètres significatifs sont au nombre de quatre : le coefficient de friction de Manning, la tension de cisaillement critique de dépôt, la vitesse de chute des particules et le coefficient de partage entre particulaire et dissous.

Il est à noter que la tension de cisaillement critique de dépôt n'est pas le paramètre le plus important, même si sa valeur détermine la valeur limite où un dépôt est possible. Il convient également de souligner que le paramètre le plus sensible est le coefficient de friction de Manning alors qu'il présente une variabilité réduite (même ordre de grandeur), contrairement à la plupart des autres paramètres.

5.2.4 Activité des poissons

5.2.4.1 Equations et paramètres mis en jeu

Dans le cas de BLIQID, l'activité journalière des poissons est donnée par la relation :

$$A_{P,N} = F_{CP} \times C_j \text{ (Bq.kg}^{-1}\text{)}$$

où F_{CP} est le facteur de concentration poisson-rivière ($\text{m}^3 \text{ eau.kg}^{-1}$) et C_j l'activité totale dans la rivière (Bq.m^{-3}).

Dans le cas d'OURSON, l'activité journalière des poissons est évaluée à partir de la fraction dissoute des radionucléides présents dans l'eau de rivière :

✓ *Activité journalière de la phase dissoute de la rivière :*

$$A_{dis,j} = A_{riv,j} \times \left(\frac{1}{1 + Kd \times MES_j} \right) \text{ (Bq. m}^{-3}\text{)}$$

✓ *Activité journalière des poissons :*

$$A_{P,N} = A_{P,N-1} \times e^{-(\lambda + \lambda_{bio})\Delta t} + B_p \times A_{dis,n} \times (1 - e^{-(\lambda + \lambda_{bio})\Delta t}) \text{ (Bq.kg}^{-1}\text{)}$$

où Kd est le coefficient de partage dans l'eau ($\text{m}^3.\text{g}^{-1}$), λ_{bio} la constante d'élimination biologique de la radioactivité du poisson (j^{-1}) et B_p le facteur de concentration poisson-rivière ($\text{m}^3 \text{ eau.kg}^{-1}$).

5.2.4.2 Comparaison des calculs par BLIQID et OURSON

Les comparaisons ont été effectuées à partir de la valeur de sortie (activité dans les poissons), déterminée par BLIQID sur la base de calculs déterministes, et sur la PDF correspondante générée par OURSON. Les paramètres d'entrée utilisés par le code

BLIQID correspondent à leurs valeurs par défaut et la valeur de concentration totale dans l'eau de rivière est la valeur moyenne de l'activité sur 6 ans.

Les paramètres d'entrée utilisés dans le code de calcul OURSON ont été générés par la méthode Monte Carlo. Une loi log-normale a ensuite été affectée aux valeurs moyennes et maximales de sortie.

Quelques résultats sont présentés sur les graphiques ci-dessous.

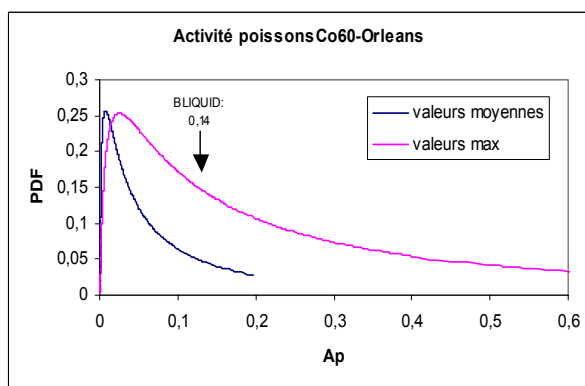


Figure 5a: Fonction de densité de probabilité de l'activité du ⁶⁰Co (Bq/kg) dans les poissons calculée à Orléans

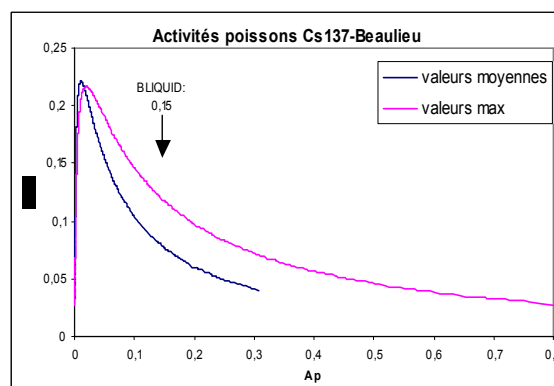


Figure 5b: Fonction de densité de probabilité de l'activité du ¹³⁷Cs (Bq/kg) dans les poissons calculée à Beaulieu

Tableau 12 : Localisation de la valeur de BLIQID sur la PDF de l'activité des poissons calculée par OURSON dans différentes situations.

		Co60 Orléans		Cs 137 Beaulieu	
		OURSON	BLIQID	OURSON	BLIQID
Valeurs moyennes	Min. 5%	0,0006		0,001	
	Mode	0,001	0,14	-	0,15
	Max 95%	0,086		0,191	
Valeurs maximales	Min. 5%	0,002		0,001	
	Mode	0,021	-	0,012	-
	Max 95%	0,306		0,371	

L'activité des poissons mesurée par BLIQID est largement supérieure aux valeurs moyennes mesurées par OURSON pour le Co60. Pour cet élément elle se situe plutôt dans la gamme haute des valeurs maximales mesurées par OURSON. En revanche, pour le Cs137, elle rentre dans l'intervalle de confiance des valeurs moyennes mesurées par OURSON (entre 0,001 et 0,191 Bq/kg).

Ces valeurs élevées s'expliquent par la non prise en compte par BLIQID de l'élimination biologique du radionucléide dans le poisson. En outre OURSON considère que la partie biodisponible pour le poissons est la fraction dissoute, alors que BLIQID ne distingue pas la fraction dissoute de la fraction particulaire. La valeur de BLIQID peut donc être considérée comme conservatrice et surestimée.

5.2.4.3 Analyses d'incertitude

La méthode employée est la même que celle utilisée pour le module « sédiments de fond », présentée dans la section précédente.

Tableau 13 : Analyse d'incertitude menée sur l'activité en ⁶⁰Co des poissons (Bq/kg).

		5th percentile	50th percentile	95th percentile	ratio 95th/5th percentiles	distribution
Angers	moyen	1,4E-04	2,5E-03	4,6E-02	3,2E+02	normale
	max	5,6E-04	9,7E-03	1,5E-01	2,7E+02	normale
Beaulieu	moyen	6,5E-04	9,4E-03	1,1E-01	1,7E+02	normale
	max	2,9E-03	4,3E-02	5,2E-01	1,8E+02	normale
Blois	moyen	4,6E-04	6,7E-03	7,7E-02	1,7E+02	normale
	max	1,5E-03	2,1E-02	2,5E-01	1,7E+02	normale
Orléans	moyen	5,9E-04	7,1E-03	8,6E-02	1,5E+02	normale
	max	1,8E-03	2,4E-02	2,5E-01	1,4E+02	normale

Une distribution normale a pu être attribuée aux valeurs de sortie calculées par OURSON. On constate là encore une certaine variabilité de l'activité des poissons simulée. Ceci peut certainement s'expliquer par le fait que le coefficient de transfert eau-poisson est renseigné à deux ordres de grandeur près. Or l'analyse de sensibilité, présentée ci-après et menée sur ces calculs, montre toute l'importance de ce paramètre dans ce calcul.

5.2.4.4 Analyses de sensibilité

Les analyses de sensibilité se sont basées sur des analyses multi-régressions, dont les résultats sont présentés ci-dessous.

Tableau 14 : Analyse de sensibilité menée sur les paramètres « poissons » de OURSON, dans le cas du ¹³⁷Cs.

	Angers		Beaulieu		Blois		Orleans	
	moy	max	moy	max	moy	Max	moy	max
R2tot	0,99813	0,99940	0,99832	0,99930	0,99834	0,99972	0,99848	0,99970
log,Bp	0,96816	0,93011	0,97997	0,94533	0,97159	0,93685	0,98103	0,94488
log,lambdabio	0,01046	0,04544	0,00996	0,04498	0,01199	0,04339	0,01107	0,05104
log,Kd	0,00892	0,00710	0,00275	0,00208	0,00304	0,00246	0,00252	0,00204
log,a	0,00051	0,00041	0,00013	0,00009	0,00013	0,00012	0,00022	0,00013
b	0,00048	0,00033	0,00017	0,00011	0,00016	0,00010	0,00016	0,00012

Ces résultats montrent qu'un paramètre est largement prépondérant. Il s'agit du facteur de transfert poissons-rivière. Deux paramètres sont également à prendre en considération, la constante d'élimination biologique et le coefficient de distribution dans l'eau. Ces résultats ne sont valables que pour les modélisations du Césium 137.

A l'inverse dans le cas du Cobalt 60, la constante d'élimination biologique n'est pas du tout sensible (résultats non présentés ici).

5.3 Comparaison des réponses concernant le compartiment végétal

5.3.1 Scenarii adoptés

Afin de réaliser l'évaluation de la voie d'exposition par ingestion de végétaux, différents scenarii ont été définis. Ils permettent de calculer l'activité des radionucléides dans les parties comestibles des végétaux au moment de leur récolte et de mesurer la contribution des deux transferts prédominants : transfert foliaire et transfert racinaire. L'activité de la zone de labour du sol a été également simulée dans la mesure où elle est à l'origine du transfert racinaire.

A partir de ces scenarii, des analyses du même type que celles du milieu aquatique continental ont été effectuées. Les équations intervenant dans ces transferts sont présentés en *annexe 10* et les paramètres en *annexe 11*. Différents types de végétaux peuvent être étudiés et notamment les légumes feuilles, les légumes racines, les légumes fruits, les céréales, le maïs (ensilage) et l'herbe. Au cours de ce chapitre, nous nous sommes concentrés sur les légumes feuilles (salade) et l'herbe, dans la mesure où cette dernière sert d'alimentation aux animaux qui constituent le prochain module analysé.

Les modèles analysés dans le cas présent sont : BLIQID, MIRRAGE, ASTRAL et OURSON.

Pour les trois types de simulations (activité de la zone de labour du sol, des parties comestibles des végétaux due au transfert foliaire, activité des parties comestibles des végétaux due au transfert racinaire), nous nous sommes basés sur un dépôt humide de 10 Bq/m² (valeur ne correspondant pas nécessairement à un scénario réaliste). Nous avons ensuite utilisé les valeurs de paramètres de chacun des modèles analysés, auxquels nous avons apporté de légères modifications :

- Pour l'étude spécifique du transfert foliaire, le transfert racinaire a été forcé à zéro (soit facteur de transfert racinaire égal à 0).
- Pour l'étude spécifique du transfert racinaire, le transfert foliaire a été forcé à zéro (soit coefficients d'interception foliaire égaux à 0).
- Pour l'étude spécifique de la dynamique dans le sol, les interactions avec les végétaux ont été forcés à zéro (soit, coefficients d'interception foliaire égaux à 0 et non prise en compte du facteur de transfert racinaire).

L'annexe 12 détaille ces scenarii.

5.3.2 Activité de la zone de labour du sol

Le tableau ci-dessous présente des résultats significatifs de la comparaison entre les différents modèles étudiés.

Tableau 15 : Activité de la zone de labour du sol sur lequel est cultivée l'herbe (Bq/kg). Dépôt 1 jour avant la date de récolte.

	BLIQID	ASTRAL	OURSON		
			VME	Probabiliste	
Cs137	9,35E-03	3,57E-02	9,58E-03	4,16E-03	Min 5%
				4,1E-03	Mode
				1,27E-02	Max 95%

On constate que la valeur fournie par le modèle ASTRAL est bien supérieure à l'intervalle de confiance délivré par l'étude d'incertitude menée sur OURSON. Ces différences peuvent être liées au fait que OURSON ne considère que la partie dissoute des radionucléides, alors qu'ASTRAL ne fait pas de distinguo entre particulaire et dissous.

Il se peut également qu'ASTRAL soit très majorant en sa qualité d'outil de crise. Sa constante de décroissance dans le sol semble faible ($1,14 \cdot 10^{-6} \text{ j}^{-1}$) et provient d'une modélisation mathématique générique.

Par ailleurs, BLIQID fournit une valeur qui figure dans la partie haute de l'intervalle de confiance fourni par OURSON.

5.3.3 Activité des parties comestibles des végétaux

5.3.3.1 Contribution du transfert foliaire

Au cours de cette section, plusieurs comparaisons ont été effectuées. Il nous a semblé pertinent de mesurer l'influence du délai entre la date de dépôt et la date de calcul de l'activité. En effet sur les quatre modèles analysés, seuls deux (ASTRAL et OURSON) prennent en compte ce facteur.

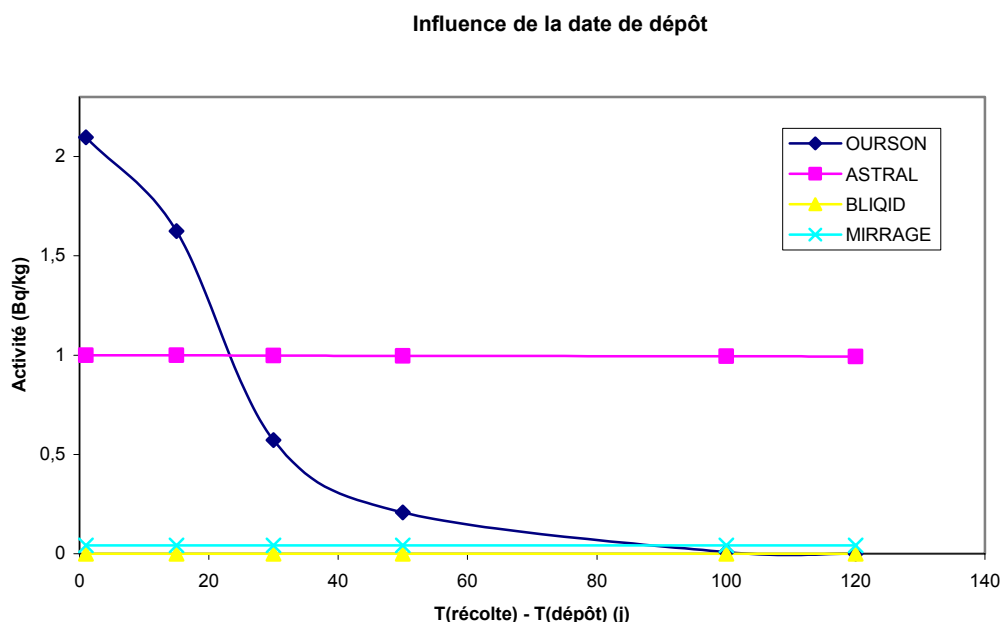


Figure 6 : Influence de la date de dépôt sur l'activité en ¹³⁷Cs des légumes feuilles, à la date de récolte, à Angers et calculée par OURSON.

Ce graphique présente l'influence de la date de dépôt sur l'activité des légumes feuilles à la date de récolte. On constate que cette influence est uniquement significative dans le cas d'OURSON. L'activité calculée prend la valeur de 2,1 Bq/kg si le dépôt a lieu la veille de la récolte et $1,62 \cdot 10^{-4}$ Bq/kg si le dépôt a lieu 3 mois avant la récolte. En réalité, il semble que le phénomène de décroissance radioactive à la surface des végétaux n'ait du poids que dans OURSON.

Concernant ASTRAL, l'influence de la date de dépôt est minime. Dans le cas des légumes feuilles, seules les décroissances radiologiques, classique et par lessivage des feuilles, sont considérées. En revanche, pour d'autres végétaux (maïs, céréales), le facteur de transfert par dépôt humide est variable en fonction du temps, ce qui entraîne des variations plus importantes sur l'activité résultante.

Ces résultats soulignent les insuffisances de BLIQID ET MIRRAGE. Néanmoins on peut nuancer ce propos, dans la mesure où ces modèles sont des outils de routine, et donc à pas de temps journalier ; ils considèrent plutôt des rejets journaliers que ponctuels.

Il convient par ailleurs de noter que l'étude d'incertitude effectuée par OURSON fournit une variabilité restreinte (résultats non présentés) : la différence entre la valeur maximale et la valeur minimale est limitée. Ce point semble montrer que les processus de transferts foliaires sont considérés bien renseignés par les concepteurs d'OURSON.

Une autre comparaison a été effectuée et des résultats sont présentés dans le tableau 16. Il s'agissait de comparer l'influence des paramètres propres au végétal, afin de savoir s'il était pertinent de poursuivre les recherches sur ces paramètres ou s'il était suffisant de considérer des paramètres globaux.

Tableau 16 : Influence du type de végétal. Activité en Cs137 des parties comestibles de végétaux en Bq/kg due au transfert foliaire. Dépôt 1 jour avant la date de récolte.

	BLIQID	MIRRAGE	ASTRAL	OURSON
Salade	4,29E-04	4,20E-02	1,00E+00	3,84E-01
Herbe	7,56E-04	4,20E-02	1,50E+00	1,17E+01

Il est important de souligner qu'ASTRAL et OURSON ont choisi de ne pas utiliser les mêmes équations d'un végétal à l'autre, pour tenir compte de leurs spécificités. Au contraire, BLIQID et MIRRAGE emploient des modèles génériques et les variations observées sont seulement dues aux différences entre les paramètres végétaux.

Les seules différences significatives sont dès lors à mettre à l'ordre d'OURSON. Deux ordres de grandeur sont constatés entre les activités des légumes feuilles et celles de l'herbe. En réalité, OURSON ne tient compte que de la fraction dissoute pénétrant dans les légumes feuilles, alors qu'il tient également compte de la fraction particulaire dans le cas de l'herbe ; l'herbe est en effet ingérée par les animaux sans lavage.

Il apparaît donc nécessaire d'améliorer les connaissances sur les bases de données de paramètres, en tenant compte des spécificités de chaque type de végétal.

5.3.3.2 Contribution du transfert racinaire

Les valeurs de sortie fournies par les modèles pour évaluer le transfert racinaire ont été calculées selon le scénario prédéfini. Les résultats concernant l'activité en Cs137 des parties comestibles de l'herbe sont donnés dans le tableau 17 suivant.

Il est remarquable de noter qu'ASTRAL et BLIQID fournissent cette fois les valeurs les plus faibles. Il est surprenant que BLIQID ne fournisse pas la valeur la plus élevée car il applique en effet un simple coefficient de transfert racinaire à la valeur d'activité dans le sol ; les deux autres modèles considèrent eux des phénomènes de décroissance.

De la même façon, ASTRAL considère un transfert racinaire « indirect », dans la mesure où il représente le seul modèle à ne pas tenir compte de l'activité présente dans le sol. Il prend en compte un facteur de transfert indirect, fonction du type de sol, du radionucléide et du produit végétal considérés. Il est donc probable que cela influe sur la valeur de sortie.

Il est remarquable également que ces valeurs rentrent dans l'intervalle de confiance fourni par OURSON dans le cas du césium, alors qu'elles lui sont inférieures dans le cas du strontium.

Tableau 17 : Activité des parties comestibles de l'herbe (Bq/kg) due au transfert racinaire. Dépôt 1 jour avant la date de récolte.

	BLIQID	ASTRAL	OURSON		
			<i>VME</i>	<i>Probabiliste</i>	
Cs137	2,43E-04	7,00E-04	2,95E-03	4,38E-05	Min 5%
				3,9E-04	Mode
				9,62E-03	Max 95%
Sr90	2,03E-03	7,00E-03	1,35E-01	1,61E-02	Min 5%
				1,3E-01	Mode
				2,12E-01	Max 95%

Dans le cas du césium 137, l'analyse d'incertitude fournit une variabilité élevée ; le ratio entre la valeur maximale est d'environ 200, soit dix fois plus élevé que dans le cas du strontium, comme cela est représenté sur les graphiques suivants :

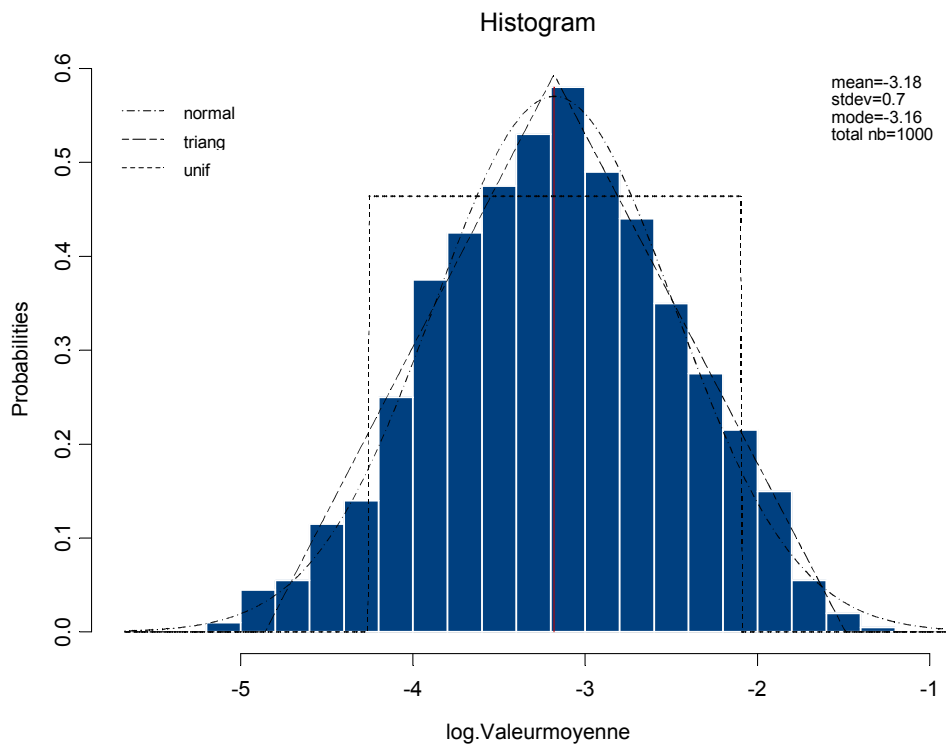


Figure 7a : Fonction de distribution de probabilités de l'activité en Cs137 des parties comestibles de l'herbe due au transfert racinaire.

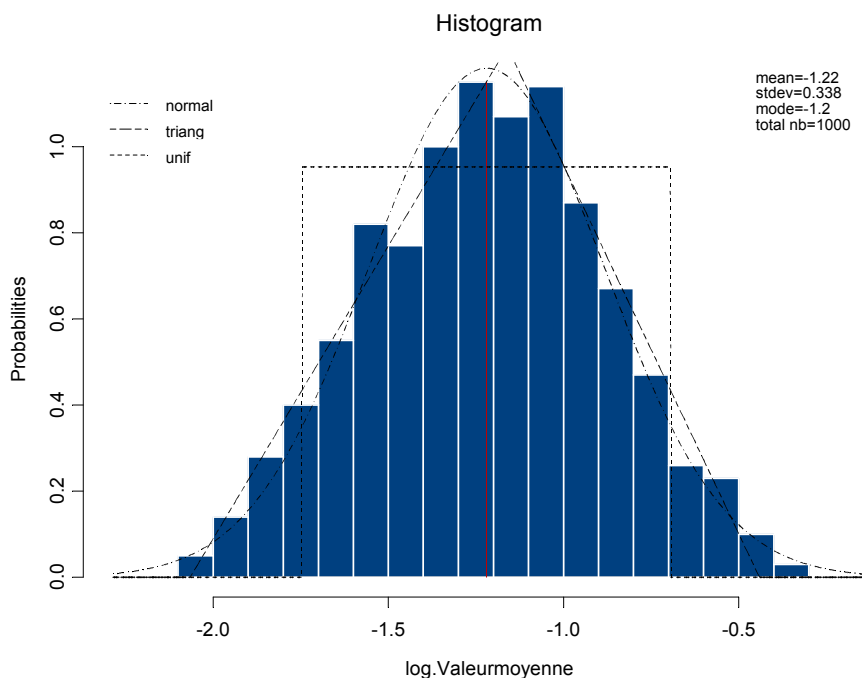


Figure 7b : Fonction de distribution de probabilités de l'activité en Sr90 des parties comestibles de l'herbe due au transfert racinaire.

Si on compare en détails ces résultats, on constate que, dans les deux cas, la distribution semble normale, ce qui est confirmé par les analyses des résidus. Cependant

l'analyse des histogrammes confirme la variabilité plus élevée dans le cas du Cs137 : l'écart sur la valeur moyenne de sortie est d'environ 4 unités logarithmiques dans le cas du Cs137 et de 1.5 unités logarithmiques dans le cas du Sr90.

Cette variabilité plus élevée peut être expliquée par l'incertitude plus élevée concernant le facteur de transfert sol-plante du Cs137, comparativement à celui du Sr90. L'étude de sensibilité pourra confirmer l'influence éventuelle de ce paramètre.

5.3.4 Variables prépondérantes du compartiment « végétal »

Les analyses de sensibilité menées à l'aide d'OURSON pour le compartiment végétal ont, d'une manière générale, confirmé l'importance des paramètres qui semblaient sensibles a priori.

➤ Transfert foliaire

Tableau 18 : Analyses de sensibilité menées sur les paramètres du transfert foliaire de OURSON.

ORDRE	HERBE SR 90		LEGUME FEUILLE SR 90		LEGUME FEUILLE CS 137	
	var X	R ²	var X	R ²	var X	R ²
0	R ² tot	0.9864595	R ² tot	0.9943465	R ² tot	0.9917765
1	log.λw	0.7711303	λw	0.7559180	λw	0.4567251
2	log.mud	0.2026712	log.mud	0.0609288	log.Kd	0.4005852
3	Brecherbe	0.0287197	log.Kd	0.0495594	log.mud	0.0430712
4	log.mup	0.0007855	Brec.legfeuille	0.0030560	b	0.0315731
5	log.Kd	0.0001277	hlab	0.0000245	log.a	0.0190648
6	rhosol	0.0000411	b	0.0000194	Breclegfeuille	0.0019193

Les analyses de sensibilité menées mettent en évidence la prédominance de la constante de perte par action du climat à la surface des feuilles (λ_w). Ce paramètre est largement majoritaire pour le strontium et un peu moins pour le césium. Dans le cas du césium, un autre facteur est aussi important, il s'agit du coefficient de distribution dans l'eau d'irrigation (K_d). Ce coefficient apparaît également, mais avec une moindre importance, pour le strontium. Le Sr est plus mobile que le Cs, comme le montrent les valeurs de K_d .

Un troisième paramètre est aussi à prendre en compte. Il s'agit du coefficient d'interception foliaire de la phase dissoute (μ^d). Il est à noter qu'il ne soit pas placé au premier rang mais la constante de perte par action du climat sur les feuilles semble plus conditionner l'activité radioactive des végétaux. Il est également intéressant de constater que ces deux paramètres ont une variabilité réduite, ce qui témoigne de leur prépondérance dans le modèle.

Enfin il semble que le type de végétal n'ait pas une grande influence sur l'ordre d'importance des paramètres.

➤ Sol

Dans le cas de la zone de labour du sol sur lequel est cultivée l'herbe, une étude de sensibilité a été menée de la même façon que pour le transfert foliaire.

Tableau 19 : Analyse de sensibilité menée sur les paramètres de OURSON correspondant à la zone de labour du sol sur lequel est cultivée l'herbe.

ORDRE	SR 90		CS 137	
	var X	R ²	var X	R ²
0	R ² tot	0.8382	R ² tot	0.981377
1	log.Kdsol	0.3679	log.Kdsol	0.792265
2	tetacc	0.2668	log.Kd	0.133211
3	log.rhosol	0.0991	b	0.010301
4	log.Kd	0.0325	log.a	0.007029
5	hsol	0.0205	tetacc	0.000921

Concernant l'activité de la zone de labour du sol, il paraît en revanche logique que le paramètre prédominant soit le coefficient de distribution dans le sol (Kd_{sol}). Il est, pour les mêmes raisons qu'évoquées ci-dessus, plus important dans le cas du césium que dans le cas du strontium.

Il est en revanche à noter que les autres paramètres spécifiques au sol ne soient pas aussi bien placés (la densité apparente du sol (ρ) n'apparaît qu'en 3^{ème} position, la profondeur de sol (h_{sol}) en 5^{ème}) dans le cas du strontium, et soient moins influents que les paramètres de la rivière dans le cas du césium. Leur faible variabilité semble les pénaliser.

En revanche, le taux d'humidité à la capacité du champ (θ_{cc}) est influent pour les deux types de radionucléides car il intervient en amont des calculs pour la détermination des réserves en eau du sol.

➤ *Transfert racinaire*

Dans le cas du transfert racinaire concernant l'herbe, une étude de sensibilité a été menée de la même façon que pour le transfert foliaire.

Tableau 20 : Analyse de sensibilité menée sur les paramètres de OURSON correspondant au transfert sol-herbe.

ORDRE	CS 137		SR 90	
	var X	R ²	var X	R ²
0	R ² tot	0.99262	R ² tot	0.98201
1	log.Bv	0.74301	log.Bv	0.82130
2	log.Kdsol	0.14851	hlab	0.05335
3	log.Kd	0.06712	rhosol	0.03791
4	b	0.00580	log.Kdsol	0.02935
5	log.a	0.00364	log.Kd	0.00417

Le paramètre prédominant pour l'estimation de l'influence du transfert racinaire sur l'activité des parties comestibles de l'herbe est sans surprise le facteur de transfert sol/plante (Bv). Cette variable est à la fois prépondérante dans les équations régissant le transfert racinaire mais possède également un intervalle de variation important. Dans le cas du Cs137 et du transfert sol-herbe, l'ordre de grandeur de cette variable est de 1000.

D'autre part, les autres paramètres ayant une influence sur ce transfert varient en fonction du radionucléide. Dans le cas du Sr90, ce sont les paramètres du sol (la hauteur de la zone de labour h_{sol} , la densité apparente ρ et le coefficient de distribution Kd_{sol}) qui sortent de l'analyse de sensibilité. Ces paramètres étaient également prédominants lors du calcul de l'activité en Sr90 de la zone de labour du sol. Les résultats sont donc sensiblement cohérents entre ces deux analyses de sensibilité.

De la même façon, il est toujours surprenant de voir l'importance des paramètres aquatiques dans le cas du transfert sol-herbe du Cs137. Mais là encore les résultats sont cohérents avec ceux issus de l'analyse de sensibilité menée sur l'activité en Cs137 de la

zone de labour du sol. A priori il semble que la faible variabilité de ces paramètres semble les pénaliser dans ce cas précis.

5.4 Comparaison des méthodes d'analyse de sensibilité

Un indice de sensibilité a été défini par la relation suivante :
$$IS = \frac{D_{\max} - D_{\min}}{D_{\text{moy}}}$$

où D_{moy} est la variable de sortie moyenne calculée avec toutes les valeurs de meilleure estimation fournies par OURSON, D_{\max} la variable de sortie moyenne calculée à l'aide de la valeur maximale d'un des paramètres mis en jeu, D_{\min} la variable de sortie moyenne calculée à l'aide de la valeur minimale d'un des paramètres mis en jeu.

Les calculs sont effectués à partir des valeurs de meilleure estimation fournies par OURSON, ce qui fixe le D_{moy} . Puis d'autres modélisations sont lancées en prenant pour chaque paramètre d'entrée sa valeur minimale puis sa valeur maximale. Les valeurs D_{\min} et D_{\max} calculées correspondent à la moyenne des valeurs de sortie obtenues dans chacun des cas. Les résultats correspondant au compartiment « Activités superficielle des sédiments de fond » sont donnés dans le tableau suivant :

Tableau 21 : Analyse de sensibilité menée sur les paramètres aquatiques du Co60 à Angers par une méthode déterministe.

Ordre	Dmin	Dmax	IS
Wc	1,54E+00	1,49E+02	9,53E+00
nMa	7,76E+01	1,60E+00	4,92E+00
tau d	0,00E+00	2,25E+01	1,45E+00
Kd	1,32E+00	2,35E+01	1,44E+00
tau r	8,12E+00	1,54E+01	4,74E-01
a	1,35E+01	1,71E+01	2,35E-01
b	1,38E+01	1,70E+01	2,06E-01
e	1,50E+01	1,54E+01	3,04E-02

Ces résultats peuvent être comparés à ceux de l'analyse multi-factorielle effectuée à l'aide du logiciel S-PLUS.

Tableau 22 : Comparaison des méthodes d'analyses de sensibilité.

Ordre	Indice de sensibilité simple	Paramètres	Indice de sensibilité multi-R ²	Ordre
1	9,53	Wc	0,1577	3
2	4,92	nMa	0,5816	1
3	1,45	tau d	0,2976	2
4	1,44	Kd	0,0528	4
5	0,474	tau r	0,0366	5
6	0,235	a	0,0014	7
7	0,206	b	0,0016	6
8	0,0304	e	-	8

On constate une bonne adéquation entre les deux indices de sensibilité. La seule différence notable concerne la vitesse de chute des particules (W_c) qui est affectée du 1^{er} rang dans l'analyse de sensibilité simple et du 3^{ème} rang dans l'analyse de sensibilité multi-factorielle. Globalement, cette analyse permet de sélectionner de façon équivalente les paramètres significatifs.

De la même façon, cette comparaison a été menée pour le compartiment « *Activité des poissons* ». Les résultats correspondant sont présentés dans les tableaux ci-dessous :

Tableau 23a : Indice de sensibilité simple pour l'activité en Co60 des poissons à Angers.

Ordre	Dmin	Dmax	IS
Bp	3,02E-04	3,02E-02	9,90
Kd	1,30E-02	1,28E-04	4,26
a	3,86E-03	2,31E-03	0,517
b	3,80E-03	2,35E-03	0,481
lambda bio	2,84E-03	3,07E-03	0,0748

Tableau 23b : Comparaison des indices de sensibilité pour l'activité en Co60 des poissons à Angers.

Ordre	Indice de sensibilité simple	Paramètres	Indice de sensibilité multi-R ²	Rang
1	9,90	Bp	0,5787	1
2	4,26	Kd	0,3810	2
3	0,517	a	0,0031	4
4	0,481	b	0,0038	3
5	0,0748	lambda bio	0,0002	5

L'analyse de sensibilité classique fournit les mêmes résultats que l'analyse de sensibilité multi-régression. Il semble donc que cette méthode soit pertinente pour des processus ne mettant en jeu que peu de paramètres d'entrée.

Globalement ce type d'analyses semble être intéressant à mettre en œuvre, même si des vérifications de ce type doivent être menées sur d'autres compartiments, mettant en jeu un plus grand nombre de paramètres et nécessitant des modélisations plus complexes. Cette méthode risque alors d'être limitée, notamment en raison des nombreuses interactions entre les différents paramètres environnementaux, qui ne peuvent être pris en compte ici. Dans ces cas là, les résultats obtenus risquent d'être erronés.

5.5 Méthodes dynamiques et méthodes supposant un équilibre

Dans cette partie, il s'agit de réaliser, sur un cas précis, une comparaison des méthodes dynamiques et des méthodes supposant un équilibre, afin d'évaluer l'intérêt de simuler des processus dynamiques pour retranscrire l'environnement.

Sur le graphique suivant, nous avons comparé les activités en Co60 des sédiments de fond, calculées selon des méthodes déterministes par OURSON et BLIQID et en utilisant les équations décrites dans la partie 5.2.3.

Les courbes représentent les chroniques journalières des activités des sédiments sur 6 ans.

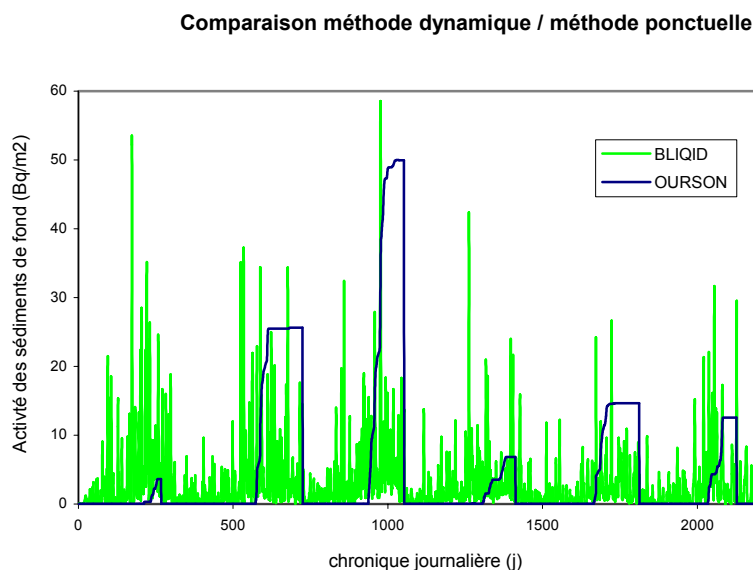


Figure 8 : Activités surfaciques en Co60 des sédiments de fond calculées à Angers en se basant sur les rejets de centrales

OURSON simule le cycle complet de dépôt et de remise en suspension des sédiments. La remise en suspension des sédiments explique la chute brutale de l'activité des sédiments en fin de cycle (correspondant à une crue). BLIQID donne des valeurs d'activités ponctuelles des sédiments, basées sur la chronique des rejets de radionucléides. Ces valeurs ne permettent pas de décrire les processus biogéochimiques et sédimentologiques de façon satisfaisante. Les sédiments agissent en effet comme des « bombes à retardement » dans la mesure où ils peuvent accumuler une grande quantité de radionucléides et les relâcher brutalement dans l'environnement. Il convient donc de mieux appréhender ces phénomènes, afin d'essayer de tirer des conclusions sur les conditions météorologiques, par exemple, qui peuvent les influencer.

Cette analyse illustre donc bien l'intérêt d'utiliser, pour certains processus naturels, des simulations dynamiques dans une optique de gestion de risque. Une meilleure compréhension des phénomènes peut permettre d'anticiper des situations à risque futures.

6 DISCUSSION

6.1 Discussion globale sur les résultats

6.1.1 Compartiment «aquatique continental »

Les résultats de cette analyse tendent à montrer les limites de BLIQID pour décrire de façon complète et réaliste les transferts de polluants dans l'environnement dans certaines situations impliquant des processus dynamiques. Ses résultats sont en général surestimés et sont fortement déterminés par le choix des valeurs de paramètres d'entrée. Or ceux-ci peuvent être remis en cause dans certains cas, notamment pour deux des paramètres les plus influents du milieu aquatique : le coefficient de distribution dans l'eau et le facteur de transfert poissons-eau.

Ainsi BLIQID fait le choix d'extraire les valeurs extrêmes trouvées dans la littérature. Concernant le facteur de transfert poissons-eau, il s'appuie notamment sur les intervalles de valeurs fournis par le « Handbook of parameters values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments » de l'AIEA, 1994. Or ce manuel de référence est en cours de révision et ne fournit pas de données très précises. Il définit le B_p comme le ratio de l'activité dans l'animal par celle dans l'eau mais ne précise pas si l'activité dans le poisson est donnée en Bq/kg sec ou humide, ce qui peut modifier l'ordre de grandeur trouvé. En outre il ne précise pas non plus la méthode de détermination du B_p . Récemment on mesure généralement l'activité de l'eau filtrée, qui correspond à la fraction disponible pour le poisson. Mais dans la littérature, d'autres mesurent l'activité de l'eau brute, ce qui modifie la valeurs du B_p . Dès lors, compte tenu de toutes les incertitudes portant sur la détermination de ces valeurs, il devient légitime de se poser la question de la pertinence du choix d'une unique valeur, d'autant que l'analyse de sensibilité révèle toute l'importance de ce paramètre.

De la même façon les valeurs reprises par BLIQID concernant le coefficient de distribution dans l'eau sont issues du même manuel de référence qui lui-même s'appuie sur les résultats d'une synthèse bibliographique publiée en 1981. Ces valeurs s'appuient sur des modèles d'équation à l'équilibre qui ne tiennent pas compte du phénomène réversible du processus d'adsorption/désorption. Or depuis des systèmes d'équation dynamiques ont été développés et semblent être une meilleure approche. Il convient donc de s'interroger sur le réalisme des valeurs de BLIQID.

Ces résultats légitiment a priori l'utilisation généralisée de modèles probabilistes pour décrire les transferts de radionucléides au sein du milieu naturel. BLIQID nécessite au minimum une actualisation de sa base de données ainsi que la prise en compte des phénomènes dynamiques. Cependant, BLIQID reste majorant, donc conforme à l'objectif qui lui est assigné dans la conduite de l'évaluation de risque, lors de la rédaction des DARPE.

6.1.2 Compartiment « végétal »

Les résultats de cette analyse montrent de vraies disparités entre les modèles, sans qu'une tendance générale ne se dégage : aucun modèle n'est plus majorant que les autres sur chacune des analyses effectuées.

Ainsi, par exemple, dans le cas de l'activité en Sr90 des parties comestibles de l'herbe, un facteur 100 peut être appliqué entre les valeurs de BLIQID et d'ASTRAL d'un côté et d'OURSON de l'autre. Or la modélisation du transfert racinaire est un processus simple dans la mesure où il implique dans tous les cas un facteur de transfert sol-plante. Dans le cas d'ASTRAL, cette valeur est très certainement imprécise car elle est issue d'une modélisation aboutissant à l'élaboration d'un facteur de transfert indirect. Ce cas simple illustre une nouvelle fois la nécessité de rendre cohérentes et lisibles les bases de données de paramètres des différents modèles.

En outre, les intervalles de confiance fournis par OURSON sont relativement larges pour toutes les analyses relatives au module végétal. On observe bien souvent un ordre de grandeur entre les valeurs minimales et maximales. Dès lors, il devient nécessaire de quantifier l'incertitude sur ces résultats dans l'optique de la gestion de risque radiologique, ce qui justifie l'utilisation de distributions statistiques pour décrire la variabilité des paramètres d'entrée.

Il convient également de s'interroger sur les hypothèses simplificatrices de ces modèles. Ainsi tous les modèles regroupent les différents végétaux en grandes catégories, telles que les légumes racines, les céréales, le maïs pour l'ensilage... Cependant, deux logiciels, ASTRAL et OURSON, utilisent parfois des équations différentes suivant ces grandes catégories pour décrire les transferts; ASTRAL différencie ainsi l'herbe, les cultures maraîchères et les grandes cultures. BLIQID et MIRRAGE considèrent toujours le même processus quel que soit le végétal. La question est donc de savoir si des modélisations mathématiques spécifiques s'imposent pour tenir compte des particularités des végétaux. Est-ce que ces différences sont réellement significatives dans les résultats finaux ?

Concernant les paramètres en eux-mêmes, il est surprenant que BLIQID et MIRRAGE ne tiennent pas compte du coefficient de distribution dans le sol ($K_{d_{sol}}$), qui est un paramètre conventionnel, standard pour quantifier le devenir d'un métal dans les sols. Un effort de cohérence dans les équations mathématiques utilisées (et donc dans les paramètres d'entrée à exploiter) pourrait être mené.

De la même façon, il est surprenant que ni ASTRAL, ni MIRRAGE ne tiennent compte des réserves en eau du sol, dans la mesure où ils appliquent une valeur par défaut pour l'humidité du sol (0,4). Or l'analyse de sensibilité menée sur OURSON a montré que le taux d'humidité à capacité du champ était un des paramètres les plus influents pour ce compartiment.

Toutefois, ces remarques ne peuvent être généralisées. Il est en effet nécessaire de pousser cette étude à d'autres végétaux, d'autres sites et d'autres radionucléides, afin de ne pas tirer de conclusions trop hâtives.

6.1.3 Portée des résultats des analyses de sensibilité

Au cours de cette section, il s'agit de déterminer dans quelle mesure les paramètres, révélés influents par les analyses de sensibilité, peuvent être investigués pour améliorer leur précision.

✓ Paramètres aquatiques

Les différentes analyses de sensibilité ont montré que 5 paramètres aquatiques influent sur la chaîne de calcul.

Ces paramètres (la vitesse de chute des particules W_c , le coefficient de friction de Manning, les tensions de cisaillement critiques de dépôt et de remise en suspension) sont complexes à mesurer sur le terrain car ils sont fortement dépendants de la topologie des lieux et donc très certainement variables dans l'espace et le temps.

Un effort doit être porté sur le coefficient de distribution dans l'eau. Ce paramètre apparaît régulièrement sur les analyses de sensibilité menées sur la chaîne de calcul. Or il est difficilement mesurable car il est très difficile de recréer l'interface eau-sédiment en laboratoire en raison de son caractère dynamique. Néanmoins des méthodologies récentes basées sur des modèles dynamiques d'adsorption et de désorption semblent être en mesure d'affiner les valeurs de ce paramètre.

✓ Paramètres « poissons »

Les paramètres régissant l'activité dans les poissons sont assez complexes à déterminer sur un site donné. En effet il est nécessaire tout d'abord de réaliser un inventaire des

espèces présentes. Puis dans les deux cas, facteur de concentration rivière-poissons et constante d'élimination biologique, les analyses à mener sont longues et coûteuses. C'est pourquoi les données disponibles sont assez rares, bien que leur valeur ajoutée soit importante.

✓ Paramètres « sol »

La valeur ajoutée à une meilleure connaissance de ces paramètres est très importante, d'autant que pour certains d'entre eux la vérification expérimentale sur un site donné paraît aisée. Ainsi, la densité apparente du sol, la profondeur de labour, la profondeur de la zone cultivable peuvent être aisément mesurées, même s'ils sont variables dans l'espace.

Le taux d'humidité à la capacité du champ peut être également mesuré mais sa variabilité dans le temps et l'espace pose le problème de la représentativité des mesures.

Enfin le coefficient de distribution dans le sol est très difficile à mesurer pour les mêmes raisons que celles concernant le coefficient de distribution dans l'eau.

✓ Paramètres « végétaux »

Les paramètres influents sur le module « végétaux » ne semblent pas facilement mesurables car ils dépendent de nombreux facteurs. Le coefficient d'interception foliaire dépend des précipitations, du type de végétal, du radionucléide considérés, du développement du végétal... Le facteur de transfert sol-plante dépend, lui, du type de sol, des pratiques agricoles, du pH, du type de végétal et de radionucléide considérés... La constante de perte par action du climat à la surface des feuilles dépend fortement des conditions expérimentales et météorologiques.

Il semble donc très compliqué de fortement améliorer la précision sur les paramètres relatifs aux végétaux, bien que cela présente un intérêt scientifique évident.

6.2 De la nécessité d'une base de données commune

L'un des objectifs de ce mémoire est la comparaison des bases de données de paramètres utilisées par les différents paramètres. Or cette comparaison est rendue difficile par les différents types de valeurs qui peuvent être trouvés dans la littérature.

En réalité la littérature peut fournir des « valeurs de meilleure estimation ». Ces valeurs de paramètres sont considérées comme étant les plus probables que l'on puisse rencontrer par rapport à leur variabilité. Une base de données reconnue est notamment le rapport technique de l'AIEA n°364 [3]. Il ne faut pas confondre ces valeurs avec les « valeurs par défaut » qui sont choisies généralement de manière conservatrice. Elles visent à fournir des valeurs de doses majorantes, et donc à limiter les chances de se tromper lors de l'évaluation d'un impact radiologique. Dans ce cas précis, la base de données de référence est le rapport de sécurité de l'AIEA [17]. Enfin des fonctions de distribution pour les paramètres peuvent être trouvées dans la littérature, mais ces bases de données ne sont que très peu renseignées.

Il est alors ardu de comparer les bases de données exploitées par les modèles, dans la mesure où la plupart des modèles mélangent des valeurs par défaut et des valeurs de meilleure estimation, pour simuler un transfert. Ceci a motivé la réalisation d'une typologie des différents paramètres d'entrée, afin de tester la cohérence de ces bases d'un outil à l'autre.

Ce point souligne dès lors toute l'importance de poursuivre la recherche de paramètres d'entrées, afin d'aboutir à la création d'une base de données cohérente, conventionnelle et reconnue. Le programme international EMRAS, visant à réviser le document technique AIEA n°364 (« Handbook of parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments ») en constitue une perspective importante.

En effet, ce rapport a été publié en 1994, et l'état de l'art en matière de sciences environnementales a considérablement évolué depuis. Les valeurs de paramètres contenues dans ce guide renvoient à des conditions d'équilibre, qui ne sont jamais atteintes dans l'environnement. En outre, les méthodes expérimentales (par exemple la détermination du coefficient de partition) se sont améliorées et généralement standardisées. Ainsi les résultats de ce programme de révision constitueront un apport important pour le renseignement du comportement des radionucléides dans l'environnement.

Néanmoins, du fait de la variabilité spatiale des paramètres environnementaux, il faut souligner que l'utilisation de données spécifiques au site seront toujours plus pertinentes que l'utilisation d'une base de données générique.

6.3 Pertinence du modèle OURSON

6.3.1 Apport des méthodes probabilistes

Dans la perspective de gérer les risques radiologiques liés aux effluents des centrales nucléaires, la méthode traditionnellement utilisée par EDF consiste à supposer un scénario moyen, basé sur des valeurs de meilleure estimation de paramètres. Ces valeurs peuvent provenir d'une synthèse bibliographique de données, assortie d'une expertise technique, qui peut représenter une valeur moyenne ou introduire un degré de conservatisme. L'intervalle de confiance à fournir au décisionnaire peut éventuellement provenir d'une analyse de sensibilité simple, consistant à faire varier un paramètre d'entrée du modèle de sa valeur minimale à sa valeur maximale et d'analyser les effets sur la variable de sortie. Dans le même temps, les autres valeurs sont conservées à leur valeur moyenne, ce qui pose des problèmes en pratique quand plusieurs paramètres sont incertains. On ne peut alors obtenir une incertitude globale correspondant aux variations simultanées de ces paramètres, ce qui est gênant pour la prise de décision.

Ainsi les méthodes déterministes apparaissent insuffisantes en tant qu'outil d'aide à la décision car elles ne donnent pas l'amplitude de l'incertitude sur le résultat fourni et ne permettent pas non plus d'identifier les sources principales d'incertitude.

Ces insuffisances sont ainsi à l'origine du développement des modèles probabilistes. Ces méthodes permettent en effet de prendre complètement en compte les nombreuses incertitudes pesant sur les paramètres environnementaux. Les incertitudes de nombreux paramètres d'entrée peuvent être propagées simultanément le long d'un modèle pour déterminer leur effet combiné sur les variables de sortie. Le résultat d'une simulation probabiliste inclut à la fois l'intervalle de confiance des variables de sortie et la possibilité d'obtenir des résultats variés. Cela aboutit à l'estimation d'une incertitude globale sur une variable d'intérêt (dose, concentration dans un végétal...) et notamment une estimation de la valeur maximale susceptible d'apparaître compte tenu des incertitudes. Ainsi, la prise de décision est sécurisée.

Ainsi, considérant par exemple l'activité en Cs137 de la zone de labour du sol sur lequel est cultivé l'herbe, présentée dans la section précédente, un facteur 10 est présent entre la valeur minimale et la valeur maximale. Cet intervalle de confiance permet de mieux appréhender les risques qu'une simple valeur moyenne.

En outre, une analyse de sensibilité menée sur ces résultats permet d'identifier les paramètres les plus influents, ce qui peut orienter également les débats et décisions.

6.3.2 Apport des méthodes dynamiques

Dans la plupart des modèles déterministes, les paramètres de transfert représentent le ratio des concentrations d'un radionucléide entre deux compartiments en supposant une situation d'équilibre. Or cette hypothèse est simplificatrice et peu réaliste, dans la mesure où l'équilibre n'est que très rarement atteint dans le milieu naturel.

En revanche dans les modèles récents, tels qu'OURSON, un effort est effectué pour représenter les transferts des radionucléides entre les différents compartiments en fonction du temps. Ces modèles « dynamiques » utilisent des paramètres qui sont spécifiques du modèle et de la situation considérée et dont les valeurs dépendent des hypothèses faites lors de la création du modèle.

Les modèles dynamiques présentent donc l'intérêt de décrire les processus environnementaux de manière plus réalistes. Cette propriété est particulièrement pertinente dans le cas de la simulation prédictive du devenir des radionucléides. En effet, leur persistance dans l'environnement conduit à réaliser des modélisations à long terme ; les modèles dynamiques peuvent ainsi prendre en compte des phénomènes, dépendant du temps, tels que les processus de décroissance (autres que radioactive) par exemple, ou considérer la radioactivité, due à des rejets précédents, et toujours présente dans l'environnement.

Ainsi, l'utilisation de chroniques en tant que données d'entrée du modèle OURSON, permet de prendre en compte la radioactivité présente initialement dans l'environnement au moment du rejet, ce qui est particulièrement intéressant dans le cas de la simulation de rejets chroniques. Dans cette perspective, il est dommageable que les modèles destinés à l'élaboration des DARPE (BLIQID, MIRRAGE) ne simulent que des valeurs ponctuelles journalières, sans tenir compte des rejets précédents, même si ce n'est pas pénalisant pour la gestion du risque radiologique, ces codes restant conservatifs.

Enfin le développement de ces modèles dynamiques répond en particulier aux exigences de l'IRSN [11] qui souhaite des simulations aussi réalistes que possibles, et relatives à un fonctionnement normal des INB. L'IRSN préconise, par exemple, qu'« une attention particulière doit être apportée au processus d'accumulation éventuelle au cours du temps de certains radionucléides dans les sols et les sédiments » (p.17). Cette recommandation appuie en réalité le développement de méthodes dynamiques.

6.4 Des limites des méthodes d'analyse de sensibilité

✓ Remarques d'ordre générales

Pour des questions de temps, les analyses de sensibilité n'ont pu être que partiellement menées dans le présent rapport, ce qui limite leur portée.

Ainsi, concernant la détermination des paramètres importants, nous nous sommes limités à l'analyse du classement de ces paramètres, sans trop s'attarder sur les valeurs des indices de sensibilité. Nous avons d'ailleurs choisi délibérément de ne conserver que les cinq premiers paramètres. Or il aurait certainement été intéressant de s'interroger préalablement sur le choix d'une valeur seuil à partir de laquelle un paramètre peut être considéré comme influent.

En outre, il est primordial de comprendre que ces analyses de sensibilité sont spécifiques à la fois à un modèle et à un radionucléide particulier. Les résultats et conclusions d'une analyse de sensibilité ne sont valables que dans les conditions spécifiées et ne peuvent en aucun cas être généralisées. Néanmoins, elles peuvent servir d'indication pour des recherches futures.

✓ Limites de l'approche déterministe

Les analyses de sensibilité « déterministe » ne sont pas complètement satisfaisantes d'un point de vue scientifique. En effet, toutes les analyses réalisées dans ce cadre ne peuvent être que locales et sont fortement dépendantes des valeurs de meilleure estimation choisies pour les paramètres d'entrée. Or nous avons vu toutes les incertitudes liées au choix de ces valeurs.

En outre, pour le calcul des indices de sensibilité, nous avons émis l'hypothèse que le modèle est monotone par rapport à ses variables d'entrée, ce qui n'est pas toujours le cas et peut entraîner des erreurs importantes dans les résultats des analyses de

sensibilité. Il convient donc de manier cet indice avec précaution ou même de vérifier au préalable la monotonie du modèle. Une méthode simple à mettre en œuvre consisterait à vérifier que la valeur de sortie moyenne esit comprise entre la valeur de sortie minimale et la valeur de sortie maximale. Une alternative consisterait à effectuer une recherche bibliographique afin de repérer et d'utiliser des méthodes d'analyses de sensibilité ne posant pas l'hypothèse de monotonie.

Enfin, dans le cas précis d'OURSON, cette méthode nécessite trois calculs par paramètre. Dès que le nombre de paramètres devient trop élevé, elle se révèle vite assez fastidieuse à mettre en œuvre. Il est alors préférable d'utiliser des méthodes probabilistes.

✓ *Limites de l'approches probabiliste*

L'approche probabiliste est un outil très puissant pour réaliser des analyses de sensibilité fines mais sa mise en œuvre et l'interprétation de ses résultats restent complexes.

En premier lieu, la détermination des paramètres du modèle à faire varier, ainsi que la façon de les faire varier, n'est pas évidente et demande un travail préalable d'analyse. En effet les paramètres internes du modèle peuvent être à l'origine d'une incertitude supérieure à celle des données d'entrée. Il est alors long et difficile d'analyser les variations potentielles de tous ces paramètres. Il est donc nécessaire de limiter le nombre de paramètres à prendre dans l'analyse de sensibilité.

En outre, au cours de ce mémoire, les éventuelles interactions entre variables d'entrée n'ont pas toujours été prises en compte, ce qui peut représenter un biais pour les résultats des analyses de sensibilité. En effet, elles influent beaucoup sur les résultats de l'analyse multi-régressions.

Il convient également de signaler les difficultés d'interprétation des résultats. En effet, il n'est pas toujours évident d'analyser les résultats graphiques de la régression, et notamment la détermination de la forme de la distribution. En outre, lors des analyses multi-régressions, il est souvent nécessaire de faire un choix sur le nombre de variables prépondérantes que l'on veut considérer ou le niveau d'influence d'une variable que l'on considère comme négligeable. Pour chaque transfert, nous avons généralement choisi, pour des questions de commodité et de puissance calculatoire, de ne conserver que les cinq paramètres les plus influents. Il n'est néanmoins pas pertinent de considérer que les autres paramètres aient une influence négligeable sur les modèles.

En ce sens, il convient donc de relativiser les résultats des analyses de sensibilité effectuées au cours de ce mémoire. L'approche probabiliste des analyses de sensibilité nécessitent beaucoup de temps et un niveau d'expertise élevé, afin d'obtenir les meilleurs résultats.

6.5 Faisabilité du modèle OURSON

Le code de calcul OURSON, développé en tant que modèle probabiliste et dynamique, semble donc être un outil de simulation pertinent et puissant. Il permet en effet de modéliser de façon plus réaliste les transferts environnementaux de radionucléides dans l'environnement que ses prédécesseurs développés au sein d'EDF.

Néanmoins il ne faut pas perdre de vue que ce n'est qu'un modèle mathématique et qu'il existe toujours de nombreuses interrogations quant à son utilisation et à la portée de ses résultats :

- *Le modèle n'a pas seulement un but explicatif mais aussi un but prédictif.* Pour que ses prédictions restent valables, le modèle suppose donc que les conditions naturelles resteront semblables au cours du temps. Or le milieu naturel est en perpétuelle évolution et donc la base de données du modèle doit donc être révisée régulièrement.

- *Le modèle est de plus en plus réaliste et donc de plus en plus complexe.* Il nécessite donc un plus grand nombre de données d'entrée et de paramètres, dont la précision doit être accrue. Or nous avons vu, au cours de ce mémoire, toute la difficulté de recueillir des données fiables pour renseigner un modèle. Les résultats d'une modélisation seront donc toujours entachés d'incertitudes.
- *La validation du modèle est très difficile.* En effet, il est très difficile de mesurer expérimentalement la dose effectivement reçue par un individu et due spécifiquement aux effluents d'une INB. Il est donc très difficile, voire impossible, de confronter le résultat final de la modélisation avec les données expérimentales, ce qui limite la validation du modèle.
- *L'utilisateur du modèle n'est pas forcément celui qui l'a conçu.* L'utilisateur n'a donc pas forcément connaissance des équations et hypothèses internes du modèle qui définissent ses limites d'utilisation. Ceci est particulièrement vrai pour OURSON qui nécessite un niveau d'expertise élevé. Ainsi il est nécessaire et prévu de proposer des stages de formation aux éventuels utilisateurs de ce logiciel.

Ces interrogations sont propres à tous les modèles. Le résultat d'une simulation ne reflète pas totalement la réalité et il convient donc de s'interroger sur la portée d'un résultat, sa validité et sa fiabilité, lors de sa présentation.

Enfin une question reste en suspens concernant la communication des résultats. Est-ce que les résultats d'une modélisation probabiliste sont suffisamment explicites et compréhensibles pour le preneur de décisions ou le grand public ? En effet, dans le cas des dossiers DARPE, il est important, comme aide à la décision, de fournir la valeur moyenne et la valeur maximale attendue afin de vérifier le respect des réglementations et de préparer la surveillance de l'environnement.

La poursuite du développement d'OURSON devra travailler à lever ces interrogations. Néanmoins ce logiciel est très prometteur pour l'évaluation des risques radiologiques liés aux rejets de centrales nucléaires. Il devrait permettre à EDF de négocier plus efficacement dans les dossiers DARPE, et aux autorités d'obtenir des valeurs de doses plus réalistes.

Cette méthodologie devrait ensuite être élargie à l'évaluation des risques chimiques, voire microbiologiques.

7 CONCLUSION

La thématique, proposée dans laquelle s'établit cette étude, vise à établir une synthèse sur les besoins fonctionnels des unités EDF en matière de modèles de transferts de radionucléides dans l'environnement. Il s'agit de réaliser une analyse des outils mathématiques et des méthodologies dont disposent les différents services d'EDF, afin d'évaluer la possibilité de les rendre cohérents. Dans le cadre de ce mémoire, une comparaison des modèles d'évaluation de l'exposition des populations, dont notamment les bases de données qu'ils exploitent, sera réalisée.

Pour réaliser cette comparaison de modèles de façon globale, j'ai choisi d'aborder cette problématique sous différents aspects :

- **structurel**, dans un premier temps avec la comparaison des voies d'exposition, des compartiments mis en jeu, ainsi que des paramètres mis en œuvre.
- **technique**, en analysant les résultats issus des simulations effectuées par chaque modèle pour un scénario défini, et en tentant de corréliser ces différences aux variabilités des paramètres d'entrée. Ceci a conduit à m'intéresser à la quantification de l'influence de ces paramètres, au travers des études de sensibilité menées.
- **pragmatique**, enfin, car, si l'un des modèles analysés (OURSON) devait à terme remplacer les autres, il convient dès lors d'évaluer la pertinence et la faisabilité d'un tel projet.

Cette étude met en évidence la difficulté de rendre cohérents des modèles, développés avec des objectifs bien distincts. En effet certains sont des outils de routine, d'autres des outils de crise ; certains sont des modèles déterministes, d'autres probabilistes ; certains visent à obtenir des résultats enveloppe, d'autres des résultats réalistes... Ces modèles utilisent leurs propres équations, des bases de données de paramètres différentes (valeurs par défaut, valeurs de meilleure estimation...).

Parmi ces différences, il semble que le développement de méthodes dynamiques soit tout à fait indiqué dans l'optique de retranscrire le milieu naturel. En effet, les radionucléides étant particulièrement persistants dans l'environnement, il paraît judicieux de prendre en compte l'impact des activités passées dans le calcul des doses. Ceci présente un double avantage : d'une part de mieux caractériser les concentrations réellement présentes dans les différents compartiments, et d'autre part de limiter le recours à des valeurs de paramètres d'entrée majorantes.

En outre, cette étude accrédite le développement de méthodes probabilistes. Nous avons vu, en effet, le double intérêt que présente cet type d'approche. Cela permet, d'une part, de mieux appréhender le problème des incertitudes, entachant les résultats finaux d'une modélisation ; l'intervalle de confiance ainsi défini donne au gestionnaire de risques d'avantage d'éléments pour nuancer les résultats de la simulation réalisée et influencer la prise de décision. D'autre part, ce type d'approche permet de réaliser des analyses de sensibilité globales. Grâce aux résultats de ces analyses, il est alors possible de sélectionner les paramètres influents et de cibler les recherches. Ainsi, le modèle est renseigné plus justement et les résultats des prédictions affinés.

Dès lors, il semble pertinent de poursuivre le développement du modèle OURSON qui se basent sur des processus dynamiques et sur des méthodes probabilistes.

Néanmoins, il convient de rappeler que, même en tant qu'outil de modélisation puissant et raffiné, OURSON reste basé sur des hypothèses simplificatrices et ne peut donc refléter complètement le réel. La part d'expertise dans la présentation, puis l'utilisation, des résultats reste le meilleur gage de qualité de la décision qui sera prise par le gestionnaire de risque.

Toutefois, ce mémoire conclue principalement sur la nécessité de développer une base de données communes pour la prédiction des transferts de radionucléides dans l'environnement. Les bases de données existantes sont incomplètes. Les développeurs de codes de calculs sont ainsi contraints de renseigner leur modèle à l'aide de différentes sources, au risque qu'elles soient hétérogènes. Ainsi, leurs bases de données peuvent être constituées à la fois de valeurs par défaut et de valeurs de meilleure estimation, qui ont une portée différente. Cela pose dès lors le problème de la cohérence du modèle par rapport à ses objectifs initiaux.

Ce thème est de plus en plus considéré par les instances nationales et internationales et l'aboutissement de différents programmes constitue une perspective très attendue par les développeurs de logiciels de modélisation des transferts de radionucléides dans l'environnement. Ainsi, le programme international EMRAS vise à réviser le document technique AIEA n°364 (« Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments »). L'IRSN travaille également à l'élaboration d'une méthodologie de traitement probabiliste des données en vue de la détermination de fonctions de distribution pour les paramètres.

EDF collabore activement à ces deux projets car seuls d'importants programmes de recherche, mettant à contribution de nombreux organismes et laboratoires spécialisés, peuvent réduire le manque de données.

Bibliographie

- [1]. **Florence D.**, *Nucléaire et environnement*, éditions EDF, 1996, 40p.
- [2]. **Tubiana M., Dautray R.**, *La radioactivité et ses applications*, Presses Universitaires de France, 1997, 127 p.
- [3]. **IAEA (International Atomic Energy Agency)**, *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments*, Technical reports series n°364, 74p.
- [4]. **ASN (Autorité de Sûreté Nucléaire)**, *La sûreté nucléaire et la radioprotection en France en 2003*, Rapport annuel, 482 p.
- [5]. **UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation)**, *Report to the General Assembly*, 1993.
- [6]. **SFEN (Société Française d'Énergie Nucléaire)**, site internet : www.sfen.org
- [7]. **Assemblée Nationale**, *Les conséquences des installations de stockage des déchets nucléaires sur la santé publique et l'environnement*, tome III, disponible sur le site : www.assemblee-nationale.fr
- [8]. **Clavel B. et al.**, *Suivi Radioécologique de l'environnement terrestre, aquatique continental et marin des centrales nucléaires françaises (spectrométrie gamma)*, rapport SERNAT 2001-30, IPSN, 2000.
- [9]. **InVS (Institut de Veille Sanitaire)**, *Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact*, février 2000, 49 p.
- [10]. **Décret n° 95-540 du 4 mai 1995**, *Décret relatif aux rejets d'effluents liquides et gazeux et aux prélèvements d'eau des installations nucléaires de base*, disponible sur le site : www.legifrance.gouv.fr
- [11]. **IRSN (Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire)**, *Guide d'impact pour l'étude de l'impact radiologique d'une installation nucléaire de base (INB) fournie à l'appui des demandes d'autorisation de rejets*, rapport IRSN/02-24, Octobre 2002, 52 p.
- [12]. **Gambini D.J., Granier R.**, *Manuel pratique de radioprotection*, Lavoisier Tec et Doc, éditions médicales internationales, Paris, 1992, 424 p.
- [13]. **Conseil de l'Union Européenne**, *Directive 96/29/EURATOM du Conseil du 13 mai 1996 fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants*, disponible sur le site : http://europa.eu.int/documents/eur-lex/index_fr.htm
- [14]. **IPSN**, *Rapport d'activité 1996*, 43 p.
- [15]. **Duboudin C.**, *Analyse de sensibilité et d'incertitude des modèles numériques : document théorique*, Rapport EDF, mars 2004, 99 p.

- [16]. **Frey H.C.**, *Quantitative analysis of uncertainty and variability in environmental policy making*, AAAS/EPA Environmental Science and Engineering Fellow, September 1992, 68 p.
- [17]. **IAEA (International Atomic Energy Agency)**, *Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases, Exposures of Critical Groups*, Safety Series No. 57, IAEA, Vienna (1982).

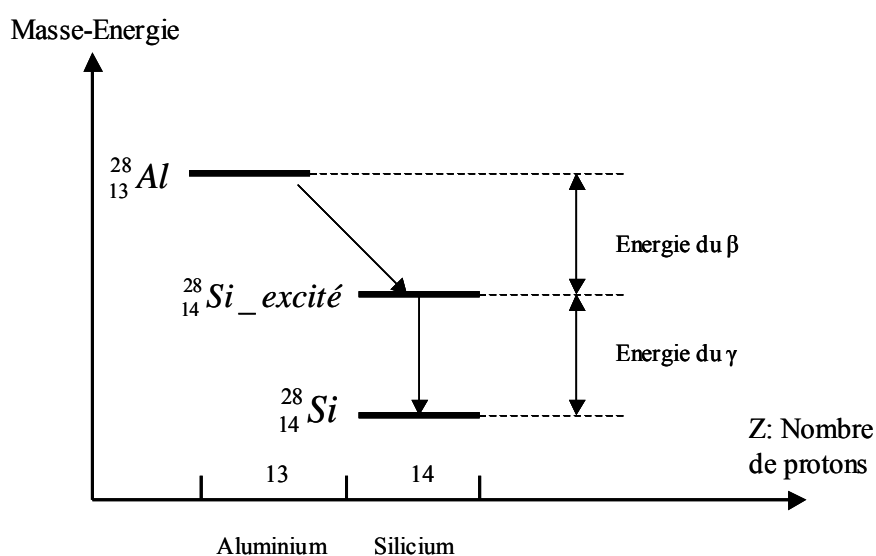
Liste des annexes

Annexe 1 : Diagramme masse-énergie.....	II
Annexe 2 : Répartition géographique des centrales nucléaires en France.....	III
Annexe 3 : Principaux effluents des INB : présentation et caractéristiques.....	IV
Annexe 4 : Systèmes organisationnels pour les dossiers DARPE.....	VII
Annexe 5 : Architecture de la radioprotection en France.....	VIII
Annexe 6 : Définitions et Méthodes des Analyses Statistiques.....	IX
Annexe 7 : Les principales lois de probabilité.....	XV
Annexe 8 : Les différents compartiments pris en compte par les modèles étudiés.....	XVIII
Annexe 9 : Variables hydrauliques moyennes observées sur la Loire.....	XXII
Annexe 10 : Equations du compartiment « végétal ».....	XXIII
Annexe 11 : Paramètres du compartiment « végétal ».....	XXIX
Annexe 12 : Scénarii utilisés pour le compartiment « végétal ».....	XXXIII

ANNEXE 1 : DIAGRAMME MASSE - ENERGIE

Ce type de schéma permet de représenter d'une manière claire et précise le comportement des noyaux lors d'une désintégration radioactive.

Exemple de l'aluminium 28



On représente généralement le nombre de protons en abscisse et en ordonnée la masse ou l'énergie. Les variations d'ordonnée indiquent une perte ou un gain de masse qui correspondent à des émissions ou des absorptions d'énergie.

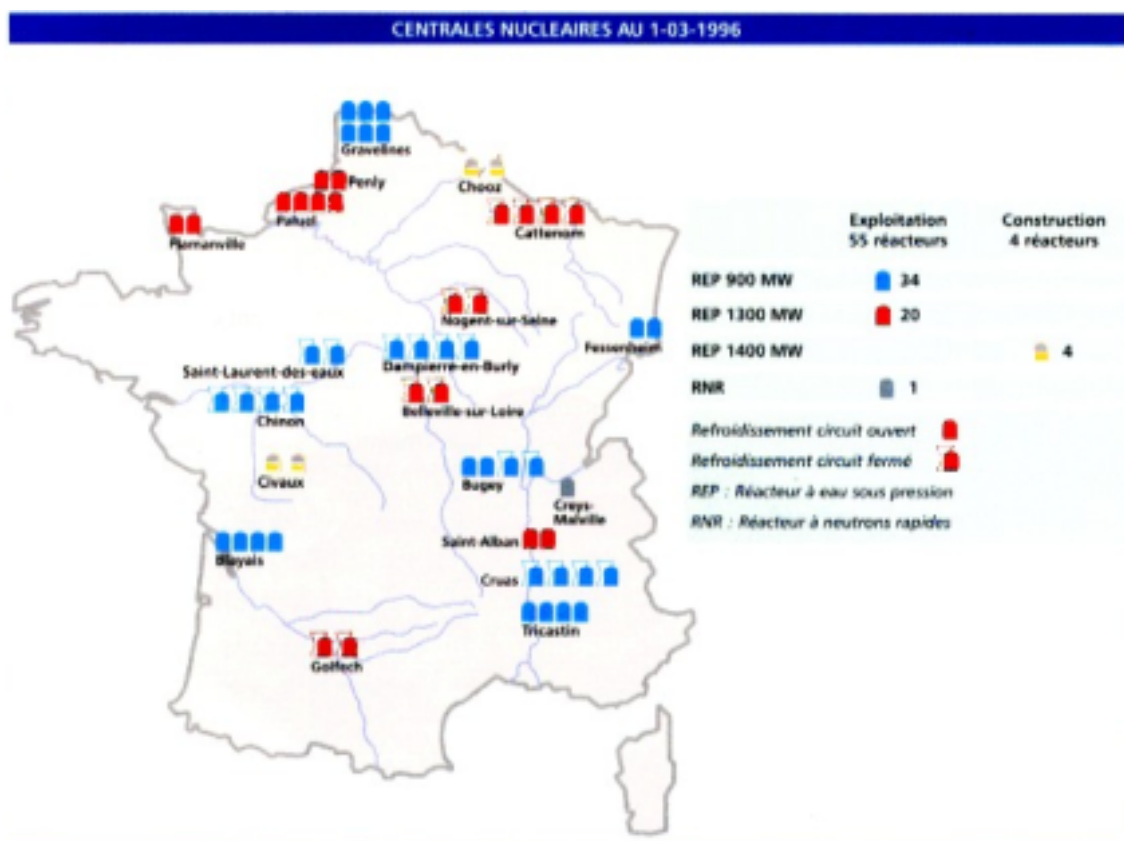
Ainsi le rayonnement β^- se représente par un déplacement d'une case vers la droite, c'est à dire que le nombre de protons augmente de 1.

Le rayonnement γ ne fait pas changer la case, c'est à dire que Z reste constant.

Certains noyaux, eux, ont un mode de désintégration complexe avec émission de différentes combinaisons possibles de rayonnements d'énergie diverses.

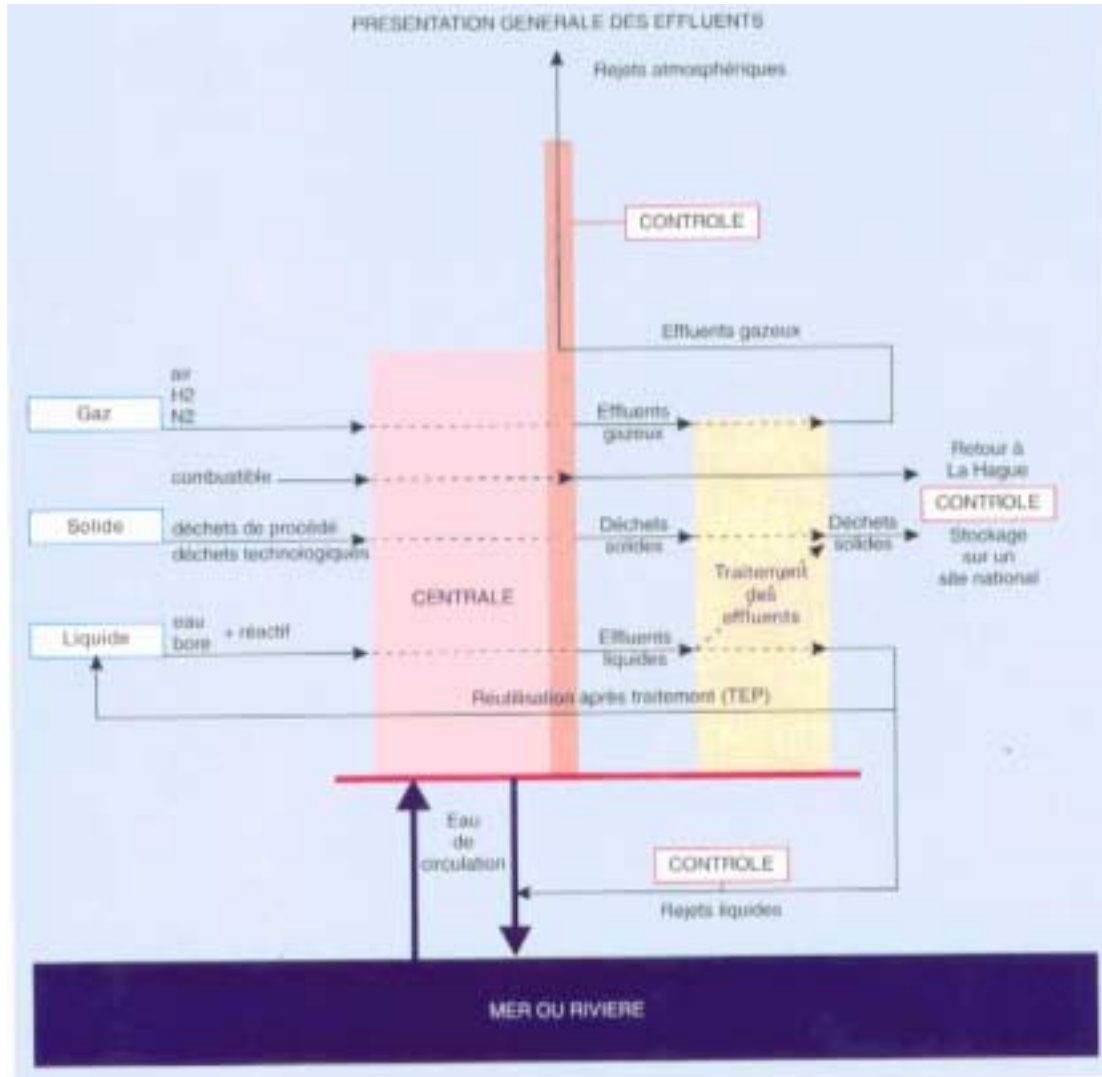
ANNEXE 2 : REPARTITION GEOGRAPHIQUE DES CENTRALES NUCLEAIRES EN FRANCE

En 2004, il existe toujours, en France, les 19 centrales nucléaires, présentées sur la carte ci-dessous.



Source : EDF, 1996 [1]

ANNEXE 3 : PRINCIPAUX EFFLUENTS DES INB PRESENTATION ET CARACTERISTIQUES



De façon synthétique, la contamination des effluents radioactifs des réacteurs à eau pressurisée est due aux produits d'activation et aux produits de fission.

Parmi les produits d'activation rencontrés, les plus importants et les plus persistants sont issus de l'activation des impuretés provenant des structures métalliques : ^{58}Co et ^{60}Co , ^{54}Mn , ^{51}Cr , ^{59}Fe , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{124}Sb ...

Du fait de ruptures de gaines, on peut également retrouver en proportion très faible dans le fluide primaire des produits d'activation de l'uranium, tels que ^{239}Np , ^{239}Pu ...

Les produits de fission qui peuvent être retrouvés dans les effluents concernent essentiellement le tritium (^3H), ^{134}Cs et ^{137}Cs , ^{85}Kr , ^{131}I et ^{133}I , ^{90}Sr , ^{133}Xe , ^{95}Zr ...

Les principales caractéristiques de ces produits sont présentés dans le tableau ci-après.

ELEMENT	PERIODE	RENDEMENT DE FISSION (%)	ENERGIE DE RAYONNEMENT (MEV)	CARACTERES PARTICULIERS
Tritium gaz : ^3H	12.3 ans	-	β : $18.6 \cdot 10^{-3}$	Très faible radiotoxicité
Krypton 85 : ^{85}Kr	10.7 ans	0.3	β : 0.69	Gaz rare peu dangereux. Ne se dépose pas au sol. N'est pas assimilé par les organismes vivants. N'entraîne qu'une exposition externe pendant leur présence dans l'atmosphère
Iode 131 : ^{131}I	8 jours	3.1	β : 0.61 γ : 0.36	Dominant dans les accidents et jouent un rôle important dans les situations graves Bien assimilés par l'homme, ils s'accumulent dans la thyroïde. Atteignent les individus par voie respiratoire et orale.
Iode 133 : ^{133}I	20.8 heures	6.9	β : 1.23 γ : 0.53	Peu retenus dans les sols, ils passent facilement dans les eaux. Peu persistants dans l'environnement et leurs périodes biologiques peuvent être raccourcies par ingestion d'iode stable
Césium 134 : ^{134}Cs	2.1 ans	-	β : 0.65 γ : 0.6-0.8	Dominant en cas d'accident de réacteur. Exposition par voie externe et par ingestion.
Césium 137 : ^{137}Cs	30.2 ans	6.2	β : 0.51	Déposés sur le sol, ils peuvent rester dans la couche superficielle pendant plusieurs dizaines d'années (fixés par les argiles). Bien transférés à l'homme par transfert végétal ou animal où ils s'accumulent dans les masses musculaires.
Strontium 90 : ^{90}Sr	28.1 ans	5.8	β : 0.55	Persistant dans les sols. Bien transféré aux végétaux par absorption racinaire. Exposition essentiellement par ingestion (transfert des productions animales ou végétales). Se répartit essentiellement dans le squelette.
Plutonium 239 : ^{239}Pu	24 100 ans			Utilisé pour les bombes. Il se trouve dans l'environnement à la suite de retombées nucléaires militaires.
Uranium 238 : ^{238}U	$4.5 \cdot 10^9$ ans	naturels		Peu impliqués dans des situations accidentelles, à l'exception de celles qui pourraient intervenir lorsqu'il est associé au fluor.
Uranium 235 : ^{235}U	$7 \cdot 10^8$ ans			
Uranium 234 : ^{234}U	$2.4 \cdot 10^5$ ans			

Cobalt 60 : ⁶⁰ Co	5.3 ans		β : 0.318 γ : 1.17-1.33	Produits d'activation
Cobalt 58 : ⁵⁸ Co	70.9 jours		β : 0.475 γ : 0.810	
Antimoine 124 : ¹²⁴ Sb	60 jours		β : 0.611-2.3 γ : 0.603-1.691	
Argent 110m : ^{110m} Ag	249.8 jours		β : 0.084-0.53 γ : 0.658-0.885	
Manganèse 54 : ⁵⁴ Mn	312 jours		γ : 0.835	
Carbone 14 : ¹⁴ C	5730 ans		β : 0.16	

Les activités moyennes des rejets liquides et gazeux des centrales nucléaires françaises pour l'année 2002 sont présentées dans les tableaux suivants (*source : www.edf.fr*).

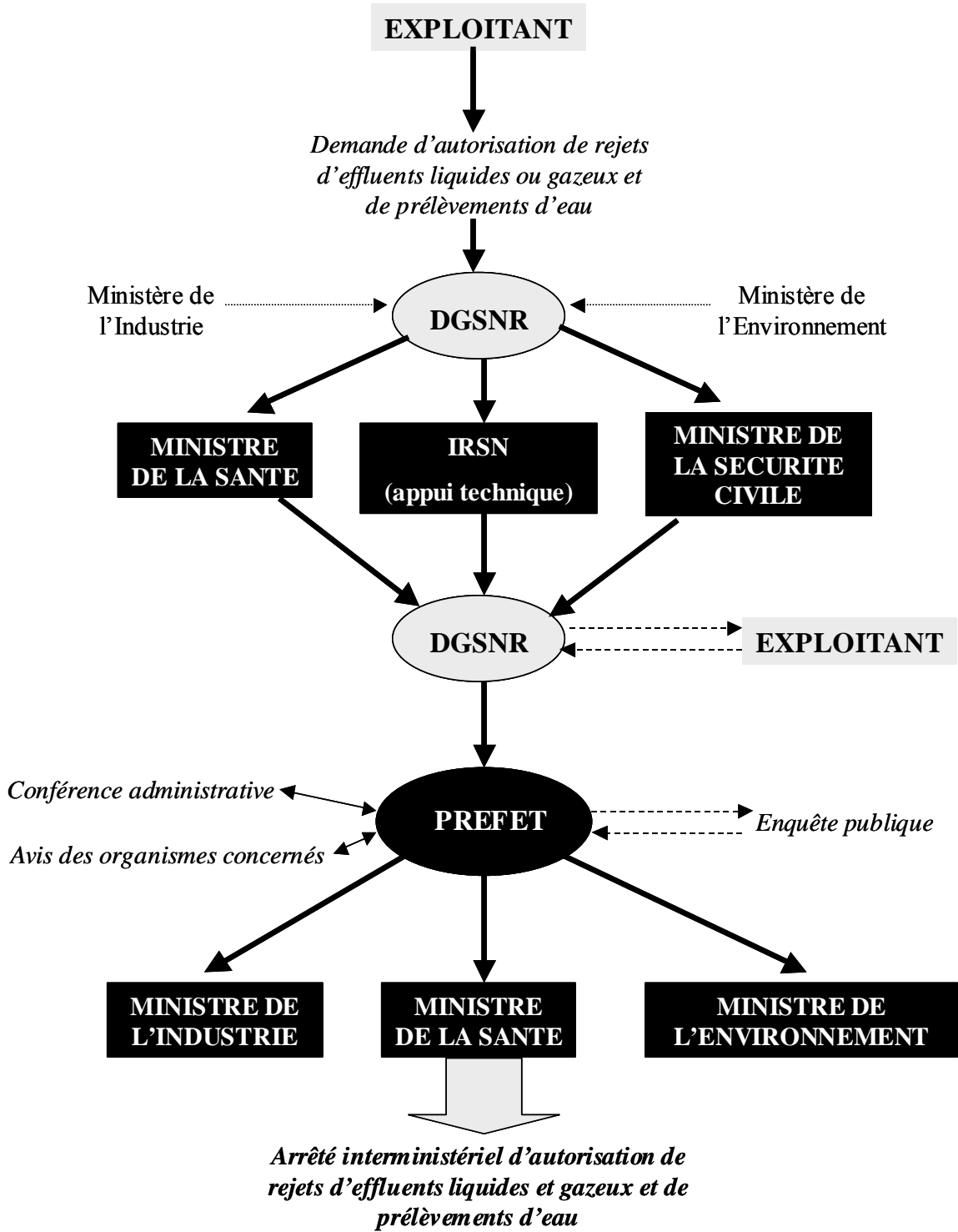
Rejets liquides :

	900 MWe		1300 MWe		1450 MWe	
	<i>Rejets</i>	<i>Limites réglementaires</i>	<i>Rejets</i>	<i>Limites réglementaires</i>	<i>Rejets</i>	<i>Limites réglementaires</i>
Radioéléments hors iodes, carbone 14, tritium (GBq/tr/an)	0.6	15	0.90	12.5	0.4	12.5
Iodes (GBq/tr/an)	0.010	0.15	0.014	0.05	0.01	0.05
Carbone 14 (estimé) (GBq/tr/an)	10.8	150	15.6	200	17.2	200
Tritium (TBq/tr/an)	10.5	20	25.3	30	14.8	30

Rejets gazeux :

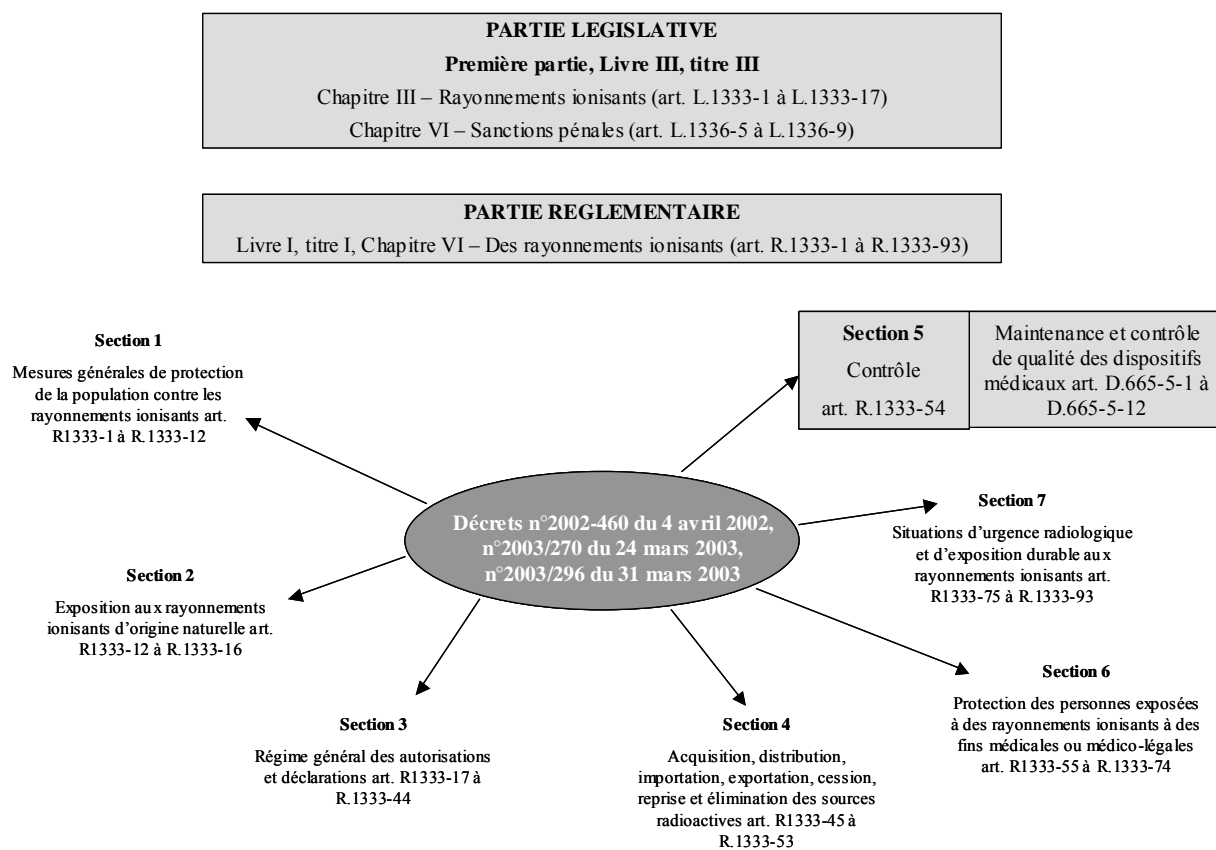
	900 MWE		1300 MWE		1450 MWE	
	<i>Rejets</i>	<i>Limites réglementaires</i>	<i>Rejets</i>	<i>Limites réglementaires</i>	<i>Rejets</i>	<i>Limites réglementaires</i>
Gaz rares (TBq/tr/an)	1.8	18	1.4	22.5	0.9	22.5
Carbone 14 estimé (TBq/tr/an)	0.14	0.55	0.21	0.70	0.23	0.70
Tritium (TBq/tr/an)						
Iode (TBq/tr/an)						
Autres radionucléides (GBq/tr/an)						

ANNEXE 4 : SYSTEMES ORGANISATIONNELS POUR LES DOSSIERS DARPE



ANNEXE 5 : ARCHITECTURE DE LA RADIOPROTECTION EN FRANCE

Dispositions législatives et réglementaires de la radioprotection en France en 2003



Source : ASN, 2003 [4]

ANNEXE 6 : Définitions et Méthodes des Analyses Statistiques

Définitions :

➤ Valeurs de meilleure estimation :

L'expression « valeur de meilleure estimation » n'a pas de sens strict et correspond suivant les cas à l'espérance (qui est estimée par la moyenne), à la valeur la plus probable (encore appelée mode d'une distribution), ou à la médiane (valeur qui coupe l'échantillon en deux parties de même effectif). Dans le cas d'une distribution de valeurs symétrique, moyenne, médiane et mode sont équivalents.

➤ Sensibilité intrinsèque :

Chaque variable de sortie Y d'un modèle numérique est assimilée à une fonction f dépendant des variables d'entrée considérées : $Y = f(X_1, X_2, \dots, X_k)$. On notera :

k le nombre de variables d'entrée considérées ;

$\Delta X_i = \max(X_i) - \min(X_i)$ l'intervalle de variation de chaque variable X_i ;

$\Delta Y = \max(Y) - \min(Y)$ l'intervalle de variation de Y .

La sensibilité intrinsèque du modèle à la variable X_i peut se définir comme la dérivée partielle de la fonction f par rapport à X_i :

$$\left(\frac{\partial Y}{\partial X_i} \right) (X_i = X_{i0}) \quad X_j = X_{j0} = \text{constante, pour } j \neq i.$$

S'il n'existe aucune interaction entre les variables et aucune non-linéarité du modèle sur les intervalles ΔX_i , alors pour chaque variable X_i , on aura : $\left(\frac{\partial Y}{\partial X_i} \right) \approx \text{constante} = a_i$.

La fonction f (c'est à dire le code de calcul) peut alors être assimilée pour la variable de sortie Y , à une équation de la forme : $Y \approx a_0 + \sum_i a_i X_i$.

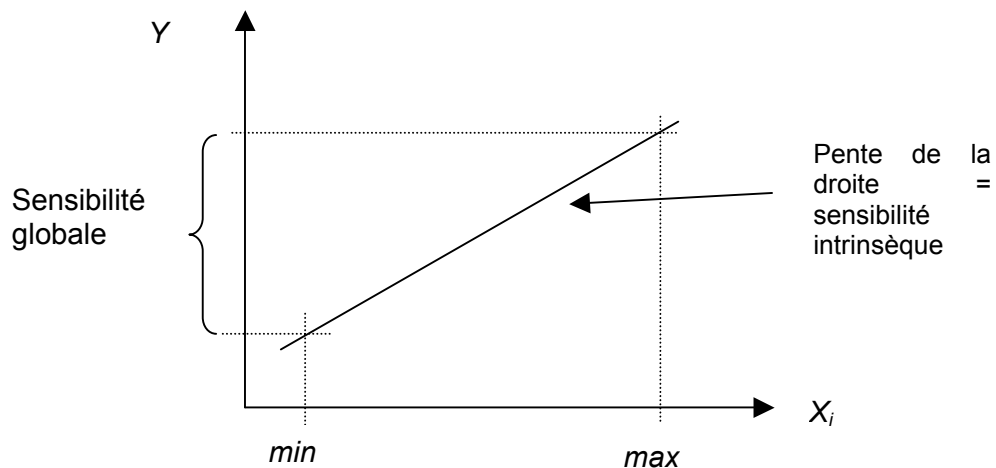
Dans le cas contraire, c'est à dire s'il existe une variable d'entrée X_i pour laquelle, par exemple : $\left(\frac{\partial Y}{\partial X_i} \right) \approx a_i X_i^\alpha$ ou $\left(\frac{\partial Y}{\partial X_i} \right) \approx a_i X_j^\alpha$ etc.

La sensibilité du code de calcul à ce paramètre dépend de sa valeur ou de la valeur d'une autre variable : il y a interactions et/ou non-linéarités.

➤ Sensibilité globale :

La sensibilité globale prend en compte également les amplitudes des intervalles de variations de chaque paramètre d'entrée ; c'est la variance de Y associée à chaque paramètre X_i . Un paramètre peu influent sur les équations du modèle mais connu avec une grande incertitude peut avoir, par exemple, plus d'influence sur le résultat d'un modèle numérique qu'un paramètre ayant plus d'influence sur les équations mais connu avec une grande précision.

Exemple : dans le cas où la réponse Y d'un modèle est une fonction linéaire d'un paramètre X_i , la sensibilité intrinsèque de Y à X_i peut être définie comme la pente de la droite $Y=f(X_i)$ alors que la sensibilité globale de Y à X_i peut être définie comme la variation de Y engendrée par celle de X_i (ou la variance de Y engendrée par X_i) :



➤ Régression :

La régression sert à exprimer une variable de sortie du modèle Y en fonction des variables d'entrée que l'on a fait varier :

Var. d'entrée :	X_1	X_2	X_3	...	X_k	Résultat du modèle : Y
Runs :						
1	X_{11}	X_{12}				Y_1
2	X_{21}					...
...						
N						Y_n

On cherche à expliquer la réponse Y du modèle en fonction des variables X_i , sous la forme suivante : $Y = a_0 + \sum_i a_i X_i + \varepsilon$

ou bien avec des interactions : $Y = a_0 + \sum_i a_i X_i + \sum_{ij} b_{ij} X_i X_j + \varepsilon$

voire avec des termes du second ordre : $Y = a_0 + \sum_i a_i X_i + \sum_{ij} b_{ij} X_i X_j + \sum_i c_i X_i^2 + \varepsilon$

Effectuer une régression, c'est déterminer la valeur des coefficients b_i (dans l'équation $Y = \sum_i b_i Z_i$ de manière générale) qui minimise l'erreur entre les points et la courbe théorique. Ceci revient : (1) à choisir un critère de minimisation, c'est à dire une distance et (2) à résoudre un système d'équations. Le critère classiquement employé est la somme des

erreurs au carré : $\sum \varepsilon_i^2$ (soit la distance mathématique). On parle alors de régression des moindres carrés.

➤ Coefficient de détermination :

Le coefficient de détermination R^2 est le rapport :

$$R^2 = \frac{\text{var}(\hat{Y}_i)}{\text{var}(Y_i)} = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - \bar{Y})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - Y_i)^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2} \quad \text{où } \bar{Y} \text{ est la moyenne des } Y.$$

Ce coefficient représente la part de variance des Y expliquée par la régression, c'est à dire par les variables considérées et la formule choisie (appelée aussi méta-modèle). Plus il est proche de 1, plus la régression est correcte et prédictive.

➤ Coefficient de Student

t.value est la valeur de la statistique de Student pour ce coefficient. Ce paramètre permet d'estimer un intervalle de confiance pour les coefficients de la régression et de déterminer si le coefficient est significativement différent de 0. Plus la valeur absolue du *t.value* associé à une variable est élevée, plus cette variable (ou interaction) peut être considérée comme ayant une influence sur le résultat.

➤ p value :

p.value est la probabilité de se tromper en disant que le coefficient est significativement différent de 0. Plus sa valeur est faible (<0.05), plus la valeur du coefficient est significativement différente de 0. Plus sa valeur est proche de 1 (>0.95), plus le coefficient peut être considéré comme nul.

Démarche générale

Dans toute analyse de sensibilité et d'incertitude, la démarche est la suivante :

- ✓ Définir le scénario, c'est-à-dire les valeurs centrales des données d'entrée du modèle, les variables de sortie du modèle que l'on souhaite analyser ;
- ✓ Identifier les paramètres et les données d'entrée du modèle qui sont incertains compte tenu des variables de sortie analysées ; ce sont les paramètres à faire varier ;
- ✓ Déterminer les lois de variation de ces variables (amplitude, type de loi statistique, corrélation inter-variables...) ; il s'agit de l'une des principales difficultés ;
- ✓ Générer un échantillon de valeurs pour les variables d'entrée correspondant aux variations précédemment définies en choisissant une approche de type plans d'expériences ou Monte Carlo ;
- ✓ Analyser les résultats du modèle en fonction des variations imposées en entrée, c'est à dire :
 - Analyser la forme du modèle et l'influence de chacune des variables d'entrée sur les variables de sortie considérées, leurs interactions éventuelles (analyse de sensibilité intrinsèque) ;

- Déterminer l'ordre de prépondérance des variables d'entrée compte tenu de leur influence au sein du modèle et de leur intervalle de variation (analyse de sensibilité globale) ;
- Estimer les distributions de probabilité du ou des résultats du modèle considéré (analyse d'incertitude).

Au cours de ce mémoire, nous nous intéressons plus particulièrement aux deux derniers points cités, les trois premiers ayant été effectués.

Analyse de sensibilité intrinsèque

L'analyse de sensibilité intrinsèque vise à analyser la forme du modèle et l'influence de chacune des variables d'entrée sur les variables de sortie considérées, ainsi que leurs interactions éventuelles. Elle se base sur l'analyse des résultats des régressions (notamment l'analyse des coefficients de régression) et des résidus.

Avant de regarder les coefficients de régression, il faut vérifier plusieurs points :

- Vérifier que le coefficient R^2 est proche de 1 ;
- Vérifier que les résidus sont symétriques (par le test de symétrie) ;
- Analyser graphiquement les résultats de la régression et en particulier les résidus.

Cette analyse graphique s'effectue au travers des graphes suivants :

Histogrammes des résidus :

Il permet d'évaluer la forme des résidus et en particulier le caractère symétrique de la distribution. L'apparence graphique d'un histogramme dépend beaucoup du nombre de classes choisi pour sa représentation. Ce choix est donc délicat : si le nombre de classes est trop grand, la distribution paraît accidentée ; s'il est trop faible, on ne distingue plus de forme.

Comparaison d'un échantillon à une loi théorique sur les quantiles :

Il permet de comparer visuellement et rapidement la distribution des résidus par rapport à une distribution normale (ou lognormale si on travaille en log). Les valeurs de l'échantillon à analyser sont classées dans l'ordre croissant, soit $i \in [1, n]$ le rang de chacune. A chaque

valeur (en ordonnée) de rang i est associé (en abscisse) le quantile $(\frac{i-1/2}{n})$ de la loi

normale centrée-réduite (c'est à dire la valeur qui admet une probabilité cumulée de $\frac{i-1/2}{n}$

pour la loi normale, n étant la taille de l'échantillon). Il s'agit de la méthode dite de Hazen.

Plus le graphe est proche d'une droite, plus la distribution observée peut être considérée comme normale :

Ensuite il faut analyser les coefficients de la régression. Pour cela, les coefficients des régressions peuvent être normalisés. Pour un terme simple $(a_i X_i)$, cela correspond à la transformation suivante :

$$a_i^n = \frac{a_i \times \text{mediane}(X_i)}{\text{mediane}(Y)}$$

Pour un terme d'interaction $(b_{ij} X_i X_j)$, on a : $b_{ij}^n = \frac{b_{ij} \times \text{mediane}(X_i \times X_j)}{\text{mediane}(Y)}$.

De cette manière, on estime l'ordre des variables ou des termes d'interaction compte tenu d'un pourcentage de variation identique sur chacune des variables. Les variables ayant des coefficients normalisés les plus importants sont prépondérantes.

Analyse de sensibilité globale

L'analyse de sensibilité globale consiste à déterminer l'ordre de prépondérance des variables d'entrée compte tenu de leur influence au sein du modèle et de leur intervalle de variation.

Plusieurs méthodes peuvent être envisagées : le recours à l'analyse des coefficients de régression standardisés ou aux analyses multi-régressions.

➤ Standardisation des coefficients :

La standardisation des coefficients de la régression montre l'influence relative de chaque variable d'entrée sur les variations de la variable de sortie.

Dans la pratique, on étudiera les coefficients standardisés des régressions, en décomposant de la même manière que pour la sensibilité intrinsèque effets directs et termes d'interactions. Pour les termes simples, la standardisation correspond au changement suivant :

$$a_i^n = \frac{a_i \times \sigma(X_i)}{\sigma(Y)}$$

Pour les termes avec interactions, on prend : $b_{ij}^n = \frac{b_{ij} \times \sigma(X_i \times X_j)}{\sigma(Y)}$

De cette manière, on peut également comparer l'influence des interactions entre elles et vis à vis des termes simples, en tenant compte des domaines de variation de chaque terme.

➤ Analyse multi-régressions :

Partant d'une variable de sortie Y du modèle et de n variables d'entrée à classer, l'analyse multi-régressions consiste à effectuer n régressions sur Y en enlevant à chaque fois une des variables d'entrée et à calculer, pour chacune des régressions, le coefficient de détermination associé. Celui-ci représente la part de la variance de la variable de sortie Y expliquée par la formule de régression et les variables d'entrée prises en compte dans chaque formule.

Plus cette part est faible, moins la formule de régression explique les variations de Y , et plus la variable d'entrée omise peut être considérée comme influente sur Y . La variable prépondérante est celle qui correspond au coefficient de détermination le plus faible et l'ordre de prépondérance des variables d'entrée, de la plus influente à la moins influente, est déterminé par l'ordre croissant des coefficients de détermination.

Dès lors, si une variable X_i est prépondérante en terme de sensibilité globale pour un code de calcul, cela peut être lié au fait :

- ✓ Qu'elle est prépondérante dans les équations du modèle numérique (sensibilité intrinsèque) ;
- ✓ Que son intervalle de variation est important;
- ✓ Qu'elle est corrélée à une autre variable prépondérante.

On peut également définir un indice de sensibilité de la manière suivante :

$$I_{X_i} = R_{tot}^2 - R_{-X_i}^2$$

où :

I_{X_i} est l'indice de sensibilité de la variable d'entrée X_i ;

R_{tot}^2 le coefficient de détermination de la régression effectuée sur l'ensemble des variables d'entrée considérées ;

$R_{-X_i}^2$ le coefficient de détermination de la régression effectuée en enlevant la variable X_i .

Il s'agit d'un indice de sensibilité globale, c'est à dire qui tient compte de l'influence intrinsèque des différentes variables au sein des équations du modèle et des variations (amplitude et loi) de chacune. Cet indice dépend naturellement de la formule de régression choisie : une formule inadaptée ne conduira pas à des indices de sensibilité pertinents.

Plus l'indice de sensibilité d'une variable d'entrée est important, plus cette variable est influente sur la variable de sortie analysée.

Contrairement à l'analyse des coefficients de régression, l'indice de sensibilité est très sensible aux corrélations introduites entre les variables d'entrée. Il est nécessaire d'effectuer l'analyse multi-régressions sans corrélations sur les variables d'entrée.

Analyse d'incertitude

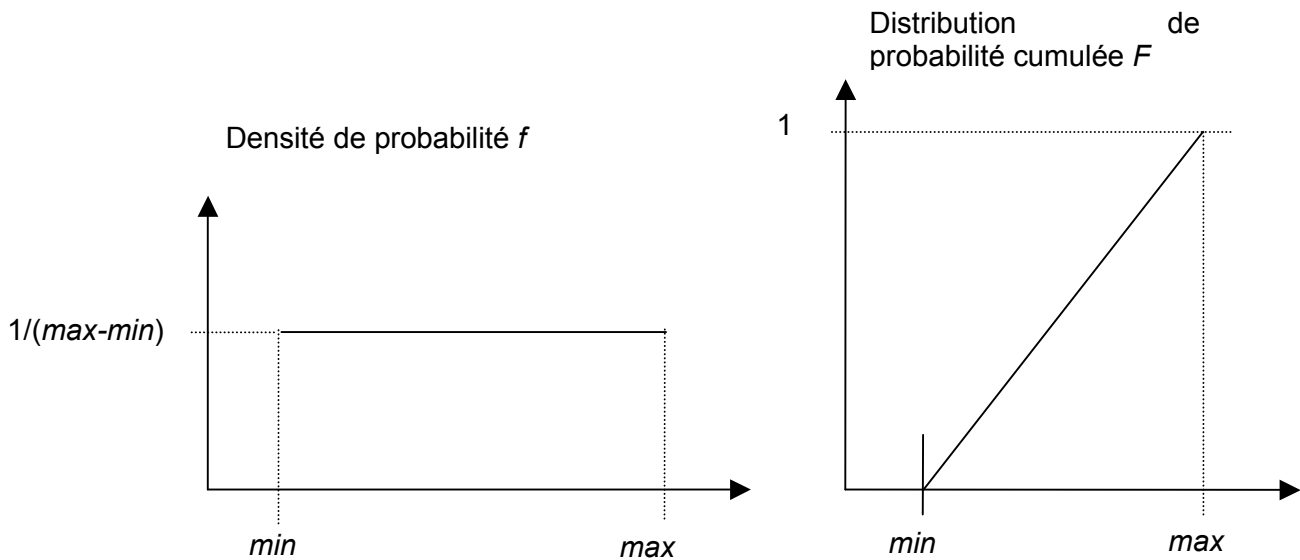
L'objectif de l'analyse d'incertitude est de quantifier l'impact sur le résultat du modèle des variations présentes sur les paramètres d'entrée prépondérants. L'approche considérée est liée à la méthode Monte Carlo, qui consiste à :

1. Définir une distribution théorique (uniforme, normale, etc.) pour chacune des variables d'entrée et paramètres internes du modèle ainsi que leur amplitude de variation ;
2. Définir les corrélations existant entre ces paramètres ;
3. Générer un échantillon de valeurs aléatoires correspondant à ces distributions et à ces corrélations : ils s'agit des distributions empiriques ;
4. Faire calculer le modèle pour chacune de ces valeurs ;
5. Analyser la distribution empirique des résultats Y du modèle.

ANNEXE 7 : Les principales lois de probabilité

Lois uniforme et loguniforme :

La loi uniforme est définie par ses bornes min et max ; la densité de probabilité de la variable de loi uniforme est constante entre le min et le max et égale à $1/(max-min)$.



La densité de probabilité f et la distribution de probabilité cumulée F de la loi triangulaire se définissent simplement par les fonctions suivantes :

$$f(x) = \begin{cases} 0 & \text{pour } x < min \\ 1/(max - min) & \text{pour } min \leq x \leq max \\ 0 & \text{pour } x > max \end{cases}$$

et

$$F(x) = \begin{cases} 0 & \text{pour } x < min \\ \frac{x - min}{max - min} & \text{pour } min \leq x \leq max \\ 1 & \text{pour } x > max \end{cases}$$

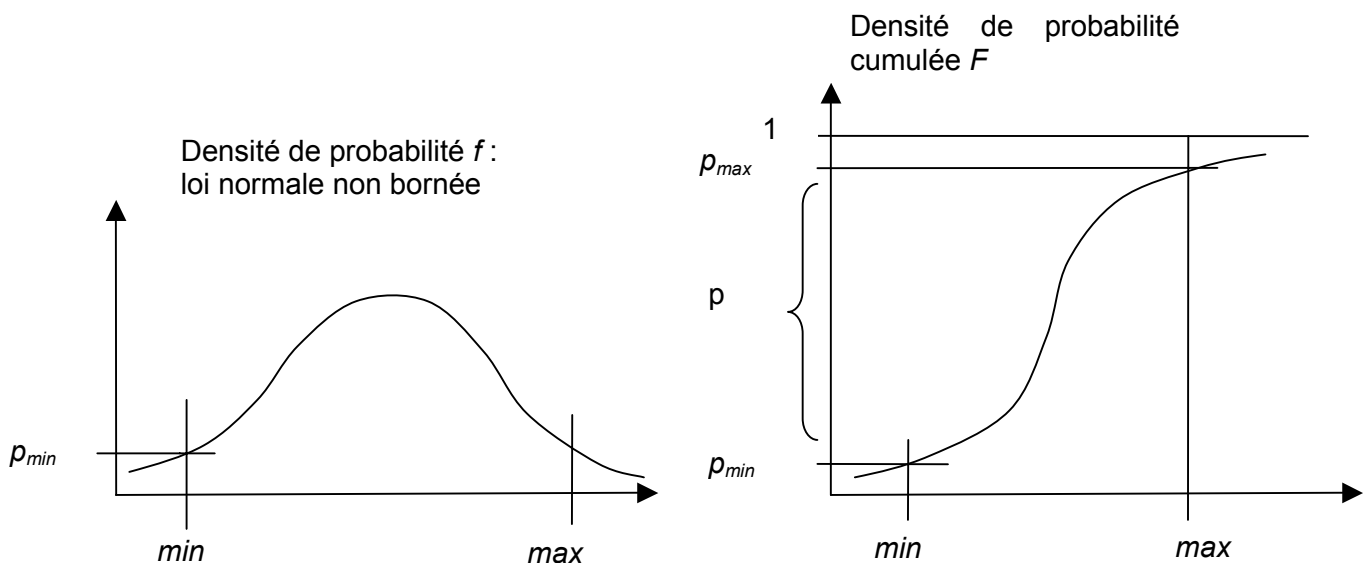
Lois normale et lognormale

On parle d'une distribution normale tronquée ou bornée pour une distribution qui admet une borne *min* et une borne *max*, et entre ces deux bornes, une densité de probabilité correspondant à celle de la loi normale.

Les caractéristiques de la distribution normale bornée sont définies par *min* et *max*, les bornes de l'intervalle de variation de la variable et *p*, le coefficient de troncature correspondant à l'intervalle de confiance de ces valeurs. Ce coefficient correspond à la probabilité qu'une valeur aléatoire issue d'une distribution (normale ou lognormale) non bornée soit incluse dans les bornes *min* et *max* définies précédemment.

p permet de définir p_{min} et p_{max} , les densités de probabilité cumulée du *min* et du *max* dans la distribution non bornée :

$$p_{min} = \frac{1-p}{2} \text{ et } p_{max} = \frac{1+p}{2}$$



La distribution est centrée par rapport aux valeurs *min* et *max*, la moyenne de la distribution non bornée est donc définie de la manière suivante : $\mu = \frac{min + max}{2}$

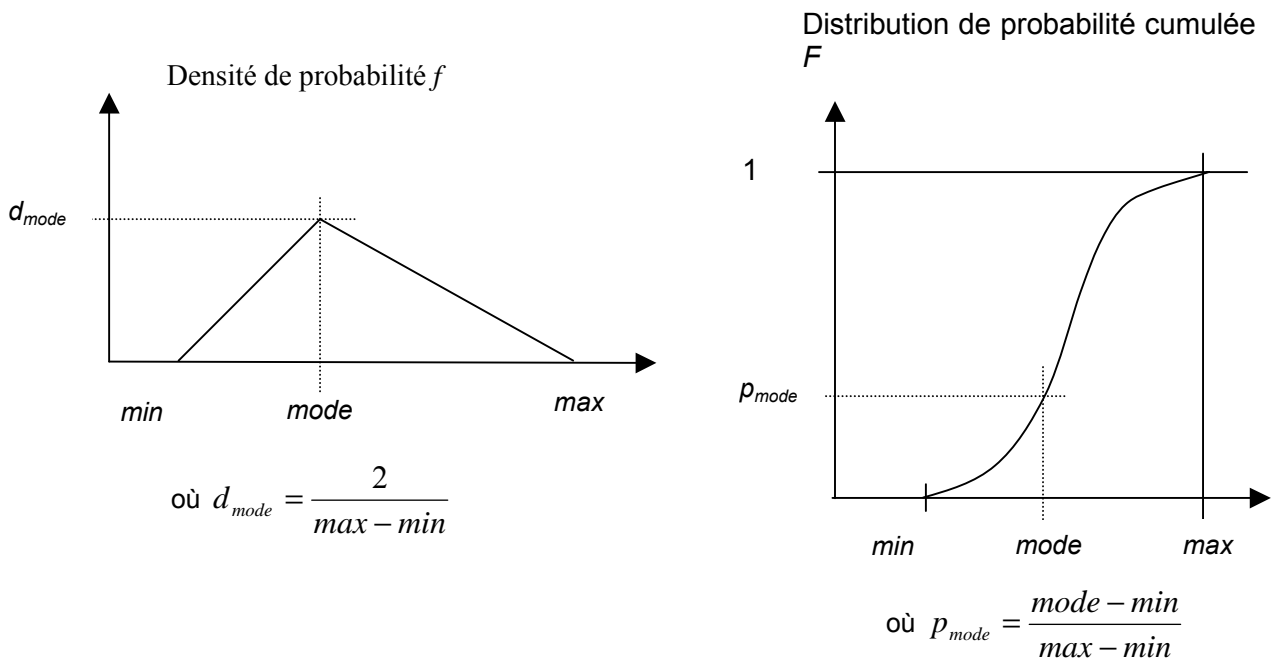
L'écart type de cette loi est défini par la différence *max*–*min* et par p_{max} de la manière suivante : $\sigma = \frac{max - min}{2 \times \text{quantile_normal}(p_{max}, 0, 1)}$

quantile_normal(*p*,0,1) étant le quantile de la loi normale centrée réduite $N(0,1)$ correspondant à la probabilité *p* (c'est à dire la valeur qui sépare les *p*% plus faibles valeurs des autres, dans le cas de la loi normale).

Pour la loi lognormale, les calculs sont identiques avec $\log(min)$ et $\log(max)$.

Lois triangulaire et logtriangulaire

La distribution triangulaire se caractérise par 3 paramètres : le *min*, le *max* et le *mode* :



Dans la pratique, si le mode est omis, il sera défini par : $mode = \frac{min + max}{2}$.

La fonction densité de probabilité d'une telle loi s'écrit :

$$f(x) = \begin{cases} 0 & \text{pour } x < min \\ \frac{2 \times (x - min)}{(max - min) \times (mode - min)} & \text{pour } min \leq x \leq mode \\ \frac{-2 \times (x - max)}{(max - min) \times (max - mode)} & \text{pour } mode \leq x \leq max \\ 0 & \text{pour } x > max \end{cases}$$

La fonction de distribution s'écrit alors :

$$F(x) = \begin{cases} 0 & \text{pour } x < min \\ \frac{(x - min)^2}{(max - min) \times (mode - min)} & \text{pour } min \leq x \leq mode \\ 1 - \frac{(x - max)^2}{(max - min) \times (max - mode)} & \text{pour } mode \leq x \leq max \\ 1 & \text{pour } x > max \end{cases}$$

ANNEXE 8 : Les différents compartiments pris en compte par les modèles étudiés

BLIQID :

Cas des rejets en mer :

Eau de Mer	<i>dépôt</i>	<i>dépôt</i>	<i>ingestion</i>	<i>exposition externe/ ingestion</i>
	Sédiment			<i>exposition externe</i>
		Sable		<i>exposition externe/ ingestion</i>
			Poisson	<i>ingestion</i>
				Homme

Cas des rejets en rivière :

Eau de Rivière	<i>adsorption</i>		<i>irrigation</i>	<i>irrigation/ transfert foliaire</i>	<i>ingestion</i>	<i>ingestion</i>	<i>exposition externe/ ingestion</i>
	Matières en Suspension	<i>dépôt</i>					<i>exposition externe</i>
	<i>remise en suspension</i>	Sédiment					<i>exposition externe</i>
			Sol	<i>transfert racinaire</i>	<i>ingestion</i>		<i>exposition externe</i>
			<i>dégradation</i>	Végétal	<i>ingestion</i>		<i>ingestion</i>
			<i>élimination biologique</i>		Animal		<i>ingestion</i>
						Poisson	<i>ingestion</i>
							Homme

MIRRAGE :

Air	<i>lavage</i>	<i>dépôt</i>	<i>dépôt</i>	<i>dépôt sec</i>	<i>inhalation</i>		<i>Inhalation/ Exposition externe</i>
	Eau de Pluie	<i>percolation</i>	<i>percolation</i>	<i>translocation</i>	<i>ingestion</i>		<i>Inhalation/ Exposition externe</i>
		Couche Superficielle du Sol	<i>percolation</i>				<i>Inhalation/ Exposition externe</i>
			Sol	<i>transfert racinaire</i>			<i>Inhalation/ Exposition externe</i>
				Végétal	<i>ingestion</i>		<i>ingestion</i>
					Produit Animal	<i>transformation</i>	<i>ingestion</i>
						Produits Dérivés du Lait	<i>ingestion</i>
							Homme

ASTRAL :

Atmosphère	<i>Dépôt</i>			<i>Dépôt</i>		<i>inhalation</i>		<i>dépôt</i>		<i>dépôt</i>		<i>dépôt</i>		<i>Inhalation</i>
<i>Remise en suspension</i>	Sol surface	<i>Disponibilité</i>		<i>Remise en suspension + dépôt</i>										<i>Exposition externe</i>
		Sol disponible	<i>fixation</i>		<i>Transfert racinaire</i>			<i>Transfert racinaire</i>		<i>Transfert racinaire</i>		<i>Transfert racinaire</i>		
			Sol fixe											
				Végétal – surface foliaire	<i>Translocation</i>	<i>Ingestion</i>								<i>Ingestion</i>
					Végétal-tissus internes	<i>Ingestion-métabolisation</i>								<i>Ingestion</i>
						Animal-produits consommables	<i>Transformations agro-alimentaires</i>							<i>Ingestion</i>
							Animal-produits dérivés							<i>Ingestion</i>
	<i>Lessivage/chute des feuilles</i>							Canopée (ext)	<i>absorption</i>					<i>Exposition externe</i>
	<i>Chute des feuilles</i>								Canopée (int)					<i>Exposition externe</i>
	<i>lessivage</i>									Tronc (ext)				<i>Exposition externe</i>
											Tronc (int)			<i>Exposition externe</i>
	<i>lessivage</i>											Sous-bois(ext)	<i>absorption</i>	<i>Exposition externe</i>
													Sous-bois(int)+ aliments sauvages	<i>Exposition externe-ingestion</i>
														Homme

OURSON :

Eau de rivière	<i>Adsorption</i>		<i>Ingestion</i>			<i>Irrigation</i>					<i>Irrigation et transfert foliaire</i>		<i>Ingestion</i>	<i>Ingestion Exposition externe</i>
<i>Désorption</i>	MES rivière	<i>Dépôt</i>			<i>Irrigation</i>						<i>Irrigation et transfert foliaire</i>		<i>Ingestion</i>	<i>Exposition externe</i>
	<i>Remise en suspension</i>	Sédiment rivière												<i>Exposition externe</i>
<i>Élimination biologique</i>			Poisson											
<i>Lavage</i>				Sol-couche superficielle-eau	<i>Adsorption</i>	<i>Percolation + Labour</i>								<i>Exposition externe</i>
	<i>Erosion</i>			<i>Désorption</i>	Sol-couche superficielle-particule		<i>Labour</i>				<i>Remise en suspension</i>		<i>Ingestion de sol</i>	<i>Exposition externe Ingestion</i>
<i>Lavage</i>				<i>Labour</i>		Sol-couche de labour-eau	<i>Adsorption</i>					<i>Transfert racinaire</i>		<i>Exposition externe</i>
					<i>labour</i>	<i>Désorption</i>	Sol-couche de labour-particule	<i>Percolation</i>				<i>Transfert racinaire</i>		<i>Exposition externe</i>
								Sol-couche cultivable	<i>Percolation</i>			<i>Transfert racinaire</i>		
										Nappe-zone insaturée				<i>Ingestion</i>
				<i>Dépôt</i>						Air			<i>Inhalation</i>	<i>Inhalation</i>
				<i>Dégradation</i>	<i>Dégradation</i>						Végétal-zone foliaire	<i>Translocation</i>	<i>Ingestion</i>	<i>Ingestion</i>
												Végétal- tissus internes	<i>Ingestion</i>	<i>Ingestion</i>
				<i>Élimination biologique</i>									Animal-produit consommable	<i>Ingestion</i>
														Homme

ANNEXE 9 : Variables hydrauliques moyennes observées sur la Loire

LOIRE : Valeurs moyennes sur les 6 ans de simulation (1994-99) des variables hydrauliques

	Q_moy (m3/s)	Z_moy (m)	U_moy (m/s)	H_moy (m)	L_moy (m)
Beaulieu	344	131,5	0,7	1,5	255
Les_Mantelots	344	128,4	0,6	1,8	227
Gien	344	121,2	0,7	1,7	236
Ouzouer	344	114,8	0,9	1,4	221
Orleans	344	92,8	0,6	1,4	317
Beaugency	358	78,7	0,8	1,4	254
Nouan	358	73,6	0,8	1,2	297
Blois_retenue	358	67,9	0,5	2,1	335
Blois_aep	358	66,3	0,8	1,2	298
Tours	365	45,2	0,6	1,3	335
La_Chapelle	477	32,1	0,7	1,6	355
Bertignolles	496	28,9	0,7	1,9	316
Saumur	708	25,1	0,7	1,8	411
Angers	708	16,5	0,5	3,1	382
Montjean	854	9,6	0,4	3,0	500

ANNEXE 10 : Equations du compartiment « végétal »

1. Activité de la zone de labour du sol du champ

✓ Approche d'OURSON

En dehors des périodes de labour, l'activité de la zone racinaire du sol sur lequel est cultivé le végétal vi est donnée par la relation suivante :

$$A_{\text{lab,sol_vi,n}} = A_{\text{lab,sol_vi,n-1}} \cdot e^{-(\lambda + \lambda_{p,\text{lab,sol_vi,n}} + \lambda_{r,\text{sol_vi,n}}) \Delta t} + \frac{1}{(\lambda + \lambda_{p,\text{lab,sol_vi,n}} + \lambda_{r,\text{sol_vi,n}}) \rho_{\text{sol}} \cdot (h_{\text{lab}} - h_{\text{ss}})} \left(Q_{\text{irr,vi,n}} \cdot (\chi A_{\text{dis,n}} + (1 - \chi) A_{\text{dis,nappe,n}}) (1 - f_{v,\text{vi,n}}^d) + \lambda_w \cdot \frac{A_{\text{sf,vi,n-1}}^d + A_{\text{sf,vi,n}}^d}{2} \right) \cdot \left(1 - e^{-(\lambda + \lambda_{p,\text{lab,sol_vi,n}} + \lambda_{r,\text{sol_vi,n}}) \Delta t} \right)$$

où :

- $A_{\text{lab,sol_vi,n}}$: activité de la zone de labour du sol sur lequel est cultivé le végétal vi au pas de temps n (Bq.kg^{-1}) ;
- λ : constante de décroissance radioactive (j^{-1}) ;
- $\lambda_{p,\text{lab,sol_vi,n}}$: constante de perte par percolation dans la zone de labour du sol sur lequel est cultivé le végétal vi au pas de temps n (j^{-1}) ;
- $\lambda_{r,\text{sol_i,n}}$: constante de perte par ruissellement sur le sol sur lequel est cultivé le végétal vi au pas de temps n (j^{-1}) ;
- $Q_{\text{irr,vi}}(t)$: taux d'irrigation du végétal i (présent sur le champ i) au pas de temps n ($\text{m}^3 \text{ eau.m}^{-2} \text{ sol.j}^{-1}$) ;
- $A_{\text{dis,n}}$: activité dissoute dans l'eau de rivière au pas de temps n ($\text{Bq.m}^{-3} \text{ eau}$) ;
- $A_{\text{dis,nappe,n}}$: activité dissoute dans l'eau de nappe au pas de temps n ($\text{Bq.m}^{-3} \text{ eau}$) ;
- χ : fraction de l'eau d'irrigation provenant de la rivière (-) ;
- $f_{v,\text{vi,n}}^d$: rapport de captation foliaire de la phase dissoute de l'eau d'irrigation sur le végétal vi (présent sur le champ i) au pas de temps n (-) ;
- ρ_{sol} : densité apparente du sol (kg.m^{-3}) ;
- h_{lab} : hauteur de la zone de labour (m) ;
- h_{ss} : profondeur de la zone superficielle du sol (m) ;
- λ_w : constante de perte par action du climat à la surface des feuilles (j^{-1}) ;
- $A_{\text{sf,vi}}^d(t)$: activité dissoute sur les feuilles du végétal i (présent sur le champ i) au pas de temps n ($\text{Bq.m}^{-2} \text{ sol}$).

✓ Approche de BLIQID

$$A_{\text{sol}} = d_k \times C_{\text{irr}} \times \frac{1 - \exp(-(\lambda + \varphi) \times t_D)}{(\lambda + \varphi) \times \rho \times H_K}$$

où :

- A_{sol} : activité du sol occupé par le végétal k en isotope (Bq/kg)
- d_k : volume annuel d'eau d'irrigation du végétal ($\text{l.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$)
- C_{irr} : concentration moyenne de l'eau de rivière (Bq/l)
- φ : constante de décroissance due à d'autres phénomènes que la décroissance radioactive (an^{-1})
- ρ : densité apparente du sol en place (kg/m^3)

- H_k : profondeur des racines du végétal (m)
- t_D : durée de fonctionnement considérée (an)

✓ **Approche d'ASTRAL**

ASTRAL ne calcule pas directement l'activité du sol mais son calcul est implicitement contenu dans le calcul du transfert racinaire détaillé ci-après.

Pour le calcul de l'activité du sol, on applique les mêmes équations mais en ne tenant pas compte du facteur de transfert indirect (Ftgi). L'activité ainsi calculée sera ramenée à des Bq/kg frais en pondérant le résultat par la densité apparente du sol et la hauteur de sol.

2. Activité des parties comestibles des végétaux

✓ **Approches d'OURSON**

❖ **Cas de l'herbe**

$$A_{vi,n} = \frac{1}{B_{n,vi}} (A_{f,vi,n}^d + A_{f,vi,n}^p) + B_{v,vi} \cdot \overline{A_{lab,sol_vi}} [t_{germ,k}; t_n] \text{ pour } t_{germ,vi,k} \leq n \leq t_{rec,vi,k}$$

où :

- $t_{germ,vi,k}$: date de germination du végétal vi pour le $k^{ième}$ cycle de plantation de l'année ;
- $t_{rec,vi,k}$: date de récolte du végétal vi pour le $k^{ième}$ cycle de plantation de l'année ;
- $A_{vi,n}$: activité du végétal vi=3 (herbe) au pas de temps n (Bq.kg⁻¹ MS) ;
- $A_{f,vi,n}^d$: activité en phase dissoute sur les feuilles du végétal vi=3 (herbe) au pas de temps n (Bq.m⁻² de sol) ;
- $A_{f,vi,n}^p$: activité en phase particulaire sur les feuilles du végétal vi=3 (herbe) au pas de temps n (Bq.m⁻² de sol) ;
- $B_{n,vi}$: biomasse aérienne au pas de temps n du végétal vi (kg MS.m⁻² sol).
- $B_{v,vi}$: facteur de transfert sol-plante (kg sol sec.kg⁻¹ végétal sec) ;
- $\overline{A_{lab,sol_vi}} [t_{germ,k}; t_n]$: activité moyenne de la zone de labour du sol sur lequel se situe le végétal vi=3 (herbe) sur la période [t_{germ,k} ; t_n] (Bq.kg⁻¹ sol sec).

❖ **Cas des légumes feuilles**

$$A_{vi,rec,k} = \frac{A_{f,vi,rec,k}^d}{B_{rec,vi}} + B_{v,vi} \cdot \overline{A_{lab,sol_vi}} [t_{germ,k}; t_{rec,k}] \text{ pour } t_{germ,vi,k} \leq n \leq t_{rec,vi,k}$$

où :

- $t_{germ,vi,k}$: date de germination du végétal vi pour le $k^{ième}$ cycle de plantation de l'année ;
- $t_{rec,vi,k}$: date de récolte du végétal vi pour le $k^{ième}$ cycle de plantation de l'année ;
- $A_{vi,rec,k}$: activité du végétal vi=4 (légumes feuilles) à la récolte du $k^{ième}$ cycle de plantation de l'année (Bq.kg⁻¹ MS) ;
- $A_{f,vi,rec,k}^d$: activité en phase dissoute sur les feuilles du végétal vi=4 (légumes feuilles) à la récolte du $k^{ième}$ cycle de plantation de l'année (Bq.m⁻² de sol) ;
- $B_{rec,vi}$: biomasse aérienne à la récolte du végétal vi=4 (kg MS.m⁻² sol).
- $B_{v,vi}$: facteur de transfert sol-plante du végétal vi=4 (kg sol sec.kg⁻¹ végétal sec) ;

- $\overline{A_{lab,sol_vi}}[t_{germ,k}; t_{rec,k}]$: activité moyenne de la zone de labour du champ sur lequel se situe le végétal vi=4 (légumes feuilles) sur la période $[t_{germ,k}; t_{rec,k}]$ (Bq.kg⁻¹ sol sec).

❖ Cas des légumes fruits et légumes racines

Pour $t_{germ,vi,k} \leq n \leq t_{rec,vi,k}$

$$A_{vi,rec,k} = B_{v,vi} \cdot \overline{A_{lab,sol_vi}}[t_{germ,k}; t_{rec,k}] + \frac{1}{Y_{vi,rec}} \cdot \sum_{t_n=t_{germ,k}}^{t_{rec,k}} \frac{Q_{irr_{vi,n}} \cdot (\chi A_{dis,n} + (1-\chi)A_{dis,nappe,n}) \cdot f_{v,vi,n}^d \cdot f_{tr,vi,n}}{\lambda} \cdot (e^{-\lambda(t_{rec}-t_n)} - e^{-\lambda(t_{rec}-t_{n-1})})$$

où :

- $t_{germ,vi,k}$: date de germination du végétal vi pour le k^{ième} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{rec,vi,k}$: date de récolte du végétal vi pour le k^{ième} cycle de plantation de l'année ;
- $A_{vi,rec,k}$: activité du végétal vi à la récolte pour le k^{ième} cycle de plantation de l'année (Bq.kg⁻¹ MS) ;
- $B_{v,vi}$: facteur de transfert sol-plante du végétal vi (kg sol sec.kg⁻¹ végétal sec) ;
- $\overline{A_{lab,sol_vi}}[t_{germ,k}; t_{rec,k}]$: activité moyenne de la zone de labour du champ sur lequel se situe le végétal vi sur la période $[t_{germ,k}; t_{rec,k}]$ (Bq.kg⁻¹ sol sec) ;
- $Y_{vi,rec}$: rendement de la culture à la récolte (kg végétal sec.m⁻² sol) ;
- \square : constante de décroissance radioactive (j⁻¹) ;
- $Q_{irr_{vi,n}}$: quantité surfacique d'irrigation sur la période $[t_{n-1} - t_n]$ (m³ eau.m⁻² sol.j⁻¹) ;
- $A_{dis,n}$: activité dissoute dans l'eau de rivière au pas de temps n (Bq.m⁻³) ;
- $A_{dis,nappe,n}$: activité dissoute dans l'eau de nappe au pas de temps n (Bq.m⁻³ eau) ;
- χ : fraction de l'eau d'irrigation provenant de la rivière (-) ;
- $f_{v,vi,n}^d$: rapport de captation foliaire de la phase dissoute de l'eau d'irrigation sur le végétal vi au pas de temps n (-) ;
- $f_{tr,vi,n}$: rapport de translocation moyen du végétal vi au pas de temps n (-).

❖ Cas des céréales

$$A_{vi,rec} = \frac{B_{v,vi}}{(h_{sol} - h_{ss})} \cdot ((h_{lab} - h_{ss}) \cdot \overline{A_{lab,sol_vi}}[t_{germ}; t_{rec}] + (h_{sol} - h_{lab}) \cdot \overline{A_{sol_cult,vi}}[t_{germ}; t_{rec}]) + \frac{1}{Y_{vi,rec}} \cdot \sum_{t_n=t_{germ}}^{t_{rec}} \frac{Q_{irr_{vi,n}} \cdot (\chi A_{dis,n} + (1-\chi)A_{dis,nappe,n}) \cdot f_{v,vi,n}^d \cdot f_{tr,vi,n}}{\lambda} \cdot (e^{-\lambda(t_{rec}-t_n)} - e^{-\lambda(t_{rec}-t_{n-1})})$$

où :

- $A_{vi,rec}$: activité du végétal vi à la récolte (Bq.kg⁻¹ MS) ;
- $B_{v,vi}$: facteur de transfert sol-plante du végétal vi (kg sol sec.kg⁻¹ végétal sec) ;
- h_{sol} : profondeur de la zone cultivable du sol (m) ;
- h_{lab} : profondeur de la zone de labour du sol (m) ;
- h_{ss} : hauteur de la zone superficielle du sol (m) ;
- $\overline{A_{sol_cult,vi}}[t_{germ}; t_{rec}]$: activité moyenne de la zone cultivable du champ sur lequel se situe le végétal vi sur la période $[t_{germ}; t_{rec}]$ (Bq.kg⁻¹ sol sec) ;
- $\overline{A_{lab,sol_vi}}[t_{germ}; t_{rec}]$: activité moyenne de la zone de labour du champ sur lequel se situe le végétal vi sur la période $[t_{germ}; t_{rec}]$ (Bq.kg⁻¹ sol sec) ;
- $Y_{vi,rec}$: rendement de la culture à la récolte (kg végétal sec.m⁻² sol) ;
- \square : constante de décroissance radioactive (j⁻¹) ;

- $Q_{irr_{vi,n}}$: quantité surfacique d'irrigation sur la période $[t_{n-1} - t_n]$ ($m^3 \text{ eau} \cdot m^{-2} \text{ sol} \cdot j^{-1}$);
- $A_{dis,n}$: activité dissoute dans l'eau de rivière au pas de temps n ($Bq \cdot m^{-3}$);
- $A_{dis,nappe,n}$: activité dissoute dans l'eau de nappe au pas de temps n ($Bq \cdot m^{-3} \text{ eau}$);
- χ : fraction de l'eau d'irrigation provenant de la rivière (-);
- $f_{v,vi,n}^d$: rapport de captation foliaire de la phase dissoute de l'eau d'irrigation sur le végétal vi au pas de temps n (-);
- $f_{tr,vi,n}$: rapport de translocation moyen du végétal vi au pas de temps n (-).

❖ Cas du maïs

$$A_{vi,réc,année i} = \frac{Y_{vi,réc}}{B_{rec,vi}} \left[\frac{B_{v,vi}}{(h_{sol} - h_{ss})} \cdot \left((h_{lab} - h_{ss}) \cdot \overline{A_{lab,sol_{vi}}[t_{germ}; t_{réc}]} + (h_{sol} - h_{lab}) \cdot \overline{A_{sol_{cult,vi}}[t_{germ}; t_{réc}]} \right) + \frac{1}{Y_{vi,réc}} \cdot \sum_{t_n=t_{germ}}^{t_{réc}} \frac{Q_{irr_{vi,n}} \cdot (\chi A_{dis,n} + (1-\chi) A_{dis,nappe,n}) \cdot f_{v,vi,n}^d \cdot f_{tr,vi,n}}{\lambda} \cdot \left(e^{-\lambda(t_{réc}-t_n)} - e^{-\lambda(t_{réc}-t_{n-1})} \right) \right] + \frac{1}{B_{rec,vi}} \cdot [A_{f,vi,réc}^d + A_{f,vi,réc}^p]$$

où :

- $A_{vi,réc,année i}$: activité du végétal vi à la récolte de l'année i ($Bq \cdot kg^{-1} \text{ MS}$);
- $Y_{vi,réc}$: rendement de la culture (grains uniquement) à la récolte ($kg \text{ MS} \cdot m^{-2} \text{ sol}$);
- $B_{rec,vi}$: biomasse aérienne (grains + feuilles) à la récolte du végétal vi=1 ($kg \text{ MS} \cdot m^{-2} \text{ sol}$);
- $B_{v,vi}$: facteur de transfert sol-plante du végétal vi ($kg \text{ sol} \cdot sec \cdot kg^{-1} \text{ végétal} \cdot sec$);
- h_{sol} : profondeur de la zone cultivable du sol (m);
- h_{lab} : profondeur de la zone de labour du sol (m);
- h_{ss} : hauteur de la zone superficielle du sol (m);
- $\overline{A_{lab,sol_{vi}}[t_{germ}; t_{réc}]}$: activité moyenne de la zone de labour du champ sur lequel se situe le végétal vi sur la période $[t_{germ}; t_{réc}]$ ($Bq \cdot kg^{-1} \text{ sol} \cdot sec$);
- $\overline{A_{sol_{cult,vi}}[t_{germ}; t_{réc}]}$: activité moyenne de la zone cultivable du champ sur lequel se situe le végétal vi sur la période $[t_{germ}; t_{réc}]$ ($Bq \cdot kg^{-1} \text{ sol} \cdot sec$);
- λ : constante de décroissance radioactive (s^{-1});
- $Q_{irr_{vi,n}}$: quantité surfacique d'irrigation au pas de temps n ($m^3 \text{ eau} \cdot m^{-2} \text{ sol} \cdot j^{-1}$);
- $A_{dis,n}$: activité dissoute dans l'eau de rivière au pas de temps n ($Bq \cdot m^{-3}$);
- $A_{dis,nappe,n}$: activité dissoute dans l'eau de nappe au pas de temps n ($Bq \cdot m^{-3} \text{ eau}$);
- χ : fraction de l'eau d'irrigation provenant de la rivière (-);
- $f_{v,vi,n}^d$: rapport de captation foliaire de la phase dissoute de l'eau d'irrigation sur le végétal vi au pas de temps n (-);
- $f_{tr,vi,n}$: rapport de translocation moyen du végétal vi au pas de temps n (-);
- $A_{f,vi,réc}^d$: activité en phase dissoute sur les feuilles du végétal vi=1 (maïs) à la récolte ($Bq \cdot m^{-2}$ de sol);
- $A_{f,vi,réc}^p$: activité en phase particulaire sur les feuilles du végétal vi=1 (maïs) à la récolte ($Bq \cdot m^{-2}$ de sol).

✓ **Approche de BLIQID**

❖ Transfert foliaire

$$A_f = d_k \times C_{irr} \times (F/Y) \times \frac{1 - \exp(-(\lambda + \lambda_w) \times t_e)}{\lambda + \lambda_w}$$

où :

- A_f : activité du végétal frais en isotope due à la voie foliaire (Bq/kg)
- d_k : volume annuel d'eau d'irrigation du végétal ($l.m^{-2}.an^{-1}$)
- C_{irr} : concentration moyenne de l'eau de rivière (Bq/l)
- (F/Y) : facteur de transfert foliaire ($m^2.kg^{-1}$)
- λ_w : constante de décroissance sur la surface du végétal (an^{-1})
- t_e : temps d'exposition (an)

❖ Transfert racinaire

$$A_r = F_r \times A_{sol}$$

où :

- A_r : activité du végétal frais en isotope due à la voie racinaire
- F_r : facteur de concentration racinaire du végétal frais en isotope (kg sol/kg frais)
- A_{sol} : activité du sol occupé par le végétal en isotope (Bq/kg)

✓ **Approche de MIRRAGE**

❖ Concentration dans le végétal due à la pluie (transfert foliaire)

$$cvpl = ct \times rp \times fpvg \times cpce$$

où :

- $cvpl$: concentration moyenne du radionucléide dans le végétal due à la pluie (Bq/kg frais)
- $cpce$: concentration moyenne dans l'eau de pluie du radionucléide pour le lieu de culture/élevage (Bq/l)
- ct : facteur de translocation pour le végétal et le radionucléide
- rp : coefficient de rétention du radionucléide
- $fpvg$: facteur de transfert pluie-végétal (l/kg frais)

✓ **Approche d'ASTRAL**

❖ Transfert foliaire

$$\text{Cas des grandes cultures : } C_v = D_r \times (K_r \cdot FTds + (1 - K_r) \cdot FTdh) \times e^{-\lambda \cdot (Dat_R - Dat_D)}$$

$$\text{Cas des cultures maraîchères : } C_v = D_r \times (K_r \cdot FTds \cdot Dils + (1 - K_r) \cdot FTdh \cdot Dilh) \times e^{-(\lambda_{bw} + \lambda) \cdot t}$$

$$\text{Cas de l'herbe : } C_v = \frac{D_r}{Rdt} \times [K_r \cdot RCs + (1 - K_r) \cdot RCh] \times [a \times e^{-(\lambda_{bw} + \lambda) \cdot t} + (1 - a) \times e^{-(\lambda_L + \lambda) \cdot t}]$$

où :

- D_r : dépôt total du radionucléide sur l'ensemble du sol et des végétaux ($Bq.m^{-2}$)
- K_r : proportion du dépôt sec dans le dépôt total
- $FTds$: facteur de transfert pour dépôt sec ($m^2.kg^{-1}$ frais)
- $FTdh$: facteur de transfert pour dépôt humide ($m^2.kg^{-1}$ frais)
- $Dils$: protection serre par temps sec
- $Dilh$: protection serre par temps de pluie
- Rdt : rendement cultural ($kg \text{ frais}.m^{-2}$)
- RCs : rapport de captation par temps sec

- RCh : rapport de captation par temps de pluie
- a : pondérateur de décroissance
- λ_L : constante de décroissance long terme (j^{-1})
- λ_{bw} : constante de décroissance par croissance biologique et lessivage des feuilles (j^{-1})
- t : temps à partir du dépôt (j)
- Dat_D : date de dépôt (j)
- Dat_R : date de récolte (j)

❖ Transfert racinaire

Cas des grandes cultures à la date de récolte :
$$C_v = \frac{D_r \cdot FTgi \times e^{-(\varphi+\lambda) \cdot (t_R - t_D)}}{Dveg}$$

pour les dates suivant la récolte :
$$C_v = C_v(t_{rec}) \times e^{-\lambda \cdot (t - t_R)}$$

Cas des produits maraîchers :
$$C_v = D_r \times [K_r \cdot Dils + (1 - K_r) \cdot Dilh] \times \frac{FTgi \cdot e^{-(\varphi+\lambda) \cdot t}}{Dveg}$$

Cas de l'herbe :
$$C_v = \frac{D_r \cdot FTgi \times e^{-(\varphi+\lambda) \cdot t}}{Dveg}$$

où :

- D_r : dépôt total du radionucléide sur l'ensemble du sol et des végétaux ($Bq \cdot m^{-2}$)
- K_r : proportion du dépôt sec dans le dépôt total
- Dils : protection serre par temps sec
- Dilh : protection serre par temps de pluie
- Ftgi : facteur de transfert indirect (m^2/kg frais)
- Dveg : facteur de dévégétation
- φ : taux de décroissance de l'activité disponible dans le sol (j^{-1})
- λ : constante de décroissance radioactive (j^{-1})
- t : temps à partir du dépôt

ANNEXE 11 : Paramètres du compartiment « végétal »

✓ Paramètres « Milieu terrestre : Sol et Nappe »

Symbole	Définition	Modèles	Valeurs numériques						
			⁵⁴ Mn	⁵⁸ Co	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	^{110m} Ag	¹³¹ I	¹³⁴ Cs
h _{sol} (m)	profondeur de la zone cultivable du sol	OURSON	U(0.6 ; 1.4) VME: 1						
		ASTRAL	0.2						
θ _{cc} (-)	taux d'humidité à la capacité au champ	OURSON	U(0.22; 0.47) VME: 0.34						
θ (-)	Humidité du sol	MIRRAGE	0.4						
		ASTRAL	0.4						
h _{ss} (m)	profondeur de la zone superficielle du sol	OURSON	U(10 ⁻³ ; 10 ⁻²) VME: 5.5.10 ⁻³						
ρ _{sol} (kg.m ⁻³)	densité apparente du sol	OURSON	U(1000; 1800) VME: 1400						
		MIRRAGE	1300						
		ASTRAL	1400						
		BLIQUID	1300						
K _{d, sol} (-)	coefficient de distribution dans le sol	OURSON	LN(3.2.10 ⁻³ ; 2.3.10 ¹) VME : 2.7.10 ⁻¹	LN(3.7.10 ⁻³ ; 7.2) VME : 1.6.10 ⁻¹	LN(1.1.10 ⁻³ ; 8.10 ⁻¹) VME : 3.10 ⁻²	LN(1.4.10 ⁻² ; 1) VME : 1.2.10 ⁻¹	LN(1.4.10 ⁻⁴ ; 10 ⁻¹) VME : 3.7.10 ⁻³	LN(7.2.10 ⁻² ; 3.7.10 ¹) VME : 1.6	
		ASTRAL	Dépend du type de sol	1.3.10 ⁻³			1.8.10 ⁻⁴	4.4.10 ⁻³	
θ _{fi} (-)	taux d'humidité au point de flétrissement	OURSON	U(0.06; 0.27) VME: 0.165						
h _{lab} (m)	profondeur de labour	OURSON	U(0.15; 0.3) VME: 0.225						
		MIRRAGE	Dépend du végétal						
		BLIQUID	Dépend du végétal						
CN (-)	nombre de courbe	OURSON	U(60; 90) VME: 75						
Q _{er} (kg.m ⁻² .j ⁻¹)	taux moyen d'érosion	OURSON	LU(3.10 ⁻⁶ ; 2.10 ⁻³) VME: 7.75.10 ⁻⁵						
V(n) (m.s ⁻¹)	Vitesse de dépôt sec sur le sol nu	MIRRAGE	0.005 en aérosol				0.01	0.005 en aérosol	
cd(v,i) (m ³ .s ⁻¹ .kg ⁻¹)	Coefficient de dépôt sec	MIRRAGE	Dépend du végétal						
φ _j :	constante de décroissance radioactive due à d'autres phénomènes	BLIQUID	0.01				0.1	0.01	

N.B. : N(loi normale), LN(loi log-normale), U (loi uniforme), LU (loi log-uniforme), LT (loi log-triangulaire), VME (valeur de meilleure estimation).

✓ Paramètres dépendant du type de végétal

Paramètre	Définition	Modèle	Végétal								
			herbe	Légume feuille	Légume fruit	Légume racine	Céréales	Maïs ensilage	Fourrage	Foin	Pommes de terre
τ_{vi} (-)	Teneur en eau du végétal	OURSON	U(0.85;0.95) VME: 0.90	U(0.85;0.95) VME: 0.90	U(0.7;0.85) VME: 0.90	U(0.7;0.85) VME: 0.90	U(0.05;0.2) VME: 0.90	U(0.4;0.6) VME: 0.90			
		MIRRAGE	0.90	0.92	0.85	0.86	0.13	0.69	0.87	0.21	0.77
		BLIQUID	0.90	0.92	0.85	0.86	0.13	0.69	0.87	0.21	0.77
t_{ek} (an)	Temps pendant lequel les cultures sont exposées (an)	BLIQUID	1	0.16	0.33	0.33		0.79	0.5		
$Y_{vi,réc}$ (kg végétal sec.m ⁻² sol)	Rendement de la culture à la récolte	OURSON	T(0.1 ;0.4 ;1) VME : 0.4	T(0.06 ;0.3 ;0.6) VME : 0.3	T(0.01 ;0.06 ;0.1) VME : 0.06	T(0.2 ;0.6 ;1.2) VME : 0.6	T(0.3 ;0.75 ;1.2) VME : 0.75	T(0.4 ;0.7 ;1) VME : 0.7			
$rc(v)$ (kg frais.m ⁻²)	Rendement cultural en poids frais	MIRRAGE	0.5	0.5	0.5	0.5			0.5	0.5	
$k(v)$	Coefficient cultural moyen	MIRRAGE	1	1	0.8	1	0.9	0.9	1	1	1
$rex(v)$ (kg frais.m ⁻² .an ⁻¹)	Rendement exporté annuellement	MIRRAGE	0.8	3	0.6	2	1.2	0.3	0.7	0.2	2
(F/Y) (m ² /kg)	Facteur de transfert foliaire	BLIQUID	0.5	0.3	1	1		0.62	0.5	0.5	
μ_v^p (m ² sol.kg ⁻¹ MS)	Coefficient d'interception foliaire de la phase particulaire	OURSON	LN(0.9;4.2) VME: 1.94								
μ_v^d (m ² sol.kg ⁻¹ MS)	Coefficient d'interception foliaire de la phase dissoute	OURSON	I : LN(0.13 ;2.8) VME: 0.6 Autres nucléides: LN(0.95;4.5) VME : 2.07								
$B_{réc,v}$ (kgMS.m ⁻² sol)	Biomasse aérienne à la récolte	OURSON	U(0.8 ;1) VME: 0.9	U(0.8 ;1) VME: 0.9	U(0.75;0.8) VME: 0.775	U(0.8;1) VME: 0.9	U(1;1.4) VME: 1.2	U(1.2;1.6) VME: 1.4			
λ_{bw} (j ⁻¹)	Constante de décroissance par lessivage	ASTRAL	6.10 ⁻²	1.10 ⁻¹	3.10 ⁻²	3.10 ⁻²	-	-	-	-	-
Dveg (-)	Facteur de dévégétation	ASTRAL	Entre 1 et 2 suivant la date	1			Entre 1 et 2 suivant la date				
H (m)	Profondeur des racines	BLIQUID	0.05	0.15	0.10	0.15	0.25	0.25	0.05	0.05	0.15

✓ Paramètres dépendant du type de radionucléide

Symbole	Définition	Modèles	Valeurs numériques						
			⁵⁴ Mn	⁵⁸ Co	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	^{110m} Ag	¹³¹ I	¹³⁴ Cs
λ_w (j ⁻¹)	Constante de perte par action du climat à la surface des feuilles	OURSON	LN(1.9.10 ⁻² ; 8.9.10 ⁻²) VME: 4.1.10 ⁻²	LN(1.9.10 ⁻² ; 8.9.10 ⁻²) VME: 4.1.10 ⁻²	LN(1.9.10 ⁻² ; 8.9.10 ⁻²) VME: 4.1.10 ⁻²	LN(0.03; 0.3) VME: 4.1.10 ⁻²	LN(1.9.10 ⁻² ; 8.9.10 ⁻²) VME: 4.1.10 ⁻²	LN(1.9.10 ⁻² ; 8.9.10 ⁻²) VME: 4.1.10 ⁻²	
B _v (kg sec.m ⁻² sol)	Facteur de transfert sol-plante (maïs et céréales)	OURSON	LN(3.10 ⁻² ; 3) VME: 0.3	LN(1.7.10 ⁻⁴ ; 8.2.10 ⁻²) VME: 3.7.10 ⁻³	LN(1.1.10 ⁻² ; 1.2) VME: 1.1.10 ⁻¹	LN(4.7.10 ⁻⁵ ; 8.10 ⁻³) VME: 6.1.10 ⁻⁴	LU(5.10 ⁻⁴ ; 3.10 ⁻¹) VME: 1.2.10 ⁻²	LN(7.5.10 ⁻⁴ ; 0.18) VME: 1.2.10 ⁻²	
B _v (kg sec.m ⁻² sol)	Facteur de transfert sol-plante (herbe)	OURSON	LN(9.7.10 ⁻² ; 4.7) VME: 6.80.10 ⁻¹	LN(2.5.10 ⁻³ ; 1.2) VME: 5.5.10 ⁻²	LN(0.26; 6.5) VME: 1.3	LN(4.7.10 ⁻⁵ ; 8.10 ⁻³) VME: 6.1.10 ⁻⁴	LN(3.4.10 ⁻⁴ ; 3.4.10 ⁻²) VME: 3.4.10 ⁻³	LN(4.4.10 ⁻³ ; 2.8) VME: 1.10 ⁻¹	
B _v (kg sec.m ⁻² sol)	Facteur de transfert sol-plante (légume)	OURSON	LN(2.6.10 ⁻² ; 10) VME: 5.1.10 ⁻¹	LN(0.02; 2) VME: 0.2	LN(0.23; 23) VME: 2.3	LN(4.7.10 ⁻⁵ ; 8.10 ⁻³) VME: 6.1.10 ⁻⁴	LU(5.10 ⁻⁴ ; 3.10 ⁻¹) VME: 1.22.10 ⁻²	LN(2.8.10 ⁻² ; 1.2) VME: 1.80.10 ⁻¹	
t _{tr} ^{max} (j)	Nombre de jours avant la récolte où le rapport de translocation maximal est atteint	OURSON	U(25; 50) VME: 37.5	U(25; 50) VME: 37.5	U(0; 10) VME: 5	U(0; 50) VME: 25	U(0; 50) VME: 25	U(25; 50) VME: 37.5	
f _{tr} ^{max} (-)	Rapport de translocation maximal	OURSON	N(0.02; 0.2) VME: 0.11	N(0.045; 0.45) VME: 0.25	N(1.5.10 ⁻² ; 0.15) VME: 8.25.10 ⁻²	U(1.5.10 ⁻² ; 0.45) VME: 2.33.10 ⁻¹	U(1.5.10 ⁻² ; 0.45) VME: 2.33.10 ⁻¹	N(0.03; 0.3) VME: 0.165	
φ (j ⁻¹)	Taux de décroissance dans le sol	ASTRAL	6.94.10 ⁻⁶	3.85.10 ⁻⁶	2.46.10 ⁻⁴	4.16.10 ⁻⁵	1.04.10 ⁻³	1.14.10 ⁻⁶	
r _p (-)	Coefficient de rétention du radionucléide	BLIQID		4.6	5.4		1.8	2.8	
a (-)	Pondérateur de décroissance	ASTRAL	9.9.10 ⁻¹	9.9.10 ⁻¹	9.9.10 ⁻¹	9.9.10 ⁻¹	9.9.10 ⁻¹	9.9.10 ⁻¹	
λ _L (j ⁻¹)	Constante de décroissance long terme	ASTRAL	7.10 ⁻³	7.10 ⁻³	7.10 ⁻³	7.10 ⁻³	7.10 ⁻³	7.10 ⁻³	
λ _w (an ⁻¹)	Constante de décroissance sur le végétal	BLIQID	18.1 (an ⁻¹)						

N.B : Les facteurs de transfert par dépôt humide (FT_{dh}) et de transfert indirect (F_{tgi}), utilisés par le code ASTRAL, ainsi que le facteur de transfert racinaire (Fr), utilisé par le code BLIQID, sont détaillés en annexe 13.

ANNEXE 12 : Scénarii utilisés pour le compartiment « végétal »

1. Scénario sol

➤ Scénario accident :

On considère un dépôt humide total de **10 Bq/m²**, pour 3 dates différentes : 1 jour avant la date de la récolte, 30 jours avant la date de la récolte et 120 jours avant la date de récolte. Cette possibilité est offerte par ASTRAL et OURSON.

On ne considère pas les phénomènes de précipitations et évapotranspirations. De la même façon on ne considère pas le transfert foliaire dans ce cas précis.

Le tableau suivant récapitule les valeurs des principaux paramètres définis dans ce scénario :

ASTRAL	BLIQID	OURSON
Dr = 10 Bq/m ²	dk = 1 L/m ² /an	Q _{irr} = 1 m.j ⁻¹
Kr = 0	C _{irr} = 10 Bq/L	A _{riv} = 10 Bq.m ⁻³
Dilh = 0.1 (légume feuille) 0.75 (légume fruit)	λ = 2.31.10 ⁻² an ⁻¹ (Cs137) 2.38.10 ⁻² an ⁻¹ (Sr90) 1.31.10 ⁻¹ an ⁻¹ (Co60)	ETP = 0 m.j ⁻¹
Dveg = 1 (légume feuille) 1 (légume fruit) 1 (herbe) 2 maïs	φ = 1.10 ⁻² an ⁻¹	PP = 0 m.j ⁻¹
λ = 6.30.10 ⁻⁵ (Cs137) 6.80.10 ⁻⁵ (Sr90) 3.60.10 ⁻⁴ (Co60)	td = 40 ans	Kc = 1
φ = 1.14.10 ⁻⁶ j ⁻¹ (Cs137) 2.46.10 ⁻⁴ j ⁻¹ (Sr90) 3.85.10 ⁻⁶ j ⁻¹ (Co60)	ρ = 1300 kg/m ³	μ ^d = 0 m ² sol.kg ⁻¹ MS
P = 1400 kg.m ⁻³ H _{sol} = 0.2 m	Profondeur racines H = 0.15 m légume feuille 0.1 m légume fruit 0.05 m herbe 0.25 m maïs	μ ^p = 0 m ² sol.kg ⁻¹ MS

➤ Scénario continu :

On considère 1 dépôt humide à partir du 120ème jour avant la date de la récolte pour le logiciel OURSON. Les autres paramètres restent inchangés.

2. Scénario transfert foliaire

➤ Scénario accident :

On considère un dépôt humide total de **10 Bq/m²**, pour 3 dates différentes : 1 jour avant la date de la récolte, 30 jours avant la date de la récolte et 120 jours avant la date de récolte. Cette possibilité est offerte par ASTRAL et OURSON.

On ne considère pas les phénomènes de précipitations et évapotranspirations. De la même façon on ne considère pas le transfert racinaire dans ce cas précis.

Le tableau suivant récapitule les valeurs des principaux paramètres définis dans ce scénario :

ASTRAL	BLIQID	MIRRAGE	OURSON
Dr = 10 Bq/m ²	dk = 1 L/m ² /an	Dépôt = 10 Bq/m ²	Q _{irr} = 1 m.j ⁻¹
Kr = 0	C _{irr} = 10 Bq/L	F _p = 0.6 l/kg frais	A _{riv} = 10 Bq.m ⁻³
FTdh =cf tableau ci-dessous	λ = 2.31.10 ⁻² an ⁻¹ (Cs137) 2.38.10 ⁻² an ⁻¹ (Sr90) 1.31.10 ⁻¹ an ⁻¹ (Co60)	Ct = 1 légume feuille 0.15 légume fruit 1 herbe 1 maïs	ETP = 0 m.j ⁻¹
λ _{bw} = 6.10 ⁻² j ⁻¹ herbe 1.10 ⁻¹ j ⁻¹ légume feuille 3.10 ⁻² légume fruit	(F/Y) = 0.3 m ² /kg légume feuille 1 m ² /kg légume fruit 0.5 m ² m ² /kg herbe 0.62 m ² /kg maïs	Rp = 7 pour le Cs	PP = 0 m.j ⁻¹
λ = 6.30.10 ⁻⁵ (Cs137) 6.80.10 ⁻⁵ (Sr90) 3.60.10 ⁻⁴ (Co60)	λ = 18.1 an ⁻¹		Kc = 1
λ _L = 7.30.10 ⁻¹ j ⁻¹	t _e = 0.16 an légume feuille 0.33 an légume fruit 1 an herbe 0.79 an maïs		B _v = 0
Rendement cultural Rdt = 0.7 kg frais/m ²			
RCh = 0.112			
a = 0.99			

➤ Scénario continu :

On considère 1 dépôt humide à partir du 120ème jour avant la date de la récolte pour le logiciel OURSON. Les autres paramètres restent inchangés.

Facteur de transfert par dépôt humide FTdh en m²/kg frais

		1 jour	30 jours	120 jours
Légume feuille	Sr/Cs	1,00E-01	1,00E-01	1,00E-01
Légume fruit	Sr	8,00E-03	8,00E-03	8,00E-03
	Cs	1,60E-02	1,60E-02	1,60E-02
herbe (foin)	Sr/Cs	1,60E-01	3,00E-02	1,00E-03
Maïs	Sr	4,00E-02		1,00E-04
	Cs	4,00E-02		5,00E-05

3. Transfert racinaire

➤ Scénario accident :

On considère un dépôt humide total de **10 Bq/m²**, pour 3 dates différentes : 1 jour avant la date de la récolte, 30 jours avant la date de la récolte et 120 jours avant la date de récolte. Cette possibilité est offerte par ASTRAL et OURSON.

On ne considère pas les phénomènes de précipitations et évapotranspirations. De la même façon on ne considère pas le transfert foliaire dans ce cas précis.

Le tableau suivant récapitule les valeurs des principaux paramètres définis dans ce scénario :

ASTRAL	BLIQID	OURSON
Dr = 10 Bq/m ²	dk = 1 L/m ² /an	Q _{irr} = 1 m.j ⁻¹
Kr = 0	C _{irr} = 10 Bq/L	A _{riv} = 10 Bq.m ⁻³
Dilh 0.1 (légume feuille) 0.75 (légume fruit)	λ = 2.31.10 ⁻² an ⁻¹ (Cs137) 2.38.10 ⁻² an ⁻¹ (Sr90) 1.31.10 ⁻¹ an ⁻¹ (Co60)	ETP = 0 m.j ⁻¹
Dveg = 1 (légume feuille) 1 (légume fruit) 1 (herbe) 2 maïs	φ = 1.10 ⁻² an ⁻¹	PP = 0 m.j ⁻¹
λ = 6.30.10 ⁻⁵ (Cs137) 6.80.10 ⁻⁵ (Sr90) 3.60.10 ⁻⁴ (Co60)	td = 40 ans	Kc = 1
φ = 1.14.10 ⁻⁶ j ⁻¹ (Cs137) 2.46.10 ⁻⁴ j ⁻¹ (Sr90) 3.85.10 ⁻⁶ j ⁻¹ (Co60)	ρ = 1300 kg/m ³	μ ^d = 0 m ² sol.kg ⁻¹ MS
	Profondeur racines H = 0.15 m légume feuille 0.1 m légume fruit 0.05 m herbe 0.25 m maïs	μ ^p = 0 m ² sol.kg ⁻¹ MS
Ftgi : cf. tableau ci-dessous	Fr : cf. tableau ci-dessous	

➤ Scénario continu :

On considère 1 dépôt humide à partir du 120ème jour avant la date de la récolte pour le logiciel OURSON. Les autres paramètres restent inchangés.

Facteur de transfert indirect Ftgi (en m²/kg frais) fourni par ASTRAL

	Co	Cs	Sr
légumes feuilles	1,43E-04	7,00E-05	1,00E-03
légumes fruits	2,38E-05	2,00E-05	1,00E-03
herbe	7,14E-05	7,00E-05	7,00E-04
maïs	2,86E-05	2,00E-05	2,00E-04