

**Comité directeur pour la gestion de la phase post-accidentelle
d'un accident nucléaire ou d'une situation d'urgence radiologique
(CODIRPA)**

Rapport du groupe de travail *ad hoc* « Eau »

« Gestion de la ressource en eau en situation post-accidentelle nucléaire »

Première partie

18 janvier 2011

Sommaire

Liste des tableaux	4
Liste des figures	4
Liste des participants au GT Eau au 26 mai 2009.....	5
Liste des abréviations.....	6
Glossaire.....	7
Introduction	9
1) Présentation du risque radiologique en matière d'eau.....	10
1.1) L'origine de la contamination	10
1.2) Les voies d'exposition possibles selon les différents usages de l'eau	11
1.2.1) <i>Ingestion d'eau ou d'aliments contaminés par l'eau</i>	11
1.2.2) <i>L'irrigation</i>	11
1.2.3) <i>Autres voies d'exposition</i>	11
1.3) Identification des groupes sensibles au risque dû à l'eau contaminée dans la population	11
1.3.1) <i>Les nourrissons et les enfants</i>	11
1.3.2) <i>Les femmes enceintes</i>	12
1.3.3) <i>Les personnes hypersensibles</i>	12
1.3.4) <i>Les personnes dialysées à domicile</i>	12
1.4) Les risques sanitaires	12
2) Les acteurs, la réglementation et les outils dédiés à la gestion de l'eau destinée à la consommation humaine	13
2.1) Les acteurs locaux.....	13
2.2) La réglementation relative à la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine.....	14
2.2.1) <i>La réglementation en situation de routine</i>	14
2.2.2) <i>La réglementation en situations accidentelles</i>	19
2.3) Les outils dédiés à la gestion de l'eau potable	24
2.3.1) Situation de routine	24
2.3.2) Situations accidentelles.....	25
3) La connaissance de la qualité radiologique de l'eau en situation d'urgence ou en phase post-accidentelle d'un accident nucléaire	29
3.1) Rappels sur la persistance des radionucléides dans l'environnement.....	29
3.2) Les mesures de la contamination de l'eau	29
3.2.1) Situation de routine	30
3.2.2) Situations accidentelles.....	31
3.2.3) Les acteurs de la mesure en situation accidentelle.....	32
3.2.4) Les techniques d'analyse de la qualité radiologique de l'eau.....	33
3.2.5) Les limites d'utilisation des mesures environnementales.....	33
4) Le transfert vers les ressources en eau.....	34
4.1) Les différentes voies de transferts.....	34
4.1.1) Dépôt sur les rivières et plans d'eau	35
4.1.2) Dépôt au sol	35
4.2) L'approche du risque de contamination radiologique de l'eau par une cotation de la vulnérabilité de la ressource.....	36
4.3) L'approche du risque de contamination radiologique de l'eau par la vulnérabilité des ouvrages des réseaux d'eau destinée à la consommation humaine	37
4.4) L'approche par calculs et modélisations.....	38
4.4.1) Transfert en eaux de surface	39
4.4.2) Transfert par ruissellement et lessivage.....	41

4.4.3) Transfert en milieu continu (nappe en milieu poreux dont nappe alluviale d'accompagnement)	42
4.4.4) Transfert et écoulement souterrain dans un karst	47
4.4.5) Les limites d'utilisation des modèles prédictifs	47
5) Efficacité des techniques de potabilisation sur la qualité radiologique de l'eau.....	48
6) Définir des valeurs repères en situation post-accidentelle	49
7) Recommandations du GT Eau.....	50
Annexe 1 : Les codes de calcul des transferts de particules dans les sols et les nappes... 51	
Annexe 2 : Techniques d'analyses de la radioactivité dans les eaux	54

Liste des tableaux

Tableau 1 : Pathologies radio-induites en fonction du radionucléide et de la dose	12
Tableau 2 : Les quatre indicateurs de la qualité radiologique de l'eau	14
Tableau 3 : Exemples de valeurs guides de l'OMS	15
Tableau 4 : Extraits du code de la santé publique portant sur les niveaux d'intervention	19
Tableau 5 : Valeurs limites dans les aliments liquides destinés à la consommation (y compris eau de boisson) adaptées au commerce international suite à un accident nucléaire	21
Tableau 6 : Seuils d'intervention pour les aliments destinés à la consommation (y compris eau de boisson) destinés à protéger les populations locales en cas d'accident nucléaire	22
Tableau 7 : Niveaux de dépistage d'urgence pour les activités alpha et bêta globales dans l'eau de consommation.....	23
Tableau 8 : Période radioactive des radionucléides	29
Tableau 9 : Acteurs de la mesure intervenant en situation d'urgence radiologique.....	32
Tableau 10 : Echelle de vulnérabilité des ressources en eau vis-à-vis d'un rejet radioactif	36
Tableau 11 : Echelle de vulnérabilité du réseau d'AEP vis-à-vis d'un rejet radioactif..	37
Tableau 12 : Coefficients de distribution Kd (en mL/g) dans les sols des 4 radionucléides retenus par le GT Eau.....	42
Tableau 13 : Données OMS, CODEX, EURATOM, CIPR, Santé Canada, UK, Russie, Biélorussie	48

Liste des figures

Figure 1 : Stratégie de gestion des dépassements des indicateurs de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine.....	17
Figure 2 : Gestion des dépassements de la référence de qualité de la DTI et information du public.....	18
Figure 3 - Représentation schématique des transferts vers les ressources en eau	34

Liste des participants au GT Eau au 26 mai 2009

Identité	Fonction
Gilbert ALCAYDE	Hydrogéologue
Paul ANTONY	Comité National de l'Eau (CNE)
Michel AUGET	Assainissement de Paris
Nadia BAHRIA	Fédération professionnelle des entreprises de l'eau (FP2E)
Bruno CESSAC	IRSN
Ronald CHARVET	Assainissement de Paris
Guy COUDERT	EDF/Service Organisation Nationale de Crise
Patrick DEVIN	AREVA
Jean DUCHEMIN	Agence de l'eau Seine-Normandie
Johanna FITE	ASN
Claire GAUVIN	ASN
Christian GENEAU	Ministère de l'intérieur, MARN
Barbara GOUGET	AFSSA
Bruno HERON	Ministère de l'intérieur, MARN
Jean-Paul LEGROUX	CGAAER, pilote du GT eau
Jacky MANIA	Hydrogéologue
Florent MATOUK	ASN
Isabelle MEHL-AUGET	ASN
Emilie NAVARRO	IRSN
Bruno NGUYEN	Eau de Paris
Thierry PAUX	Direction Générale de la Santé (DGS)
STEPHAN-KERNST	Eau de Paris
François VIGUIE	Ingénieur du Génie Sanitaire (ARS)
Anita VILLERS	Environnement et Développement Alternatif
Philippe VOLANT	SGDN

Liste des abréviations

AEP : Alimentation en Eau Potable

ARS : Agence Régionale de Santé

ASN : Autorité de Sûreté Nucléaire

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

CEA : Commissariat à l'Energie Atomique

CGAAER : Conseil Général de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Espaces Ruraux

CGCT : Code Général des Collectivités Territoriales

CMIR : Cellule Mobile d'Intervention Radiologique

CNPE : Centre Nucléaire de Production d'Electricité

CODIRPA : COmité DIRecteur pour la gestion de la phase Post-Accidentelle d'un accident nucléaire ou d'une situation d'urgence radiologique

CSP : Code de la Santé Publique

DGS : Direction Générale de la Santé

EDCH : Eau destinée à la consommation humaine (terminologie du Code de la santé publique)

EP : Eau potable (terminologie du Code général des collectivités territoriales)

GT : Groupe de Travail

INB : Installation Nucléaire de Base

IPSN : Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire

IRSN : Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire

MARN : Mission nationale d'Appui à la gestion des Risques Nucléaires (Direction de la sécurité civile du Ministère de l'intérieur)

ORSEC : Organisation de la Réponse de SEcurité Civile

PCS : Plan Communal de Sauvegarde

PDM : Programme Directeur de Mesures

PPI : Plan Particulier d'Intervention

PRPDE : Personne responsable de la production et de la distribution de l'eau

PUI : Plan d'Urgence Interne

RTGV : Rupture de Tube Générateur de Vapeur

Glossaire

Acteur de la mesure : personne morale, publique ou privée, qui effectue des mesures de radioactivité dans le cadre de la Directive interministérielle du 29/11/05¹.

Activité volumique d'un liquide : cette grandeur est exprimée en Bq.L^{-1} , pour l'ensemble des radionucléides présents dans le liquide ou pour un radionucléide particulier. Elle caractérise la contamination radioactive des ressources en eau et des aliments liquides tels que le lait.

Coefficient de partage eau/sol (Kd) : ce coefficient noté Kd (en mL/g) est défini comme le rapport de la concentration (Bq/g) de particules fixées au sol à la concentration de particules restant en solution (Bq/mL).

Dose efficace : somme des doses équivalentes pondérées délivrées, par exposition interne et externe, aux différents tissus et organes du corps. L'unité de dose efficace est le sievert (Sv) [*Code de la santé publique (CSP), Annexe 13-7*].

Dose équivalente : dose absorbée par un tissu ou un organe, pondérée suivant le type et l'énergie du rayonnement. L'unité de dose équivalente est le sievert (Sv) (ex : dose équivalente à la thyroïde) [*CSP, Annexe 13-7*].

Dose totale indicative (DTI) : dose efficace résultant de l'incorporation des radionucléides présents dans l'eau durant une année de consommation. Elle est obtenue par calcul en considérant que la consommation quotidienne d'eau est de 2 litres. Son évaluation permet d'estimer la part de l'exposition aux rayonnements ionisants apportée par les eaux de consommation [*circulaire DGS du 13 juin 2007*²].

Emission : toute émission anormale de matières radioactives ou irradiation anormale sans rejet de matières radioactives [*Directive interministérielle du 29/11/05*].

Evénement : tout incident, accident, acte malveillant ou terroriste, qui est susceptible de conduire à une situation d'urgence radiologique, telle que définie à l'article R 1333-76 du code de la santé publique [*Directive interministérielle du 07/04/05*³].

Exploitant : personne responsable d'une activité nucléaire au sens de l'article L 1331-1 du code de la santé publique et des décrets des 11/12/63 et 05/07/01, ou, s'agissant d'un transport, selon le cas l'expéditeur, le transporteur ou le destinataire [*Directive interministérielle du 29/11/05*].

Période radioactive (ou demi-vie d'un élément radioactif) : temps au bout duquel la moitié des atomes radioactifs initialement présents dans un échantillon a disparu par désintégration radioactive naturelle. Selon les noyaux radioactifs concernés, cette période est très variable

¹ Directive interministérielle du 29/11/05 relative à la réalisation et au traitement des mesures de radioactivité dans l'environnement en cas d'événement entraînant une situation d'urgence radiologique.

² Circulaire DGS/EA4/2007/232 du 13 juin 2007 relative au contrôle et à la gestion du risque sanitaire liés à la présence de radionucléides dans les eaux destinées à la consommation humaine, accompagnée en annexe de la délibération de l'ASN n° 2007-DL-003 du 7 mars 2007.

³ Directive interministérielle du 7 avril 2005 sur l'action des pouvoirs publics en cas d'événement entraînant une situation d'urgence radiologique.

(de quelques micro-secondes pour le polonium 214 à quelques milliards d'années pour l'uranium 238).

Phase de menace : période liée à un événement, précédant une éventuelle émission. Cette phase peut ne pas exister en fonction de la nature de l'événement [*Directive interministérielle du 29/11/05*].

Phase de transition : premiers jours, premières semaines de la phase post-accidentelle.

Phase d'urgence : phase caractérisée par une émission durant laquelle des actions sont engagées, dans l'urgence, de manière rapide et organisée, notamment dans le cadre de plans de secours pris en application de la loi relative à la modernisation de la sécurité civile, de façon à limiter les conséquences d'un événement [*Directive interministérielle du 29/11/05*].

Phase post-accidentelle : phase de traitement des conséquences de l'événement [*Directive interministérielle du 29/11/05*].

Radioactivité : phénomène de transformation spontanée d'un nucléide avec émission de rayonnements ionisants [*CSP, Annexe 13-7*].

Radionucléide : isotope dont le noyau instable se désintègre à un certain moment de son existence. Il retrouve son équilibre en émettant un rayonnement pour libérer son surplus d'énergie. Ce phénomène est à l'origine de la radioactivité.

Rayonnements ionisants : ondes électromagnétiques (gamma) ou particules (alpha, bêta, neutrons) émises lors de la désintégration de radionucléides. Les rayonnements sont dits "ionisants" car ils produisent des ions en traversant la matière [*CSP, Annexe 13-7*].

Système d'informations en santé-environnement sur les eaux (SISE-Eaux) : Il s'agit de la composante « eaux d'alimentation » du système d'information en santé-environnement du ministère chargé de la santé. Cet outil est un système informatique cohérent de gestion de données administratives, techniques et analytiques de la distribution de l'eau en France. Il permet une description et une exploitation homogène à tous les échelons géographiques (départemental, régional ou national) des données relatives aux installations de captage, de traitement et de distribution d'eau et aux analyses qui s'y rapportent.

Vulnérabilité intrinsèque : La vulnérabilité intrinsèque d'un aquifère ne tient pas compte des caractéristiques physico-chimiques propres à un ou à un groupe de polluants. Cela revient à considérer le transport d'un soluté non réactif, scénario majorant en termes de temps de transfert, équivalent à une molécule d'eau qui représente le contaminant le plus mobile qui puisse exister.

Vulnérabilité spécifique : La vulnérabilité spécifique d'un aquifère prend en compte la nature du polluant. Elle ne peut pas être extrapolée à d'autres éléments que celui pour lequel elle a été déterminée.

Zone non saturée : Zone du sous-sol comprise entre la surface du sol et la surface d'une nappe libre.

Zone saturée : Zone du sous-sol dans laquelle l'eau occupe complètement les interstices des roches, formant, dans un aquifère, une nappe d'eau souterraine

Introduction

Depuis plusieurs années, les pouvoirs publics ont élaboré une organisation adaptée pour gérer les situations d'urgence radiologique consécutives à un accident sur une installation nucléaire. Cette organisation a été définie par la directive interministérielle du 7 avril 2005 sur l'action des pouvoirs publics en cas d'événement entraînant une situation d'urgence radiologique.

Toutefois, la gestion du risque en phase post-accidentelle n'a pas été traitée avec la même attention. En tout état de cause, aucune formalisation de la doctrine qui servirait de base à l'action des pouvoirs publics n'est à ce jour disponible.

L'autorité de sûreté nucléaire (ASN), en relation avec les départements ministériels concernés, a donc été chargée, par la directive interministérielle précitée, de définir, de préparer et de mettre en œuvre les dispositions nécessaires pour faire face à une situation post-accidentelle.

En juin 2005, l'ASN a mis en place un Comité Directeur pour la gestion de la phase Post-Accidentelle d'un accident nucléaire ou d'une situation d'urgence radiologique (CODIRPA), chargé d'élaborer une doctrine nationale dédiée à la gestion du risque radiologique en situation post-événementielle. A cet effet, une douzaine de groupes de travail (GT) thématiques ont été constitués, dont un GT *ad hoc* sur la gestion des ressources en eau, communément appelé GT Eau.

Le travail des différents GT, et entre autres du GT Eau, a été réalisé à partir de deux scénarios de gravité moyenne entraînant des rejets atmosphériques de substances radioactives (une fusion partielle du cœur du réacteur et une rupture de tube d'un générateur de vapeur (RTGV)⁴).

Un scénario d'accident à l'étranger et un scénario avec émission de radionucléides émetteurs alpha (plutonium) sont actuellement en cours de préparation dans le cadre des travaux du CODIRPA. Par la suite, d'autres scénarios seront étudiés (notamment un scénario d'accident aggravé).

En matière d'eau destinée à la consommation humaine, il n'existe pas à l'heure actuelle en France de niveaux de référence de qualité radiologique en situation d'urgence et en cas d'exposition durable. Les indicateurs et les valeurs disponibles sont définis pour des situations de routine et ne sont pas adaptés aux situations accidentelles.

Le GT Eau du CODIRPA a reçu les trois missions suivantes :

- évaluer les conséquences d'un accident nucléaire sur la qualité de l'eau en général,
- proposer des valeurs repères ou des niveaux d'intervention pour l'eau brute et l'eau de consommation, au-dessus desquels des restrictions d'usage et/ou des interdictions de consommation devront être appliquées,

⁴ Ces scénarios sont présentés dans le document « CODIR-PA » : présentation de deux scénarios d'accident affectant une centrale nucléaire française », IRSN/DEI, mai 2007, disponible sur le site internet de l'ASN.

- formuler des recommandations sur la préparation des pouvoirs publics et des différents acteurs à une gestion post-accidentelle de l'eau (incluant l'eau destinée à la consommation humaine, mais aussi les autres usages de l'eau).

Il a commencé ses travaux en janvier 2007 en se proposant de remplir ces trois missions. Le présent rapport a pour objet de présenter les résultats obtenus à ce jour.

Le GT Eau a estimé nécessaire de répondre à sept questions :

Les cinq premières sont traitées dans la première partie du rapport du GT eau. Les deux dernières donnent lieu à une deuxième partie de ce rapport consacrée aux recommandations.

Première partie :

- **quel est le risque lié à l'eau ? (§ 1)**
- **quels sont les acteurs intervenant en situations d'urgence et post-accidentelle ? (§ 2)**
- **quel contexte réglementaire doivent-ils respecter, quels outils sont à leur disposition ? (§ 2)**
- **comment peuvent-ils connaître et prévoir le niveau de contamination de l'eau ? (§ 3, 4 et 5)**
- **quels niveaux de contamination en situation post-accidentelle doivent guider l'intervention des pouvoirs publics ? (§ 6)**

Deuxième partie :

- **quelles recommandations peuvent être formulées pour mieux se préparer à l'accident et pour en diminuer l'impact ?**
- **quelles actions peuvent être décidées rapidement après l'accident pour réduire la contamination des ressources en eau ?**

1) Présentation du risque radiologique en matière d'eau

En cas d'accident ou d'incident nucléaire, la contamination des ressources en eau, quelles soient destinées à la consommation humaine, aux loisirs ou à l'irrigation fait partie des risques à prendre en compte.

1.1) L'origine de la contamination

Trois types de rejets entraînant une contamination des ressources en eau peuvent être envisagés :

- Un rejet direct dans les eaux de surface, pouvant éventuellement se propager dans les eaux souterraines.
- Un rejet atmosphérique entraînant, après dépôt, une contamination des eaux de surfaces et/ou souterraines,
- Une percée du radier des cuves provoquant une contamination des eaux souterraines.

Seule la contamination des ressources en eau suite à un rejet atmosphérique (cf. les deux scénarios du CODIRPA) a été étudiée par le GT Eau. Celui-ci a retenu les quatre principaux

radionucléides ayant un impact sanitaire, à savoir le césium, le strontium, l'iode, ainsi que le plutonium (par extension, pour le scénario plutonium dont l'ajout a été décidé par le CODIRPA).

1.2) Les voies d'exposition possibles selon les différents usages de l'eau

Les voies d'exposition de la population diffèrent selon les usages qui sont faits de l'eau.

1.2.1) Ingestion d'eau ou d'aliments contaminés par l'eau

L'exposition par ingestion peut se faire directement en consommant de l'eau, mais également en ingérant des denrées alimentaires rincées avec de l'eau contaminée. Il reste que la principale voie d'exposition à l'eau est l'ingestion d'eau de consommation. Pour les populations vivant hors de la zone contaminée et alimentées par de l'eau polluée, la « voie eau » pourrait être la seule voie d'exposition, d'où l'intérêt de la surveiller, même si la dose reçue reste faible.

1.2.2) L'irrigation

L'irrigation réalisée avec de l'eau contaminée peut entraîner un dépôt secondaire sur les cultures, déjà soumises aux dépôts atmosphériques. Cette contamination serait bien plus faible que celle résultant du dépôt direct. Dans l'exemple théorique présenté dans l'étude DEI/SESUC n°2008-044 (Analyse des études sur la contamination des eaux de surface par voie atmosphérique suite à un accident nucléaire), elle est 400 fois moindre. Le supplément d'impact sur l'homme peut être considéré comme négligeable.

En dehors de la zone affectée par l'accident, il conviendra d'examiner, au cas par cas, l'importance du risque d'irrigation de cultures par des eaux contaminées.

1.2.3) Autres voies d'exposition

Les autres voies d'exposition à l'eau sont l'inhalation (douche, aérosols émis lors d'un nettoyage à haute pression, etc.), le contact cutané (eau de vaisselle, hygiène corporelle, loisirs aquatiques), l'ingestion involontaire (brossage des dents), et la préparation des aliments (lavage et cuisson).

Peu de données sont disponibles dans la littérature sur les risques liés à ces différents usages, et il est difficile de les hiérarchiser en fonction de leur impact sanitaire.

En première approche, l'exposition aux autres voies peut être considérée comme très inférieure à celle liée à l'ingestion d'eau de boisson.

1.3) Identification des groupes sensibles au risque dû à l'eau contaminée dans la population

Les effets des rayonnements ionisants sur la santé des personnes varient d'un individu à l'autre. La même dose n'a pas le même effet selon qu'elle est reçue par un enfant en période de croissance ou par un adulte.

1.3.1) Les nourrissons et les enfants

Du fait de leur métabolisme (développement du squelette, quantité quotidienne d'eau consommée par rapport au poids corporel, etc.), les nourrissons (0-1 an) et les enfants

(jusqu'à 17 ans) sont les plus sensibles à la radioactivité. C'est pourquoi ils doivent faire l'objet des précautions les plus sévères.

1.3.2) Les femmes enceintes

Les femmes enceintes sont également considérées comme une population sensible. L'effet des radiations sur l'embryon et le fœtus dépend de leur stade de développement. L'œuf fécondé est très sensible aux radiations avant le 9^{ème} jour. Une exposition pendant cette période peut provoquer sa perte. Pendant la phase de développement de l'embryon, la mort ou la mutation d'une cellule peut entraîner un défaut dans l'organogenèse et être à l'origine de malformations.

Le tissu nerveux est très sensible aux radiations pendant la période de développement du système nerveux (8^{ème} à 16^{ème} semaine). Des malformations ou des retards mentaux peuvent résulter de l'irradiation de l'embryon pendant cette période (Hiroshima).

1.3.3) Les personnes hypersensibles

Certains individus peuvent présenter une hypersensibilité aux rayonnements ionisants du fait de déficiences dans les mécanismes de réparation cellulaire. Les hypothyroïdiens ont un taux d'assimilation d'iode par la thyroïde faible mais, a contrario, une période biologique de l'iode accrue. Si l'on considère un isotope radioactif de l'iode, la dose radiologique résultante sera plus importante que pour un sujet euthyroïdien ayant un taux d'assimilation normal.

1.3.4) Les personnes dialysées à domicile

La circulaire de la Direction générale de la santé du 7 novembre 2003 s'applique aux personnes dialysées à domicile et aux centres de dialyse.

1.4) Les risques sanitaires

Les risques sanitaires varient en fonction des radionucléides. Les radionucléides sous forme soluble et chimiquement comparables à des éléments nutritifs essentiels ont tendance à suivre les mêmes voies que leurs analogues. Les isotopes du strontium se comportent comme le calcium qui se fixe sur les os. Le ¹³⁷Cs suit le mouvement général du potassium dans l'organisme. Les isotopes de l'iode se comportent comme l'iode stable qui s'accumule dans la thyroïde. La toxicité radiologique de ces radionucléides vis-à-vis de leur(s) organe(s) cible(s) est présentée dans le *Tableau 1*. Elle est fonction de la période du radionucléide, de son type de rayonnement et de ses mécanismes de rétention dans l'organisme.

Tableau 1 : Pathologies radio-induites en fonction du radionucléide et de la dose

Radionucléides	Organes cibles	Effets sur la santé
Iode 131	Thyroïde	Pour des fortes à très fortes doses (> 1 Sv) : hypothyroïdie allant jusqu'au cancer de la thyroïde
Césium 137	Irradiation globale	Pour des faibles doses (< 1 Sv) : asthénie, nausée, vomissement, anorexie Pour des fortes doses (> 1 Sv) : symptômes hémorragiques et infectieux Pour des très fortes doses (> 3 Sv) : atteintes des fonctions intestinales, pulmonaires, neurologiques entraînant la mort
Strontium	Os	Pour des faibles doses (< 1 Sv) : diminution des fonctions immunitaires par irradiation de la moelle osseuse Pour des fortes doses (> 1 Sv) : lésions nécrotiques et cancer des os et des tissus adjacents
Plutonium	Os et foie	Pour des fortes doses (> 1 Sv) : cancer des os et du foie

Certains radionucléides ont une toxicité chimique plus importante que leur toxicité radiologique. C'est le cas de l'uranium naturel qui est un néphrotoxique.

Il est à noter que les niveaux de dose mentionnés au *Tableau 1* correspondent à des événements de gravité extrême, sans commune mesure avec les scénarios de gravité moyenne abordés jusqu'à maintenant dans les travaux du CODIR-PA.

2) Les acteurs, la réglementation et les outils dédiés à la gestion de l'eau destinée à la consommation humaine

En France de même qu'à l'étranger, la gestion de l'eau destinée à la consommation humaine (EDCH) est réglementée et gérée par des acteurs dont les compétences respectives sont bien définies.

2.1) Les acteurs locaux

Tout service assurant tout ou partie de la production et de la distribution d'eau destinée à la consommation humaine est un service d'eau potable⁵.

La distribution de l'eau potable est une compétence communale⁶. Cette compétence peut être transférée à un établissement public de coopération intercommunale (syndicat, communauté de communes, etc.). La collectivité territoriale peut gérer elle-même son service public de distribution d'eau potable ou confier cette gestion à un délégataire.

La personne responsable de la production et de la distribution de l'eau (PRPDE) est tenue de surveiller la qualité de l'eau distribuée⁷.

Indépendamment de l'organisation du service public de distribution de l'eau destinée à la consommation humaine, le maire détient des compétences liées à sa fonction. Il est le garant de la salubrité publique dans sa commune.

⁵ Article L 2224-7 du Code général des collectivités territoriales (CGCT).

⁶ Article L 2224-7-1 du CGCT.

⁷ Article L 1321-23 et R 1321-23 du Code de la santé publique (CSP).

Le contrôle réglementaire de la qualité de l'eau potable, du captage jusqu'au robinet du consommateur, est une compétence de l'Etat. Il est assuré sous l'autorité des préfets par les services santé-environnement des directions départementales des affaires sanitaires et sociales (ARS). Le maire est tenu à l'affichage des résultats de ce contrôle sanitaire et il doit présenter annuellement au conseil municipal un rapport sur le prix et la qualité du service public de l'eau distribuée (RPQS).

Les ARS gèrent la base nationale SISE-Eaux qui contient notamment les données suivantes :

- la liste des captages,
- la liste des unités de production et de distribution,
- la liste des exploitants des unités de production et de distribution,
- la taille des populations desservies par chaque unité de distribution,
- la liste des laboratoires d'analyse agréés,
- les résultats du contrôle sanitaire (ces résultats commencent à être en ligne sur les sites internet de certaines DRASS et sur le site internet du ministère chargé de la santé⁸).

Dans cette base, les captages sont classés ESU (eaux superficielles) ou ESO (eaux souterraines). Les captages ESO comprennent les puits et forages plus ou moins profonds ainsi que les sources. Toutefois, certaines d'entre elles sont considérées comme influencées par les eaux superficielles.

Enfin, le préfet instruit les demandes d'autorisation de prélèvement d'eau dans le milieu naturel, de production et de distribution d'EDCH, de même que les procédures d'instauration des périmètres de protection des captages.

2.2) La réglementation relative à la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine

2.2.1) La réglementation en situation de routine

Depuis le 1er janvier 2005, en application de l'arrêté du 12 mai 2004, le contrôle sanitaire de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine est obligatoire. Des références de qualité et des valeurs guides ont été établies, et des consignes à suivre en cas de dépassement de celles-ci sont définies.

2.2.1.1) Les indicateurs de la qualité radiologique de l'eau

En France, les limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine sont fixées par l'arrêté du 11 janvier 2007 du ministère chargé de la santé⁹. Les valeurs des quatre indicateurs de la qualité radiologique de l'eau qui figurent dans cet arrêté, ainsi que les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (2006)¹⁰ sont présentées dans le *Tableau 2*.

⁸ A l'adresse suivante : <http://www.sante.sports.gouv.fr/dossiers/sante/eau/eau-potable/eau-potable.html>

⁹ Les valeurs guides pour les activités alpha globale et bêta globale résiduelles ont été fixées par l'arrêté du 12 mai 2004 et les références de qualité de la DTI et de l'activité tritium ont été définies dans la directive 98/83 CE et transposées dans le code de la santé publique.

¹⁰ World Health Organization, Guidelines for Drinking-Water Quality – 9. Radiological aspects, Recommendations, 3th edition, Volume 1, pp.197-209.

Tableau 2 : Les quatre indicateurs de la qualité radiologique de l'eau

Indicateur	Nature	Valeur nationale	Valeur OMS
Activité alpha globale	Valeur guide	0,1 Bq/L	0,5 Bq/L
Activité bêta globale résiduelle		1 Bq/L	1 Bq/L
Activité tritium	Référence de qualité	100 Bq/L	10 000 Bq/L
DTI		0,1 mSv/an	0,1 mSv/an

Remarque : Les recommandations de l'OMS sont applicables en routine et, en principe, à partir de un an après un accident nucléaire.

L'appréciation finale de la qualité radiologique d'une eau est fondée sur la dose totale indicative (DTI). Le calcul de la DTI est effectué selon les modalités définies à l'article R. 1321-20 du CSP.

La référence de qualité de la DTI a été fixée par l'OMS et reprise par l'Union européenne dans la directive n°98/83 CE relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Cet indicateur ne peut être apprécié que par référence à un modèle type de consommation et non aux seules caractéristiques intrinsèques de l'eau. Sa référence de qualité est de 0,1 mSv/an, partant du principe que la consommation régulière de 2 litres d'eau par jour (soit 730 L/an) ne devrait pas entraîner une dose de plus de 10 % de la limite de dose pour le public, fixée à 1 mSv/an dans l'article R.1333-8 du CSP, en sus de la dose due aux expositions naturelles (rayonnements cosmiques, telluriques, radon, etc.).

La DTI est supposée inférieure ou égale à 0,1 mSv/an lorsque les valeurs mesurées sont inférieures ou égales respectivement à 0,1 Bq/L en activité alpha globale et 1 Bq/L en activité bêta globale résiduelle.

La valeur guide française de l'activité alpha globale, égale à 0,1 Bq/L, est inférieure à celle de l'OMS, soit 0,5 Bq/L.

Le tritium est considéré comme un indicateur de contamination d'origine anthropique. Son existence à des concentrations élevées dans l'eau peut être le témoin de la présence d'autres radionucléides artificiels. L'activité de 100 Bq/L en tritium correspond à une exposition de 1,3 µSv/an. Elle est inférieure à la valeur retenue par l'OMS de 10 000 Bq/L en tritium qui conduirait à une dose efficace de l'ordre de 0,1 mSv/an pour une consommation quotidienne de 2 litres d'une eau à cette concentration.

Par ailleurs, l'OMS a également défini des valeurs guides pour différents radionucléides. A titre d'exemple, celles des radionucléides retenus par le GT Eau (¹³¹I, ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁸Pu, ²³⁹Pu) figurent dans le *Tableau 3*. Ces valeurs sont applicables en routine, ainsi que pour des radionucléides ayant été rejetés lors d'un accident nucléaire ayant eu lieu il y a plus d'un an.

Tableau 3 : Exemples de valeurs guides de l’OMS

Radionucléides	Valeurs guides (Bq/L)
^{129}I	1 000
^{89}Sr	100
^{90}Sr , ^{131}I , ^{137}Cs , ^{134}Cs	10
$^{238/239}\text{Pu}$	1

Source : OMS, 2006.

2.2.1.2) La gestion des dépassements en situation de routine

La gestion des dépassements des valeurs guides ou des références de qualité par les ARS s’appuie sur l’arrêté du 12 mai 2004 fixant les modalités de contrôle de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine, et sur la circulaire DGS/EA4/2007/232 du 13 juin 2007 relative au contrôle et à la gestion du risque sanitaire liés à la présence de radionucléides dans les EDCH, à l’exception des eaux conditionnées et des eaux minérales naturelles. Ces mesures de gestion reposent sur les recommandations de l’ASN. La Figure 1 résume la méthodologie à mettre en place.

- En cas de dépassement de la valeur guide de l’activité alpha globale et/ou bêta globale résiduelle (figure 1, 3^{ème} cas) des analyses complémentaires sont réalisées afin d’identifier et de quantifier les radionucléides présents dans l’échantillon. Ces analyses concernent les radionucléides naturels (uranium 234 et 238, radium 226 et 228, polonium 210 et plomb 210) et les radionucléides artificiels (carbone 14, strontium 90, cobalt 60, iode 131, césium 134 et 137, plutonium 238 et 239, et américium 241, etc.) si nécessaire. A partir de ces résultats d’analyse, la DTI est alors calculée.

- En cas de dépassement de la référence de qualité du tritium (figure 1, 2^{ème} et 4^{ème} cas), il est systématiquement procédé à l’analyse des radionucléides artificiels spécifiés précédemment.

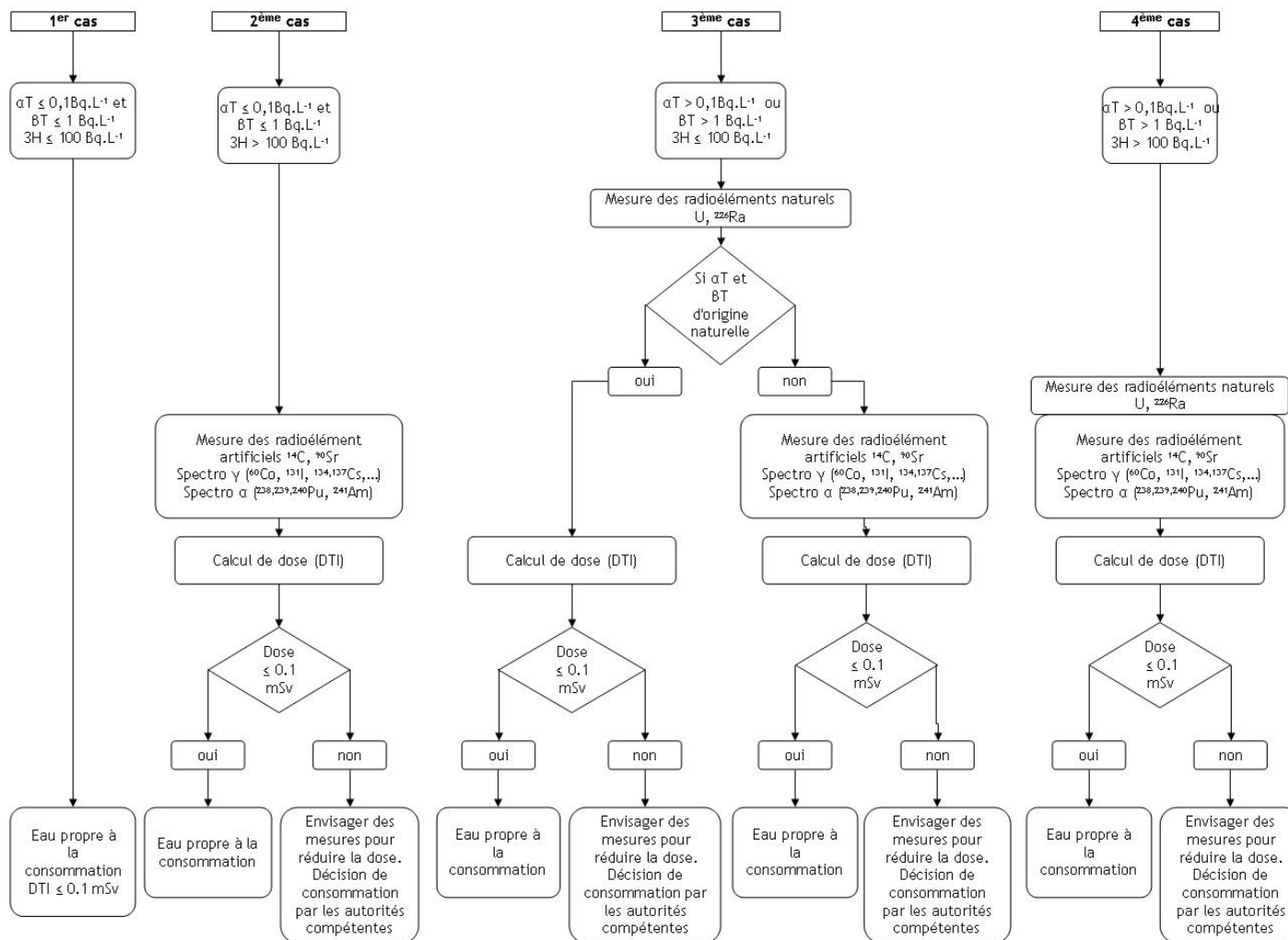


Figure 1 : Stratégie de gestion des dépassements des indicateurs de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine

- Lorsque le dépassement de la DTI est dû à des radionucléides naturels présents du fait des caractéristiques géologiques du sous-sol, une démarche prudente et pragmatique doit être suivie. Elle consiste à prendre en compte le nombre de personnes concernées, les moyens disponibles pour réduire l'activité radiologique, les difficultés et les éventuels inconvénients liés à leur mise en œuvre.

- 1) Dans les cas où la DTI des eaux distribuées est comprise entre 0,1 mSv/an et 0,3 mSv/an, les actions destinées à corriger la qualité de l'eau ne sont pas nécessairement recommandées, sauf si des solutions simples de substitution telles que le raccordement à un autre réseau de distribution ou la dilution avec une autre ressource disponible existent et si leur faisabilité ne soulève pas de difficultés technico-économiques particulières.
- 2) Dans les cas où la DTI des eaux distribuées est comprise entre 0,3 mSv/an et 1 mSv/an, des solutions de réduction des expositions sont recherchées au cas par cas, en tenant cependant compte des moyens existant localement pour maîtriser le traitement de l'eau et l'élimination des boues issues du traitement. Par précaution, l'utilisation de ces eaux pour la boisson et la préparation des aliments est déconseillée pour les nourrissons, les enfants et les femmes enceintes.
- 3) Enfin, en cas de radioactivité telle que la DTI excède 1 mSv/an, l'utilisation de ces eaux pour la boisson et la préparation des aliments est déconseillée pour l'ensemble de la population. Des solutions visant à réduire l'exposition sont impérativement recherchées et mises en œuvre.

En cas de présence anormale de radionucléides d'origine naturelle et/ou artificielle, la conduite à tenir est fondée sur les recommandations fournies au cas par cas par l'ASN.

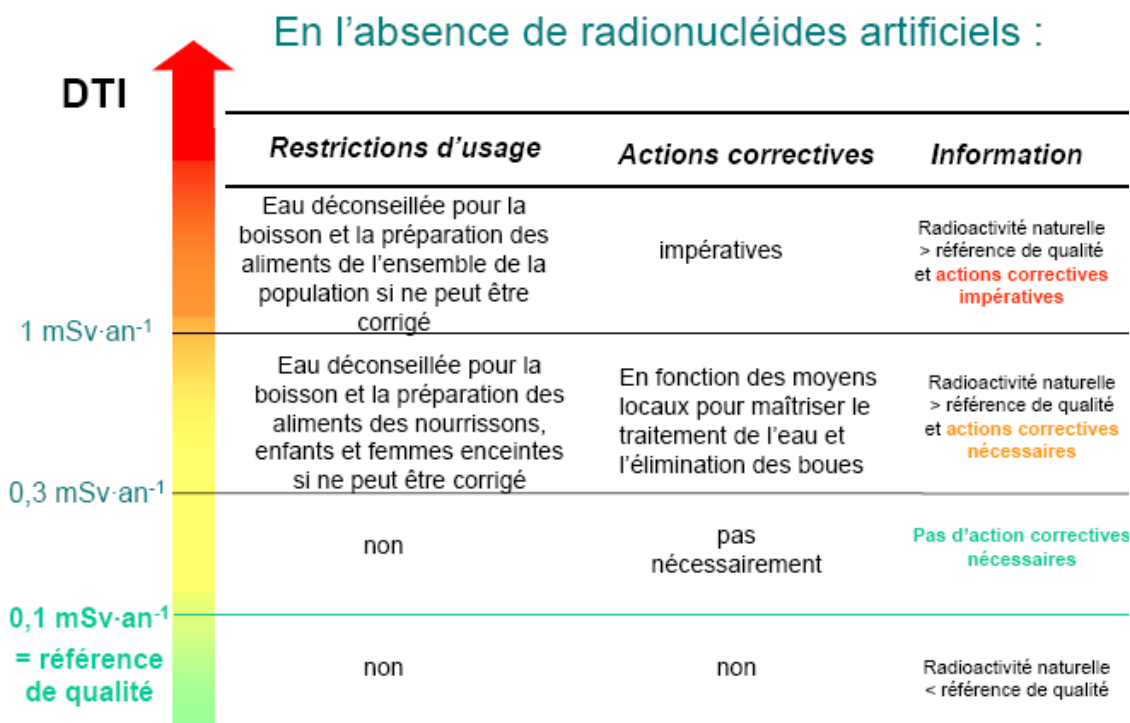


Figure 2 : Gestion des dépassements de la référence de qualité de la DTI et information du public

2.2.2) La réglementation en situations accidentelles

En cas d'accident nucléaire, des niveaux d'intervention opérationnels différents de ceux utilisés en routine doivent être définis pour la situation d'urgence (exposition aiguë) et pour la situation post-accidentelle (exposition chronique durable). Dans cette dernière situation, ils ne seront utilisés qu'en l'absence d'alimentation en eau de substitution, ou de possibilité de traitement (cf. §5). Ces niveaux serviront d'outils d'aide à la décision pour la mise en œuvre des actions de protection de la population.

Sur le long terme, le maintien de niveaux plus élevés qu'en routine n'est justifié que si l'on ne dispose pas d'approvisionnements de substitution pour l'eau ou lorsque les restrictions peuvent provoquer une pénurie, le danger pour la santé résultant d'un apport en eau de boisson insuffisant ne devant pas dépasser le risque radiologique.

2.2.2.1) L'absence de valeurs réglementaires françaises adaptées aux situations accidentelles dans le domaine radiologique

La notion de « situation d'urgence radiologique » figure dans le CSP. Dans ce cas, l'ASN est compétente pour définir le niveau d'intervention à partir duquel le préfet met en œuvre les actions de protection de la population (cf. tableau 4).

« En cas d'exposition durable », un arrêté interministériel détermine, après avis de l'ASN, les niveaux de dose à appliquer en matière de restriction de la consommation des eaux produites et distribuées à l'intérieur du périmètre délimité.

Tableau 4 : Extraits du code de la santé publique portant sur les niveaux d'intervention

Article R.1333-80 du CSP

En **situation d'urgence radiologique**, le préfet se tient prêt à mettre en œuvre des actions de protection de la population dès lors que les prévisions d'exposition aux rayonnements ionisants et leurs conséquences sanitaires dépassent les niveaux d'intervention définis par une décision de l'Autorité de sûreté nucléaire homologuée par le ministre chargé de la santé, et prise après avis de l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire et de l'autorité compétente pour les activités et installations nucléaires intéressant la défense.

Dans les conditions prévues à l'article R. 1333-81, le préfet décide de la mise en œuvre de tout ou partie des actions de protection en appréciant notamment si le préjudice associé à l'intervention n'est pas disproportionné par rapport au bénéfice attendu.

Le préfet informe immédiatement la population de la situation d'urgence radiologique, du comportement à adopter et des actions de protection sanitaire applicables. Un arrêté des ministres chargés de la santé, de l'intérieur et de la sécurité civile, après avis de l'Autorité de sûreté nucléaire, précise les conditions d'information de la population ainsi que le contenu et la fréquence des messages.

Article R.1333-90 du CSP

En cas d'exposition durable de personnes aux rayonnements ionisants, le préfet met en œuvre, après avis de l'Autorité de sûreté nucléaire, une ou plusieurs des mesures suivantes :

§4 : Restriction de la commercialisation ou de la consommation des denrées alimentaires et des eaux produites et distribuées à l'intérieur du périmètre délimité.

Un arrêté des ministres chargés de la santé, de l'agriculture et de l'environnement, après avis de l'Autorité de sûreté nucléaire, détermine les niveaux de dose à partir desquels ces actions sont mises en œuvre.

Le préfet informe sans délai la population concernée par un cas d'exposition durable sur le risque couru et sur les actions entreprises en application des alinéas précédents.

Source : Code la Santé Publique, Livre III, Titre III, Chapitre III, Rayonnement ionisant.

La France n'ayant pas encore déterminé de niveaux de référence pour l'eau de consommation en situations d'urgence et post-accidentelle nucléaire, il s'est avéré utile de consulter d'autres sources bibliographiques.

2.2.2.2) Les références internationales en cas d'accident nucléaire

2.2.2.2.1) Les valeurs limites adaptées au commerce international suite à un accident nucléaire

Le Codex Alimentarius¹¹, l'AIEA¹² et EURATOM¹³ fournissent des valeurs limites en situation post-accidentelle nucléaire (limites indicatives et Niveaux Maximaux Admissibles) qui s'appliquent aux radionucléides contaminant les aliments (dont l'eau de consommation) qui font l'objet d'un commerce international (cf. exemples de valeurs dans le *Tableau 5*). Ces

¹¹ Codex alimentarius – Nouveau projet de révision des limites indicatives pour les radionucléides dans les aliments applicables dans le commerce international à la suite d'une situation d'urgence nucléaire ou radiologique (CX FAC 06/38/38), octobre 2005.

¹² Normes fondamentales internationales de protection contre les rayonnements ionisants - BSS115 - AIEA, 1996.

¹³ Règlement (Euratom) n°3954/87 du Conseil du 22 décembre 1987 fixant les Niveaux Maximaux Admissibles (NMA) de contamination radioactive pour les denrées alimentaires et les aliments pour bétail après un accident nucléaire ou toute autre situation d'urgence radiologique, Journal officiel n° L 371 du 30/12/1987 p. 0011 – 0013.

valeurs sont établies pour une importation, en zone non contaminée, de produits contaminés. Elles supposent également que l'ensemble des produits importés est contaminé et qu'ils représentent 10% de la consommation totale pour le Codex alimentarius et Euratom, et 100% pour l'AIEA.

Tableau 5 : Valeurs limites dans les aliments liquides destinés à la consommation (y compris eau de boisson) adaptées au commerce international suite à un accident nucléaire

Données informatives			
Source	Codex Alimentarius	AIEA	Règlement Euratom n°3954/87 modifié par le règlement n°2218/89
Nom de la valeur limite	Limites indicatives (LI)		Niveaux Maximaux Admissibles (NMA)
Dose limite prise en compte (mSv/an)	1	5	5
Taux d'ingestion de produits contaminés par la population considéré (%)	10	100	10
Durée de validité des valeurs limites	Applicables la première année après un accident		L'application ne doit pas excéder trois mois et doit être relayée ensuite par des dispositions spécifiques prévues par le CSP
Exemples			
Radionucléides	Valeur limite (Bq/kg ou Bq/L)		
¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs	1 000		1 000
¹³¹ I	100		500
⁹⁰ Sr	100		125
^{238/239} Pu	10		20

Ces valeurs ne peuvent être utilisées telles quelles pour les eaux destinées à la consommation humaine produites localement.

2.2.2.2.2) Les seuils d'intervention destinés à protéger les populations locales en cas d'accident nucléaire

La Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) et Santé Canada ont établi des seuils d'intervention destinés à protéger les populations locales en cas d'accident nucléaire (cf. *Tableau 6*).

La CIPR a déterminé des niveaux appropriés à partir desquels l'intervention devrait être envisagée. Pour le contrôle des aliments et de l'eau contaminés par la radioactivité, la publication CIPR 63¹⁴ recommande d'utiliser une dose efficace évitée de 10 mSv en un an comme niveau d'intervention.

Les lignes directrices de Santé Canada¹⁵ visent à conseiller les organismes d'intervention d'urgence sur les décisions à prendre concernant le retrait et le remplacement des aliments

¹⁴ CIPR 63, Principles for intervention for protection of the public in radiological emergency, ICRP Publication 63, Pergamon Press, 1992.

¹⁵ Santé Canada, Lignes directrices canadiennes sur les restrictions concernant les aliments et l'eau contaminés par la radioactivité à la suite d'une urgence nucléaire : Lignes directrices et justification, 2000, 35p.

commerciaux et de l'eau de consommation contaminés. Afin de limiter les risques pour la santé, les seuils d'intervention ont été établis pour une dose efficace de 1 mSv/an. Pour la consommation d'eau destinée à la consommation humaine, qui est généralement produite localement, il est supposé que toute l'eau consommée est contaminée. Ces seuils d'intervention sont basés sur des hypothèses qui ne prennent pas en compte la décroissance radioactive au cours du temps et qui considèrent l'existence d'une population plus sensible, ce qui les rend plus sévères.

Tableau 6 : Seuils d'intervention pour les aliments destinés à la consommation (y compris eau de boisson) destinés à protéger les populations locales en cas d'accident nucléaire

Radionucléides	Seuils d'intervention CIPR (Bq/kg ou Bq/L)	Seuils d'intervention Santé Canda (Bq/kg ou Bq/L)
¹³⁷ Cs	1000 – 10000	100
¹³⁴ Cs	-	100
¹³¹ I	1000-10000	100
⁹⁰ Sr	-	30
⁸⁹ Sr	-	100
²³⁹ Pu	10 – 100	1
²³⁸ Pu	-	1

2.2.2.3) Exemples de concentrations maximales de radionucléides dans l'eau de boisson établies après l'accident de Tchernobyl

La Biélorussie, comme ses pays voisins (Russie et Ukraine), a mis en place une surveillance et des normes concernant les circuits officiels de commercialisation des denrées à la suite de la catastrophe de Tchernobyl (26 avril 1986)¹⁶.

Le 6 mai 1986, un décret définit les premières restrictions de consommation d'aliments contaminés par l'iode 131. Les limites ont été calculées de façon à ce que la dose reçue par la glande thyroïde, liée à l'ingestion de denrées contaminées, soit inférieure à 0,30 Gy. La limite temporaire pour la contamination de l'eau potable en iode 131 est alors fixée à 3 700 Bq/L.

Les normes biélorusses sont calculées en prenant en compte :

- la dose individuelle annuelle en application à la date considérée,
- le régime alimentaire moyen de la population (établi à partir d'enquêtes de consommation et de statistiques nationales).

La limite de dose annuelle est fixée pour la première fois en 1986 à 100 mSv (50 mSv provenant de l'irradiation externe et 50 mSv provenant de l'ingestion de produits contaminés). En 1987 et 1988, la limite de dose individuelle est abaissée à 30 mSv/an, avec une contribution par ingestion de 10 mSv pour 1987 et de 8 mSv pour 1988. En 1991, suite à la loi « sur la protection sociale des citoyens affectés par l'accident à la centrale nucléaire de Tchernobyl », elles sont une nouvelle fois modifiées.

Pour ce qui concerne l'eau de boisson, la limite admise provisoirement (Tentative Acceptable Limits - TAL) en césium 137 est fixée à 370 Bq/L en 1986, puis à 18,5 Bq/L dès 1988.

¹⁶ Rapport n° 291, « Analyse des dispositifs réglementaires concernant le contrôle et le suivi de la contamination des sols, des denrées alimentaires et des produits commerciaux en Biélorussie », CEPN, décembre 2005.

À partir de 1990, le gouvernement biélorusse met en place les « niveaux républicains » (Republican Control Levels - RCL). Ils sont calculés à partir du « régime alimentaire moyen biélorusse » et correspondent à une limite de dose de 5 mSv/an. La limite en césium 137 dans l'eau potable est alors maintenue à 18,5 Bq/L.

Toujours à partir de 1990, des limites de contamination en strontium 90 sont mises en place. Elles sont calculées selon les mêmes principes que pour le césium 137. La limite en strontium 90 est fixée par la Biélorussie à 0,37 Bq/L.

A l'heure actuelle, la Biélorussie applique les « niveaux républicains admis » (Republican Allowed Levels - RAL) de 1999. Les normes sont calculées de façon que la dose reçue par les populations par ingestion soit inférieure à 0,907 mSv/an (ceci correspond à une contamination par ingestion inférieure à 185 Bq/jour). Le gouvernement n'a pas actualisé les normes après la loi de 2001. La concentration maximale admissible est de 10 Bq/L pour le césium 137 et de 0,37 Bq/L pour le strontium 90.

2.2.2.4) Exemple de concentrations maximales de radionucléides dans l'eau de boisson proposés au Royaume-Uni

Au Royaume-Uni¹⁷, il est recommandé que les Niveaux Maximaux Admissibles (NMA)¹⁸ pour les aliments liquides soient adoptés en tant que niveaux d'action pour toutes les ressources en eau [NRPB, 1994¹⁹]. Ces niveaux d'action sont ceux indiqués dans le Tableau 13 et s'appliquent à l'eau destinée à la consommation humaine (c'est-à-dire à toutes les fournitures d'eau destinées, au moins en partie, à la boisson et à la préparation alimentaire) après un accident, indépendamment de la distance à la source de l'accident. Ils doivent être utilisés pour indiquer si des actions doivent être mises en œuvre pour réduire les activités volumiques dans l'eau de consommation ou pour fournir une autre source d'approvisionnement.

Par ailleurs, au Royaume-Uni (comme en France), des mesures des activités alpha et bêta globales sont régulièrement réalisées en routine et les laboratoires sont déjà équipés à cet effet. Le contrôle de la qualité radiologique de l'eau pourrait être effectué très rapidement si nécessaire. Il importerait donc de savoir si ces mesures sont appropriées en cas d'accident. L'agence pour l'environnement (EA) a publié un guide sur ce sujet [EA, 2002²⁰] dont les principaux résultats sont résumés ci-après. EA a établi des niveaux de dépistage d'urgence en termes d'activité globale, qui sont donnés dans le

Tableau 7.

¹⁷ Sur le site de la Health Protection Agency (HPA) : <http://www.hpa.org.uk>, consulter la rubrique Publications/ Reports/ Radiation Reports/ HPA RPD Series Reports, le rapport HPA-RPD-042 – UK Recovery Handbook for Radiation Incident 2008, version 2 (1 September 2008), « Drinking water section ».

¹⁸ NMA : niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive dans les denrées alimentaires définies par le règlement Euratom n°3954/87 modifié par le règlement n°2218/89.

¹⁹ NRPB (1994): Guidance on restrictions on food and water following a radiological accident. Chilton, Doc NRPB, 5 (1).

²⁰ EA (2002): Review of alpha and beta blue book methods: Drinking water screening levels. National Compliance Assessment Service Technical Report, NCAS/TR/2002/003, UK.

Tableau 7 : Niveaux de dépistage d'urgence pour les activités alpha et bêta globales dans l'eau de consommation

	Niveaux de dépistage d'urgence (Bq.L ⁻¹)
Activité alpha globale	5
Activité bêta globale	30

Si les concentrations mesurées dans l'eau distribuée sont inférieures à ces niveaux de dépistage d'urgence, alors l'EA considère que, pour la plupart des radionucléides, les NMA seraient respectés. Si ces niveaux sont dépassés, alors des analyses des radionucléides présents dans l'échantillon devront être réalisées.

Cette méthode d'analyse des activités globales présente l'avantage d'être rapide et bien maîtrisée par des laboratoires agréés. Néanmoins, elle ne permet pas de détecter la présence de certains radionucléides (75Se, 95Nb, 103Ru, 169Yb, etc.).

2.3) Les outils dédiés à la gestion de l'eau potable

2.3.1) Situation de routine

2.3.1.1) La protection des captages

En situation de routine, les périmètres de protection réglementaire des captages (protection immédiate, rapprochée et éloignée) protègent les ressources en eaux contre les risques de pollutions ponctuelles. Afin d'aider à leur instauration, le Ministère chargé de la santé a élaboré un guide technique « eau et santé » intitulé « Protection des captages d'eau : acteurs et stratégies (mai 2008) », mis en ligne sur son site internet²¹.

- Le périmètre de protection immédiate est soit acquis en pleine propriété par la collectivité, soit fait l'objet d'une convention de gestion entre la collectivité publique responsable du captage et la collectivité publique propriétaire du terrain. Ce périmètre est clôturé, entretenu régulièrement et toute activité autre que celle liée à l'exploitation y est interdite.
- Le périmètre de protection rapprochée couvre la zone d'influence ou zone d'appel du point d'eau. Le guide précité avance, à titre indicatif, une isochrone de transfert de la pollution de 2h pour un captage en rivière, de quelques heures pour un karst, et de 50 jours en milieu poreux fin. A l'intérieur du périmètre rapproché, toutes les activités susceptibles de provoquer une pollution de la ressource sont interdites ou soumises à des prescriptions particulières.
- Le périmètre de protection éloignée, dont la création n'est pas obligatoire, est un sous-ensemble du bassin versant d'alimentation du captage. Le BRGM a édité, sous forme de rapports publics disponibles sur internet²², deux guides méthodologiques aidant à la

²¹ A l'adresse : www.sante-sports.gouv.fr, « Les dossiers de la santé de A à Z », rubrique « Eau/Eau du robinet/Protection de la ressource en eau utilisée pour la production d'eau potable ».

²² Rapports BRGM/RP-55874-FR et BRGM/RP-55875-FR.

détermination des bassins d'alimentation des captages et à la cartographie de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses.

Les trois périmètres de protection précités sont déterminés par un hydrogéologue agréé en matière d'hygiène publique, en fonction de la vulnérabilité de la ressource²³. Les prescriptions applicables dans chacun d'entre eux sont fixées par un arrêté préfectoral. Les plans des périmètres sont annexés à cet arrêté qui peut être consulté en mairie. Ils sont de plus en plus numérisés.

Il convient de noter que ces périmètres assurent une protection des captages vis-à-vis d'une pollution survenant à l'intérieur des périmètres. En cas de dépôt atmosphérique, la surface même des périmètres de protection peut être contaminée.

2.3.1.2) Le contrôle sanitaire de la qualité des eaux destinées à la consommation humaine

Le contrôle sanitaire est exercé conformément aux articles L.1321-5 et R.1321-15 et suivants du CSP. Le programme²⁴ du contrôle sanitaire est déterminé en fonction du type de ressource, du débit prélevé, du type de traitement, ainsi que de l'importance de la population desservie. Les paramètres recherchés dépendent également du lieu de prélèvement (à la ressource, au niveau du traitement ou au robinet du consommateur).

Pour le contrôle de la qualité radiologique de l'eau, la fréquence de prélèvement peut aller d'une analyse tous les 10 ans pour une population desservie de moins de 50 habitants, jusqu'à 12 par an pour une population de plus de 300 000 habitants.

Les prélèvements sont réalisés par les agents de l'ARS, d'un laboratoire agréé ou des services communaux d'hygiène et de santé. Les analyses sont réalisées par un laboratoire agréé par le ministère chargé de la santé. La liste de ces laboratoires agréés, fixée par arrêté ministériel²⁵, est publiée au Journal officiel de la République française chaque année. Elle est consultable sur le site internet du ministère chargé de la santé²⁶.

L'exploitant est par ailleurs tenu de surveiller en permanence la qualité des eaux qu'il distribue et doit mettre à disposition de l'ARS les résultats de cette surveillance.

2.3.2) Situations accidentelles

En situation d'urgence, et en particulier en cas de pollution accidentelle, le système d'alimentation en eau potable (AEP) (ressource en eau, production et réseau de distribution) doit faire l'objet, compte tenu de l'enjeu sanitaire qu'il représente pour les populations, d'une réaction et d'une prise de décision les plus rapides possibles de la part des acteurs de la gestion de l'eau.

²³ Article R.1321-6 du CSP et arrêté du 20 juin 2007 relatif au contenu du dossier de demande d'autorisation d'utilisation de l'eau destinée à la consommation humaine)

²⁴ Arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique.

²⁵ Arrêté du 8 juillet 2009 fixant la liste des laboratoires agréés par le ministère chargé de la santé pour la réalisation des prélèvements et des analyses du contrôle sanitaire.

²⁶ A l'adresse : <http://www.sante.gouv.fr>, « Les dossiers de la santé de A à Z », rubrique « Eau/Les laboratoires agréés pour le contrôle sanitaire des eaux ».

Les conduites à tenir par les décideurs et les services intervenants sont définies dans les études et les plans d'urgence prescrits par un ensemble de textes réglementaires, repris ci-après :

- a) Les dispositions issues de la loi n° 2004-811 du 13 août 2004 de modernisation de la sécurité civile.

a1) L'article 6 § I :

« Les exploitants d'un service, destiné au public, d'assainissement, de production ou de distribution d'eau pour la consommation humaine, [...] prévoient les mesures nécessaires au maintien de la satisfaction des besoins prioritaires de la population lors des situations de crise. Ces besoins prioritaires, définis par décret en Conseil d'Etat, sont pris en compte dans les cahiers des charges ou contrats régissant les concessions ou délégations de service public et dans les actes réglementaires encadrant les activités précitées. Ce décret précise le niveau d'exigence et les délais d'application requis pour leur mise en œuvre. Ces actes réglementaires peuvent comporter des mesures transitoires ».

- Le décret n° 2007-1400 du 28 septembre 2007 relatif à la définition des besoins prioritaires de la population et aux mesures à prendre par les exploitants d'un service destiné au public lors d'une situation de crise, a été pris en application du I de l'article 6 de la loi précitée. Les exploitants élaborent, d'une part un **plan interne de crise** (cf. art.3 du décret n° 2007-1400) et d'autre part, à chaque révision du plan ORSEC, une étude des conditions dans lesquelles ils satisferont aux obligations fixées par le décret en fonction de l'évolution des risques et des menaces auxquelles la population est exposée (cf. art.4). En vertu de l'article 5, ces deux obligations (plan interne de crise et étude) sont prises en compte par l'exploitant du réseau d'eau potable dans les documents régissant le service (cahiers des charges et contrats, règlement intérieur et règlement de service).

a2) Les articles 13, 14 et 15 :

- Le décret n° 2005-1157 du 13 septembre 2005 relatif au **plan ORSEC** a été pris pour l'application de l'article 14 de la loi. Le plan ORSEC peut comprendre des dispositions propres à certains risques particuliers ou liés à l'existence et au fonctionnement d'installations ou d'ouvrages déterminés.

L'objectif du plan ORSEC est de fournir aux autorités, ainsi qu'aux responsables de la distribution d'eau, une liste de dispositions à prendre, ainsi qu'un catalogue de solutions techniques (traitement, ressources de secours, gestion de la pénurie, etc.) afin de limiter autant que possible les conséquences d'une grave perturbation de la distribution et d'assurer dans les meilleurs délais un retour au service normal.

- Le décret n°2005-1158 du 13 septembre 2005 relatif aux **plans particuliers d'intervention (PPI)** concernant certains ouvrages ou installations fixes a été pris pour l'application de l'article 15 de la loi.

Le PPI est établi en vue de la protection des populations, des biens et de l'environnement, pour faire face aux risques liés à l'existence ou au fonctionnement d'ouvrages ou d'installations dont l'emprise est localisée et fixe (Installation Nucléaire de Base (INB), installations classées).

Il est spécifique à chaque installation, établi et activé par le préfet du département. Il précise les missions des différents services de l'Etat concernés, les schémas de diffusion de l'alerte des populations et les moyens matériels et humains qui seraient mis en œuvre pour protéger les populations contre les risques d'expositions directe (irradiation) et indirecte (inhalation, ingestion). De plus, il permet d'apporter à l'exploitant l'appui de moyens d'intervention extérieurs (pompiers, police, gendarmerie, SAMU, etc.).

Ce plan de secours, transmis aux différents services de l'Etat concernés, comporte :

- une description du site et de son environnement (nature de la ressource en eau, nature géologique du sol, etc.),
- une description des scénarios d'accident et des effets pris en compte ;
- la zone d'application et le périmètre du plan,
- une présentation du rôle des acteurs et des organisations mises en place (le poste « commandement et gestion des moyens » active sa cellule « mesure dans l'environnement » afin d'organiser le relevé des mesures environnementales),
- une présentation de fiches-actions réflexes par scénario, par service, par cellule et par type d'action (par exemple, arrêt du pompage au niveau d'un captage et mise en place des restrictions de consommation d'eau sur décision de la ARS).

Après validation du PPI, chaque acteur doit planifier sa propre réponse opérationnelle en déclinant les actions qui lui sont confiées afin de faciliter l'application du plan.

Le PPI couvre la période d'urgence et se termine à la fin des rejets, quand l'éventualité d'un rejet ultérieur est écartée. C'est à partir de ce moment là que commence la phase post-accidentelle.

- Le décret n°2005-1156 du 13 septembre 2005 relatif au **plan communal de sauvegarde (PCS)**, pris pour l'application de l'article 13 de la loi.

Le PCS est établi sous l'autorité du maire. Il regroupe l'ensemble des documents contribuant à l'information préventive et à la protection de la population. Il détermine, en fonction des risques connus, les actions immédiates de sauvegarde et de protection des personnes, fixe l'organisation nécessaire à la diffusion de l'alerte et des consignes de sécurité, recense les moyens disponibles et définit la mise en œuvre des mesures d'accompagnement et de soutien de la population.

Il comprend :

- le diagnostic des risques et des vulnérabilités locales,
- les actions devant être réalisées par les services techniques et administratifs communaux,

- l'inventaire des moyens propres de la commune, ou pouvant être fournis par des personnes privées implantées sur le territoire communal,
- les dispositions spécifiques devant être prises pour faire face aux conséquences prévisibles sur le territoire de la commune des risques recensés,
- les modalités de formation des acteurs,
- les dispositions assurant la continuité de la vie quotidienne jusqu'au retour à la normale.

L'élaboration de ce plan est obligatoire pour les communes comprises dans le champ d'application d'un PPI.

- b) La circulaire DGS n° 2003-524/DE/19-03 du 7 novembre 2003 définit les dispositions à mettre en œuvre en matière de protection des systèmes d'alimentation en eau destinée à la consommation humaine dans le cadre de l'application du plan Vigipirate.

Le **plan VIGIPIRATE** est un dispositif national de sécurité nationale destiné à prévenir les menaces et à réagir face aux actions terroristes. Cette circulaire précise un ensemble de dispositions qui incombent aux responsables des systèmes de production et de distribution d'eau potable.

Parmi celles-ci, la mesure n°8 a trait à la vérification du bon fonctionnement des interconnexions des réseaux de distribution d'eau et à la mise à jour des consignes des plans d'intervention en situation d'urgence (c'est-à-dire des plans internes de crise mentionnés précédemment).

- c) L'article R 1321-23 du CSP issu du décret n°2007-49 du 11 janvier 2007 prescrit des études caractérisant la **vulnérabilité, vis-à-vis des actes de malveillance, des installations de production et de distribution** desservant une population de plus de 10 000 habitants. Ces études doivent être transmises au préfet. Un guide intitulé "Les systèmes d'alimentation en eau potable : évaluer leur vulnérabilité" (mars 2007) a été édité et diffusé par le Ministère chargé de la santé et le Secrétariat général de la défense nationale.
- d) Parmi les dispositions du CSP visant à améliorer la sécurité sanitaire des eaux de distribution publique, figurent de nouvelles modalités relatives au suivi sanitaire et, notamment, l'obligation, pour la PRPDE, de mettre en œuvre, non seulement un programme de surveillance établi en fonction des dangers identifiés, qui ne se limite plus à la seule vérification de la qualité de l'eau (article R. 1321-23), mais aussi un système de **management de la qualité**, dès lors que la substitution d'analyses de la surveillance à celles du contrôle sanitaire est sollicitée (article R. 1321-24).

Dans ce cadre, le « Guide relatif à la prise en compte de la surveillance dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine », diffusé par la DGS en 2007, vise à fournir des éléments méthodologiques et opérationnels permettant de mettre en œuvre ces dispositions réglementaires. La prise en compte de la surveillance dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux s'inscrit ainsi dans une démarche d'amélioration de la connaissance de la qualité de l'eau distribuée aux consommateurs.

Cette évolution réglementaire se trouve en cohérence avec la démarche des « *water safety plans* » (plan de sécurité sanitaire des eaux/gestion préventive des risques sanitaires) développée par l'OMS dans ses dernières recommandations (2004), dont les principes seront très probablement introduits dans la prochaine directive européenne « eau potable ». Cette approche comprend notamment les étapes suivantes :

- une évaluation du risque,
- les objectifs de santé publique,
- l'évaluation complète du système de distribution (de la source au robinet),
- la constitution d'une liste de paramètres de qualité,
- la création d'une surveillance opérationnelle,
- la rédaction d'instructions de gestion (consignes, documentation, surveillance, interventions dans des circonstances normales et exceptionnelles),
- un suivi et une réflexion sur l'amélioration du système,
- un audit indépendant, donnant lieu à une restitution accompagnée de conseils.

3) La connaissance de la qualité radiologique de l'eau en situation d'urgence ou en phase post-accidentelle d'un accident nucléaire

3.1) Rappels sur la persistance des radionucléides dans l'environnement

La persistance des radionucléides dans l'environnement est le premier paramètre à prendre en compte dans l'estimation de la durée de la contamination des milieux. Elle dépend, entre autres, de leur période radioactive (voir *Tableau 8*).

Tableau 8 : Période radioactive des radionucléides

Radionucléides	Période radioactive (années)
¹³⁴ Cs	2,1
¹³⁷ Cs	30
⁹⁰ Sr	29,1
¹³¹ I	$2,2 \cdot 10^{-2}$ (8 jours)
²³⁸ Pu	87,7
²³⁹ Pu	$2,41 \cdot 10^4$

Source : AIEA.

En raison de sa courte période radioactive (8 jours), l'¹³¹I n'est préoccupant que dans les premières semaines suivant l'accident. En effet, son activité diminue de moitié au bout de 8 jours et elle est divisée par 1 000 au bout de 3 mois environ.

En revanche, les isotopes du césium, du strontium et du plutonium ayant des périodes radioactives plus longues, leur présence dans l'environnement pourra persister pendant quelques dizaines d'année (Cs, Sr) voire des milliers d'années (²³⁹Pu).

3.2) Les mesures de la contamination de l'eau

Après un accident nucléaire, la première question qui se pose est celle de la possibilité d'en mesurer l'impact radiologique.

Les mesures sont essentielles pour une caractérisation aussi objective et crédible que possible de la contamination de la ressource en eau. Elles peuvent être faites in situ à l'aide de balises fixes ou de moyens portatifs, ou de manière différée à partir d'échantillons prélevés.

3.2.1) Situation de routine

3.2.1.1) Les laboratoires agréés pour le contrôle sanitaire de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine

Dans le cadre du contrôle sanitaire de la qualité radiologique des eaux, les prélèvements d'échantillons sont effectués par les agents des ARS, d'un laboratoire agréé ou des services communaux ou intercommunaux d'hygiène et de santé.

En application de l'article R.*1321-21 du CSP, les analyses des échantillons d'eau sont réalisées par des laboratoires agréés par le ministère chargé de la santé, conformément aux conditions fixées par l'arrêté du 24 janvier 2005 modifié²⁷, parmi lesquels l'IRSN, considéré comme le laboratoire national de référence pour les analyses de radioactivité. Ces laboratoires sont accrédités par le COFRAC et réalisent les analyses suivant des normes publiées.

Pour conserver un niveau de compétence reconnu, et valider leurs techniques de mesure des radionucléides, les laboratoires participent à des exercices de comparaison inter-laboratoires organisés au niveau national par l'IRSN, voire aussi au niveau international (par des organismes reconnus tels que l'Agence Internationale de l'Energie Atomique).

L'ASN est chargée de l'instruction des dossiers de demande d'agrément des laboratoires concernant les analyses du contrôle sanitaire de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine. Après consultation de l'IRSN, l'ASN transmet un avis sur le dossier à la DGS, qui publie par arrêté la liste des laboratoires agréés au Journal officiel. Cette liste est consultable sur le site internet du ministère chargé de la santé²⁸.

En 2009, 10 laboratoires étaient agréés pour la réalisation d'analyses de la radioactivité des eaux dans le cadre du contrôle sanitaire, dont 5 avaient des agréments pour analyser certains des radionucléides pris en compte dans le calcul de la DTI (cf. arrêté du 9 juillet 2008).

3.2.1.2) Le réseau national de mesure de la radioactivité dans l'environnement

Dans le cadre du réseau national de mesure de la radioactivité dans l'environnement (créé par les articles R.1333-11 et R.1333-11-1 du CSP), tous les milieux, y compris les eaux de toute nature, sont contrôlés avec une répartition des points de prélèvement sur tout le territoire national.

En ce qui concerne l'eau, l'IRSN dispose des trois réseaux suivants :

- le réseau Hydrotéléray qui assure une surveillance radiologique en continu de l'eau des sept principaux fleuves français recevant les effluents des centrales nucléaires, en amont de leur débouché en mer ou de leur sortie du territoire national (7 balises),
- le réseau Téléhydro qui permet à l'IRSN de réaliser des mesures en continu dans les eaux usées de quelques grandes villes françaises. Ce réseau expérimental compte 7 balises,

²⁷ Arrêté du 24 janvier 2005 modifié relatif aux conditions d'agrément des laboratoires pour la réalisation des prélèvements et des analyses du contrôle sanitaire des eaux.

²⁸ A l'adresse <http://www.sante-sports.gouv.fr> : « Les dossiers de la santé de A à Z », rubrique « Eau /Les laboratoires agréés pour le contrôle sanitaire des eaux ».

- le réseau d'hydrocollecteur pour une analyse mensuelle des sédiments et de l'eau des rivières.

Les différentes données qui sont intégrées dans le réseau national proviennent exclusivement de laboratoires agréés par l'ASN (liste consultable sur le site Internet de l'ASN²⁹), ou de l'IRSN :

- laboratoires agréés des exploitants nucléaires,
- laboratoires de l'IRSN (dont les réseaux d'alerte par télémessure et notamment Hydrotéléray³⁰),
- laboratoires agréés rattachés à des administrations pour le contrôle des eaux de consommation,
- tout laboratoire agréé ou organisme commanditaire de ses mesures de radioactivité dans l'environnement, qui demanderait à publier ses résultats sur le réseau national (associations de protection de l'environnement, etc.).

Depuis le 15 janvier 2009, le système de recueil des données du réseau national est opérationnel. Les résultats collectés sont disponibles sur internet à l'adresse suivante : <http://www.mesure-radioactivite.fr/index.html>.

3.2.2) Situations accidentelles

Les mesures en situation accidentelle sont essentielles à l'appréciation des risques. Elles constituent, avec la modélisation qui sera abordée par la suite, un outil d'aide à la décision pour la mise en place et la levée des actions de protection des populations, en tenant compte du temps écoulé depuis l'accident.

La fréquence des mesures environnementales (y compris dans les eaux) doit donc être renforcée autour du site accidenté en phases d'urgence et post-accidentelle. Leur organisation doit être détaillée, pour chaque plan d'intervention, dans un **programme directeur des mesures (PDM)** qui :

- contient la liste des moyens fixes de surveillance de l'environnement,
- localise des points de mesure, prédéfinis par les services départementaux d'incendie et de secours (SDIS) en concertation avec l'exploitant, l'IRSN et la MARN. Il convient de tenir compte, lors du positionnement de ces points, des dispositions prises par l'exploitant concerné pour la réalisation de mesures dans le cadre de l'activation de son **plan d'urgence interne (PUI)**.

La directive interministérielle du 29/11/2005¹², sur l'organisation des mesures de la radioactivité dans l'environnement lors d'une situation d'urgence radiologique, demande à la MARN de piloter, avec l'appui de l'IRSN, un guide de rédaction du

²⁹ A l'adresse <http://www.asn.fr>, rubrique « Agrément d'organisme », Mesures de la radioactivité dans l'environnement, [consultez la liste des laboratoires](#) mentionnés à l'article R. 1333-11 du code de la santé publique, agréés pour effectuer les mesures de la radioactivité dans l'environnement.

³⁰ Le réseau de télémessure (balises fixes) Hydrotéléray assure une veille environnementale en temps réel au moyen d'appareils autonomes de mesure en continu de la radioactivité dans les cours d'eau. Il est constitué de 6 stations automatiques situées sur les grands fleuves français. Dès qu'une augmentation de la radioactivité est détectée par ce réseau, l'IRSN est immédiatement alerté et une investigation est menée.

Le réseau de mesure Hydrotéléray permet de lancer l'alerte en cas de pollution mais il ne permet pas un suivi dans le temps et l'espace de l'évolution de la contamination. Cela est dû à sa faible implantation géographique (uniquement sur les grands fleuves) et à son encombrement.

PDM à l'attention des préfets ayant une INB justifiant un PPI sur le territoire de leur département. Les préfets devront inclure le PDM dans le PPI nucléaire. Une circulaire adressera le guide du PDM aux Préfets concernés dans le courant du second semestre 2009.

3.2.3) Les acteurs de la mesure en situation accidentelle

Parmi les acteurs de la mesure intervenant en situation d'urgence radiologique³¹ figurent notamment ceux indiqués dans le tableau 9 :

Tableau 9 : Acteurs de la mesure intervenant en situation d'urgence radiologique

	Pour les mesures de terrain et/ou le prélèvement d'échantillons	Pour les mesures et analyses des échantillons
	En cas d'événement dans une installation nucléaire de base (INB) ou dans une installation nucléaire de base secrète (INBS), l'exploitant au sens de la directive interministérielle du 7 avril 2005.	Les laboratoires ou moyens mobiles des exploitants au sens de la directive interministérielle du 7 avril 2005.
Eau	Les moyens spécialisés du ministère de la défense.	
	Les organismes disposant de réseaux régionaux ou d'équipements permettant une surveillance de la radioactivité dans l'environnement.	Les laboratoires agréés par l'ASN pour les mesures de radioactivité de l'environnement.
	Les équipes des cellules mobiles d'intervention radiologique (CMIR) des sapeurs-pompiers (SDIS, brigade des sapeurs-pompiers de Paris, bataillon des marins-pompiers de Marseille).	
	Les équipes du détachement d'intervention technologique des unités d'instruction et d'intervention de la sécurité civile.	
	Les exploitants nucléaires des sites les plus proches du lieu de l'événement.	
	Les ZIPE et les équipements spécialisés d'intervention (ESI) du CEA et d'AREVA lorsqu'ils interviennent en soutien des pouvoirs publics.	
	Le GIE Intra, notamment pour ses moyens de mesure hélicoptérés et robotisés.	
	Les éventuels organismes étrangers susceptibles d'effectuer des mesures sur leur propre territoire lorsque la zone concernée empiète sur un territoire étranger.	Pour les mesures de terrain ou en laboratoire, il peut également être fait appel à des laboratoires d'organismes étrangers, notamment dans le cadre des conventions d'assistance.

³¹ Directive interministérielle du 29 novembre 2005 relative à la réalisation et au traitement des mesures de radioactivité dans l'environnement en cas d'événement entraînant une situation d'urgence radiologique, NOR : PRDMD0550014X, JO n°279 du 1^{er} décembre 2005.

	Pour les mesures de terrain et/ou le prélèvement d'échantillons	Pour les mesures et analyses des échantillons
		Les laboratoires de la direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes du ministère chargé de l'économie.
		Les laboratoires Biotox-eaux spécialisés dans la recherche des agents de la menace terroriste et chargés des prélèvements et analyses des eaux destinées à la consommation humaine et des eaux de loisirs, en cas de pollution ou de suspicion de pollution (selon les conditions radiologiques environnementales). Les laboratoires agréés par le ministère chargé de la santé pour la mesure de la radioactivité des eaux destinées à la consommation humaine (dans le cadre du contrôle sanitaire).

En phase post-accidentelle, selon les conditions radiologiques environnementales, les agents des ARS ou des laboratoires agréés pourraient également être conduits à effectuer des prélèvements d'eau, comme ils le font en situation de routine.

3.2.4) Les techniques d'analyse de la qualité radiologique de l'eau

Les techniques d'analyse des eaux sont pratiquées par les laboratoires agréés dans le cadre du contrôle sanitaire et sont détaillées en annexe 2. Les limites de détection³² et les méthodes normalisées appliquées pour les EDCH sont définies par l'arrêté du 17 septembre 2003³³.

3.2.5) Les limites d'utilisation des mesures environnementales

Les mesures environnementales fournissent une indication globale intégrant la pollution historique du site et les apports des autres sources de pollution. Elles ne permettent pas d'évaluer la part strictement attribuable à un accident sur une installation.

Elles sont limitées par la nature et la capacité des techniques disponibles (moyens matériels et humains) et par les contraintes opérationnelles de réalisation sur une zone très étendue et dans un cadre temporel restreint, en particulier pour les radionucléides à courte vie comme l'iode.

De plus, comme toutes les mesures analytiques, celles de la radioactivité posent des problèmes de limites de détection, de durée d'analyse, de représentativité de l'échantillon et d'incertitudes. Ainsi, en fonction de la précision voulue, la durée de l'analyse peut passer de

³² Limite de détection : plus petite valeur vraie de mesure qui est détectable par la méthode mise en œuvre sur un échantillon donné.

³³ Arrêté du 17 septembre 2003 relatif aux méthodes d'analyse des échantillons d'eau et à leurs caractéristiques de performance.

quelques heures (spectrométrie gamma avec une limite de détection de 5 Bq/L) à quelques jours (spectrométrie alpha avec une limite de détection de 0,05 Bq/L).

Le volume à prélever pour réaliser les différentes analyses peut atteindre 10 litres d'eau et le temps de prélèvement peut être assez long en fonction du matériel à disposition. Or, pour pouvoir réaliser un bilan de la contamination initiale suite à un accident nucléaire, les échantillons d'eau doivent être prélevés le plus tôt possible après le dépôt au sol des particules radioactives.

Enfin, ces mesures ne sont pas de nature à anticiper les situations à venir sur un territoire étendu autour de l'installation accidentée. Afin de disposer d'une prévision approchée de l'évolution de la contamination et des risques, il peut être fait appel à des méthodes d'estimation de la vulnérabilité des aquifères, ainsi qu'à des modélisations.

Le GT eau a examiné la pertinence de ces méthodes et a commandé une modélisation d'un transfert en milieu poreux, en zone non saturée puis saturée. Le résultat de ses travaux est présenté dans le chapitre 3.

4) Le transfert vers les ressources en eau

4.1) Les différentes voies de transferts

Suite à un rejet atmosphérique radioactif, les ressources en eau de surface et souterraines risquent d'être contaminées, soit par un dépôt direct (rivières, lacs), soit par la migration du dépôt au sol. La figure 1 schématise les différentes voies de transferts des radionucléides dans l'environnement.

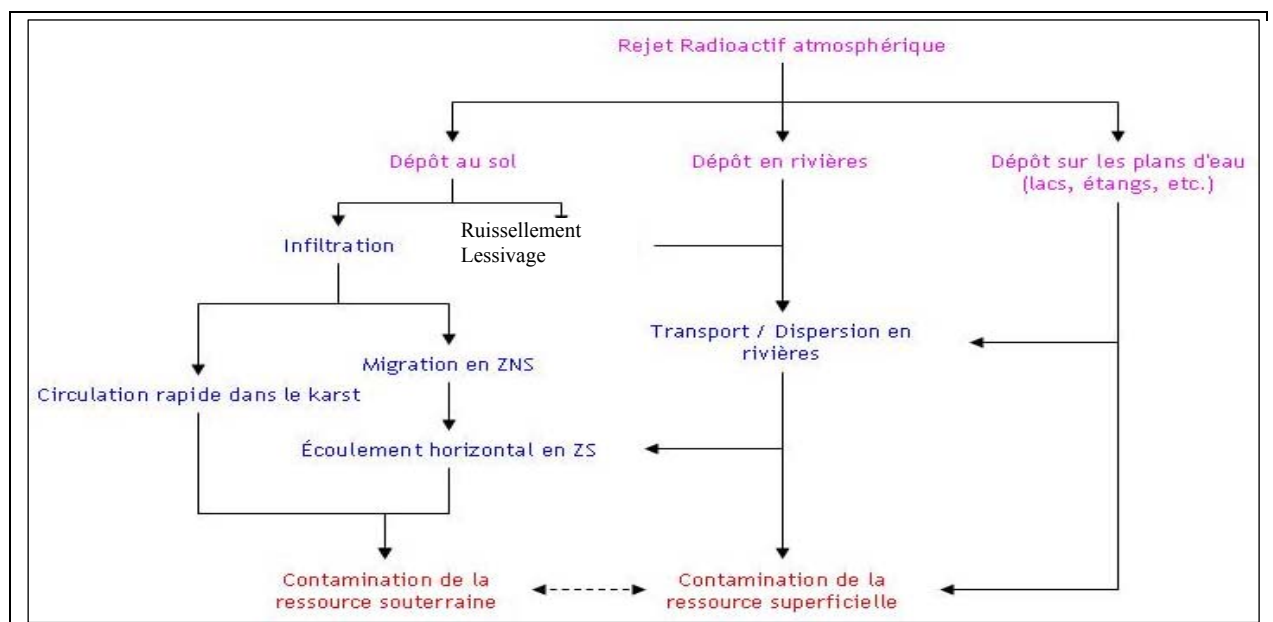


Figure 3 - Représentation schématique des transferts vers les ressources en eau

La cinétique et le niveau de cette contamination vont dépendre de plusieurs paramètres relatifs aux conditions météorologiques, aux temps de transits des radionucléides dans l'environnement, et à la typologie de la ressource.

4.1.1) Dépôt sur les rivières et plans d'eau

Un dépôt sur une rivière entraînera une contamination instantanée de ses eaux, qui va progresser à la vitesse du cours d'eau, et qui va atteindre des zones qui ont été contaminées ou non par le rejet atmosphérique.

Les caractéristiques du cours d'eau (pente, profondeur, largeur) déterminent la dilution de la contamination.

Au fur et à mesure de la progression du panache de radioactivité dans le cours d'eau, l'infiltration au travers des berges peut entraîner une contamination secondaire des nappes alluviales d'accompagnement.

Lors d'un dépôt à la surface d'un plan d'eau, la contamination sera instantanée comme dans le cas des rivières. Sa dilution sera liée au volume stocké. Néanmoins, le renouvellement de l'eau étant faible, il y aura peu de transport vers l'aval et la diminution de sa contamination sera liée à la décroissance du radioélément considéré et à l'absorption progressive dans les sédiments.

4.1.2) Dépôt au sol

A la suite d'une pluie, une partie des dépôts sera transportée par ruissellement jusqu'aux rivières. Une autre partie se fixera sur le sol, et sera mobilisée lors d'une pluie ultérieure par un phénomène de lessivage. Elle rejoindra alors aussi la rivière.

Enfin, une dernière partie s'infiltrera dans le sol en place, par migration verticale dans la Zone non saturée (ZNS) puis horizontale dans la Zone saturée (ZS), suivant des cinétiques variables en fonction des propriétés de rétention des différentes couches de sol traversées. Une circulation rapide pourra être observée dans un horizon karstique.

Ainsi, selon la nature des surfaces initialement contaminées, la cinétique et la durée de la contamination des captages seront différentes.

- Pour un dépôt en rivière,
 - la contamination arrivera rapidement au niveau d'un captage d'eaux de surface, mais ne durera que pendant le passage du panache,
 - la contamination des nappes alluviales d'accompagnement par infiltration dans les berges dépendra du gradient d'écoulement et de la rétention des radionucléides.
- Pour un dépôt au sol,
 - le ruissellement et le lessivage peuvent entraîner une contamination différée des rivières et des captages en eaux de surface,
 - dans le cas des horizons karstiques ou fissurés localement (exemple de la craie), où la circulation peut être très rapide, la contamination peut arriver en quelques jours voire quelques heures.
 - pour les captages en milieu poreux, la cinétique de la contamination dépend du type de sol et des radionucléides considérés. La contamination pourra arriver

de quelques jours à plusieurs dizaines voire plusieurs centaines d'années après le dépôt.

4.2) L'approche du risque de contamination radiologique de l'eau par une cotation de la vulnérabilité de la ressource

La vulnérabilité d'une ressource en eau est appréciée par l'hydrogéologue agréé en matière d'hygiène publique lors de la mise en place des périmètres de protection réglementaires des captages. Il s'agit d'une notion sans dimension.

Le Guide technique du ministère chargé de la santé³⁴ contient une échelle simplifiée de la vulnérabilité (faible à forte) (*Tableau 10*) à partir des caractéristiques hydrogéologiques de la ressource.

Tableau 10 : Echelle de vulnérabilité des ressources en eau vis-à-vis d'un rejet radioactif

Nature de la ressource	Vulnérabilité	Commentaires
Nappe captive	Faible	<ul style="list-style-type: none"> – Un niveau argileux suffisamment épais protège la nappe (barrière naturelle) – capacité de filtration importante du sol (rétention du polluant avant d'atteindre la nappe) – isolement par un horizon géologique étanche – risque de contamination par les puits ouverts
Nappe libre	Moyenne	<ul style="list-style-type: none"> – pas de couche superficielle protectrice (absence de barrière naturelle) – épaisseur de la zone non saturée – rétention plus faible mais non négligeable
Nappe karstique	Forte	<ul style="list-style-type: none"> – faible capacité de filtration – présence de fissures ouvertes qui servent de conduits souterrains pour les eaux de ruissellement – vitesse de circulation élevée avec risque de propagation rapide
Ressource superficielle	Forte	<ul style="list-style-type: none"> – contamination directe par dépôt et ruissellement – propagation rapide de la pollution – dilution variable, selon le débit des cours d'eau
Nappe alluviale	Moyenne à forte	<ul style="list-style-type: none"> – zone non saturée plus ou moins épaisse (rétention) – présence ou non d'horizons argileux interstratifiés – échange nappe/rivière

Source : Guide technique eau et santé du ministère chargé de la santé et des sports.

Cette échelle rappelle qu'une eau superficielle est beaucoup plus vulnérable qu'une nappe souterraine. Le cas échéant, les consignes d'interruption du pompage vont donc différer nettement selon la nature de la ressource.

³⁴ Ministère de la Santé et de la Solidarité, Guide Technique Eau et Santé : Les systèmes d'alimentation en eau potable – Evaluer leur vulnérabilité, mars 2007, 103 pages.

De nombreuses méthodes de cotation de la vulnérabilité, plus détaillées, ont été proposées³⁵. Elles consistent à attribuer des pondérations et des cotes à des paramètres choisis. Elles aboutissent à un chiffre qui, par nature, est sans dimension.

La méthode de cotation DRASTIC est la plus répandue. Elle a été mise au point par l'EPA (Environmental Protection Agency) aux USA. Elle fait appel à 7 paramètres (épaisseur de la zone non saturée, recharge, nature de la zone saturée, nature du sol, topographie, nature de la zone non saturée, perméabilité). L'index calculé permet un classement de la ressource dans 5 degrés de vulnérabilité.

Le BRGM a développé une méthode d'indexation de la vulnérabilité par le calcul d'un indice de développement et de persistance des réseaux (IDPR). Combiné à l'épaisseur de la zone non saturée, il donne une indication, à l'échelle régionale, de la vulnérabilité de la première nappe d'eau souterraine rencontrée. Un des avantages de cette méthode réside dans le fait que la cartographie obtenue est disponible à l'échelle du 1/50 000ème sur la quasi totalité du territoire national.

Les méthodes EPIK et RISKE sont spécifiquement dédiées aux aquifères karstiques.

4.3) L'approche du risque de contamination radiologique de l'eau par la vulnérabilité des ouvrages des réseaux d'eau destinée à la consommation humaine

A la vulnérabilité des ressources en eau s'ajoute celle des éléments constitutifs du réseau d'alimentation en eau potable (captages, réservoirs au sol, surélevés ou ouverts, stations de pompage et de traitement) (*Tableau 11*).

Tableau 11 : Echelle de vulnérabilité du réseau d'AEP vis-à-vis d'un rejet radioactif

Installations/Ouvrages	Vulnérabilité	Commentaires
Captage	Faible à grande	– vulnérabilité variable en fonction de la nature des ouvrages (drains, puits, forages)
Usine de production	Moyenne	– injection d'air contaminé dans certaines étapes de traitement – ouvrage ouvert à l'air libre – production de sous-produits contaminés (filtres, eaux, boues...)
Réservoir	Faible	– présence d'événements : risque d'intrusion de particules atmosphériques contaminées

A l'exception de certains ouvrages dans lesquels l'eau est au contact de l'air libre, et qui méritent à ce titre une attention particulière en cas d'alerte, les installations d'AEP sont relativement peu vulnérables à un rejet radioactif atmosphérique.

³⁵ Voir les rapports du BRGM suivants : « Cartographie de vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines de la région Nord-Pas-de-Calais » et « Cartographie de la vulnérabilité des nappes de Grande-Terre et de Marie-Galante (Guadeloupe) », BRGM, Novembre 2002.

4.4) L'approche par calculs et modélisations

La simple mesure du niveau de contamination existant à l'instant « t » ne peut suffire pour asseoir les décisions des pouvoirs publics. Les conséquences d'un rejet radioactif méritent, dans toute la mesure du possible, d'être anticipées. Elles doivent en tout état de cause être évaluées dès la survenance de l'accident, afin d'aider les autorités à mettre en œuvre rapidement les dispositions appropriées pour la protection des populations et des intervenants³⁶.

Après un accident nucléaire, l'activité volumique de l'eau à son point de captage est fonction du terme source, de la période radioactive des radionucléides rejetés, de leurs conditions et de leurs temps de transit dans l'environnement. L'anticipation de la variation de cette activité peut permettre une mise en œuvre adaptée des actions de protection de la population à des échéances différentes selon les captages considérés.

Le GT Eau a décidé de recenser les modèles de calcul (codes) existants qui permettent d'apprécier les conditions de transfert des radionucléides depuis leur dépôt sur le sol ou l'eau jusqu'aux captages d'alimentation en eau destinée à la consommation. Une liste non exhaustive de ces codes est présentée en annexe 1, complétée par une présentation succincte de leurs principales caractéristiques.

Il a aussi confié à un GT restreint (ASN, CGAAER, IRSN) le soin de travailler sur les conditions de transfert des quatre radionucléides d'intérêt (I, Cs, Sr, Pu), dans les deux scénarios de rejets atmosphériques retenus par le CODIRPA (RTGV et fusion partielle du cœur du réacteur).

Comme indiqué en introduction, l'impact d'éventuels rejets liquides accidentels d'une centrale directement dans un cours d'eau n'a pas été pris en compte à ce stade de la réflexion. A cet égard, il convient de mentionner l'étude d'un rejet liquide accidentel dans un fleuve qui avait été réalisée par le CEA et l'IPSN en 1981³⁷. Ce sujet était motivé par la forte vulnérabilité des captages directs en rivière ou en nappe alluviale, pour la production d'eau destinée à la consommation humaine mais également pour l'irrigation ou les usages industriels. L'étude s'était intéressée au transfert de la contamination aux eaux de boisson.

Le GT Eau a décidé de retenir les schémas de transferts suivants, et d'étudier dans quelle mesure ils avaient déjà été modélisés ou pourraient l'être :

- a) Dépôt direct sur la surface libre d'une rivière, à l'amont hydraulique d'un captage direct en rivière ou en nappe alluviale d'accompagnement,
- b) Dépôt sur le sol et entraînement par ruissellement et lessivage vers les eaux de surface, suivi d'un captage direct en rivière ou en nappe alluviale d'accompagnement,
- c) Dépôt sur le sol et écoulement souterrain en zones non saturée puis saturée, captage en nappe en milieu poreux,
- d) Dépôt sur le sol et écoulement souterrain dans un karst, captage en conduit ou en résurgence.

³⁶ Article R.1333-10 du CSP.

³⁷ HUGON J., CARIÉS J.C., ROUSSEL S., Etude d'un rejet accidentel dans un fleuve, Elément de programme 4012-0100, 1981, CEA/IPSN.

Les cas « a et b » (captages directs) sont à rapprocher car ils intéressent les nombreux captages qui prélèvent directement en rivière ou dans leur nappe d'accompagnement. Si les prises d'eau superficielle ne représentent que 5 % du nombre total de captages d'eau potable, elles alimentent environ un tiers de la population française..

Le cas « c » et les captages en nappe alluviale d'accompagnement ont donné lieu à une étude commandée par l'IRSN à un prestataire, la société NéoDyme.

Les paragraphes qui suivent présentent les principes et les outils de modélisation qui peuvent être mis en œuvre pour décrire chacune des voies de transfert ainsi que les études disponibles. Les hypothèses préalables aux simulations auxquelles nous avons eu accès sont souvent volontairement pénalisantes. Elles sont beaucoup trop nombreuses pour être rappelées de façon exhaustive dans le présent rapport. Les principales sont donc présentées dans chaque cas. Les résultats les plus significatifs qui ont pu être obtenus sont également mentionnés sous forme d'ordres de grandeur des activités volumiques attendues dans l'eau à son point de prélèvement..

Il convient de noter que certains résultats issus des modélisations pourraient être comparés à des mesures de traceurs en temps réel qui méritent d'être réalisées, en particulier quand il s'agit d'écoulements en rivières, dont le pas de temps est très court.

Dans les cours d'eau et dans les sols, la pollution radioactive progresse en fonction des caractéristiques hydrauliques, géologiques, géochimiques et hydrogéologiques. Les mécanismes qui régissent les flux de solutés sont principalement la convection (entraînement par l'écoulement de l'eau), la conductivité des sols (perméabilité), la dispersion (étalement longitudinal et latéral dû à l'hétérogénéité du champ de vitesse) et la diffusion (engendrée par les différences de concentrations du soluté dans le milieu). Les deux derniers mécanismes sont généralement mis en commun sous le terme de dispersion hydrodynamique.

4.4.1) Transfert en eaux de surface

Dans l'étude IRSN n°2008-044³⁸ il est considéré un rejet atmosphérique suite à un scénario de rupture d'un tube de générateur de vapeur (RTGV). Le rejet dure 1h et le temps est pluvieux. Deux fleuves de débits respectifs de 1 000 m³/s (profondeur de 3 m environ) et de 30 m³/s (profondeur de 1 m environ) sont contaminés par dépôt direct.

Les résultats instantanés de dilution sont les suivants :

	Activité du Césium (Bq/L)	Activité de l'Iode (Bq/L)
Débit de 1000 m ³ /s	31	203
Débit de 30 m ³ /s	92	610

Dans le cas le plus pénalisant (débit de 30 m³/s), la dose efficace journalière reçue par ingestion d'eau contaminée est de 5,8 x 10⁻² mSv/j pendant 3 jours. Le premier jour elle est égale à la moitié de la dose journalière toutes voies (calculée à l'aide du code ASTRAL

³⁸ Rapport IRSN, Analyse des études sur la contamination des eaux de surface par voie atmosphérique suite à un accident nucléaire, DEI/SÉSUC n° 2008-044.

v2.3.1). Le second jour elle est 20 fois plus faible et le troisième jour 100 fois plus faible. Cependant, il suffit de 2 jours de consommation de cette eau contaminée pour atteindre la référence de qualité de la DTI soit 0,1 mSv/an.

En moyenne la vitesse d'écoulement d'un fleuve est de 1 m/s, ce qui voudrait dire qu'il faut environ 10 heures pour que le front de contamination se déplace d'environ 35 km ou 1 journée pour faire environ 80 km.

Si le dépôt se produit sur un fleuve en période d'eau claire, c'est-à-dire faiblement chargée de matières en suspension, le Cs et le Pu, non piégés par celles-ci, seront dispersés par dilution. En revanche, en eau trouble une grande part sera fixée sur les matières argileuses dont une partie se dépose et peut être remobilisée lors d'une crue ultérieure.

Pour représenter la distribution des radionucléides entre leurs phases dissoute et particulaire dans les cours d'eau, un coefficient appelé coefficient de partage solide/liquide, noté K_d , est souvent utilisé. Ce coefficient traduit les phénomènes de sorption à l'équilibre entre les radionucléides et les matières solides ($C_{solides} = K_d * C_{dissoute}$). Ce coefficient dépend de nombreux paramètres environnementaux et il varie, entre autres, en fonction du radionucléide et de la matière solide. Dans la littérature, les nombreuses données disponibles (AIEA – TRS364, IRSN – Fiches Radionucléides, etc.) présentent une forte variabilité car elles ont été obtenues dans des conditions expérimentales distinctes.

Dans l'eau, différents types de K_d , qui ne sont pas toujours clairement identifiés dans les publications, peuvent être rencontrés :

- Dans la colonne d'eau, le K_d représente l'interaction des radionucléides avec les matières en suspension (MES). Il dépend principalement du radioélément et des caractéristiques des MES (texture, granulométrie, charge, etc.). A titre d'exemple, le K_d du Cs pour des particules fines d'argile peut être 10 fois supérieur à celui pour des particules de sable.
- Dans les sédiments, on peut identifier plusieurs notions de K_d .
 - Le K_d peut exprimer l'interaction des radioéléments de la colonne d'eau avec les sédiments de fond. Il est généralement de plusieurs ordres de grandeur inférieur à celui de la colonne d'eau et il agrège l'ensemble des échanges entre la colonne et le sédiment (dépôt, érosion, diffusion, bioturbation, etc.).
 - Le K_d peut traduire la distribution des radionucléides entre ceux fixés à la matrice solide du sédiment et ceux dissous dans l'eau interstitielle. Dans ce cas, un paramètre important rentre en jeu, l'oxygène. Ainsi, les premiers centimètres de sédiments, plus riches en oxygène, présentent des K_d équivalents à ceux de la colonne d'eau. Les couches plus profondes, associées à des conditions de plus en plus anoxiques, sont caractérisées par des valeurs de K_d croissantes.

Compte tenu de la forte dépendance du K_d des conditions environnementales, ce paramètre présente des caractéristiques empiriques qui rendent illusoire, pour un radioélément donné, la recherche d'une valeur à vocation universelle. En toute rigueur, une valeur de K_d doit être utilisée pour les conditions dans lesquelles elle a été obtenue.

S'agissant de la progression de la contamination en rivière, le GT eau a examiné les fonctionnalités de deux codes, CASTEAUR et HYDRARIV.

Le code CASTEAUR (CALcul Simplifié des Transferts dans les cours d'EAU Récepteurs) a été développé par l'IRSN pour calculer l'évolution, dans le temps et l'espace, du transfert en rivière des radionucléides en phase dissoute et en phase particulaire. Ce logiciel permet d'obtenir, à partir du terme source, les concentrations qui seront retrouvées soit dans la chaîne trophique, soit dans la rivière à un point aval défini. Pour cela, la rivière est découpée en biefs dont les principaux compartiments physiques (matières en suspension, sédiments de fond) et biologiques (phytoplanctons, poissons) sont pris en compte. Les mécanismes de transfert considérés sont la diffusion, le dépôt/érosion au niveau des sédiments et la sorption/désorption sur les matières en suspension et les sédiments.

Le code CASTEAUR peut être adapté, le cas échéant, aux situations de crise en l'associant à d'autres modèles ce qui permet d'estimer au bout de combien de temps un captage d'eau superficielle situé en aval du lieu de l'accident sera atteint par l'eau contaminée. Cette estimation permettra, dès la phase d'urgence, de préparer les actions de protection de la ressource en eau.

Le modèle HYDRARIV, propriété d'Hydratec, a été utilisé par le Syndicat « Loire alerte ». Il comprend 4 modules :

- Hydrologie : génération d'hydrogrammes à partir de pluies de projet et de pluies réelles mesurées sur un réseau de pluviographes,
- Hydraulique : simulation des écoulements dans lit majeur, remous, maillages, débordements,
- Transport : convection-diffusion de traceurs ou polluants avec prise en compte des réactions physico-chimiques,
- Consignes de gestion locales et globales : intégration de fonctions de contrôle et de régulation en cours de simulation.

Deux types d'éléments et leurs liaisons représentent la diversité des écoulements et permettent d'en élaborer la carte hydraulique :

- des éléments « filaires » compris entre deux coupes en travers du fleuve ou d'un affluent ;
- des éléments surfaciques de la vallée : « les casiers » ;
- la définition quantifiée des liaisons hydrauliques entre les éléments filaires, les éléments filaires et les casiers, les casiers entre eux.

Le GT eau restreint a constaté que le logiciel HYDRARIV est adapté à l'urgence. Il modélise la dispersion des polluants de manière très fine. Le Syndicat « Loire alerte » l'a couplé à un tableur Excel qui permet de disposer instantanément des vitesses de propagation de la contamination, pour le débit en temps réel de la Loire, disponible sur le site internet de la DIREN.

4.4.2) Transfert par ruissellement et lessivage

Le scénario de l'étude IRSN n°2008-044 citée au § 3.4.1 été complété par un dépôt sur une surface théorique de bassin versant de 100 km². L'écoulement d'eau à la surface du sol a été modélisé avec un coefficient de ruissellement. Dans le cas étudié, l'effet du ruissellement conduit à ajouter au fleuve une concentration de 1 Bq/L. Il n'est donc pas significatif, ni dans la phase d'urgence ni dans la phase de transition, mais tout dépend de la taille du bassin

versant, du terme source, de la quantité de matière déposée ou encore des conditions météorologiques. Il est donc difficile de tirer des conclusions à partir de ce scénario.

La notion de ruissellement doit être complétée par celle de lessivage, phénomène par lequel l'eau qui s'écoule arrache du sol des particules de matière et les transporte. Deux approches pour estimer le lessivage sur un bassin versant ont été présentées au GT Eau par l'IRSN³⁹.

- Méthode utilisant des coefficients d'entraînement :
Cette méthode permet une évaluation du lessivage sur un court pas de temps et avec des événements ciblés (après une ou plusieurs pluies). Des coefficients d'entraînement ont été estimés pour quelques radionucléides (notamment le césium et le strontium) en fonction de la pluviométrie. Les valeurs de ces coefficients figurent dans une base de données de l'IRSN⁴⁰. Elles sont issues d'une recherche bibliographique. Les divers coefficients recensés, d'une grande variabilité, ont été obtenus dans des conditions expérimentales majorantes et difficilement extrapolables à grande échelle.
- Méthode utilisant des fonctions de transfert :
Cette seconde approche utilise des fonctions de transfert génériques permettant de représenter la réponse du bassin versant à un dépôt unitaire sur différentes durées (année, saison, etc.). Elle permet d'évaluer cette réponse de manière très approximative, mais très opérationnelle.

Dans cette approche, le ruissellement est modélisé par la combinaison de deux cinétiques, rapide et lente. En moyenne, il est possible de considérer que la fraction rapide agit sur 5 % du dépôt sur le bassin versant dans une période de 60 jours, et que la fraction lente agit sur les 95 % restant sur une période de 80 ans. Dans les grands bassins versants, des particules lessivées se déposent à nouveau et le facteur de transfert est donc plus faible.

Les radionucléides lessivés rejoignent ensuite les cours d'eau (cf. § 3.4.1).

4.4.3) Transfert en milieu continu (nappe en milieu poreux dont nappe alluviale d'accompagnement)

Les transferts de contamination en nappe alluviale d'accompagnement, ou en milieu poreux, obéissent aux mêmes principes. La différence entre les deux modélisations se situe au niveau des conditions aux limites.

Il est possible de représenter un milieu poreux comme une superposition de deux couches. Dans la première appelée Zone non saturée (ZNS) le transport se fait verticalement, en fonction de la recharge d'eau de pluie. Dans la deuxième appelée Zone saturée (ZS) il est principalement horizontal, suivant le gradient de la nappe.

Le transfert d'un radioélément dans un sol est conditionné par le pouvoir de rétention que le sol exerce sur lui. Ce phénomène se traduit, comme pour les cours d'eau, par un coefficient de partage (K_d) qui varie en fonction des natures du sol et du radionucléide considéré.

³⁹ Cf. M. Garcia-Sanchez (IRSN).

⁴⁰ Garcia-Sanchez, L. Base de données sur les coefficients de transfert de radionucléides par ruissellement et érosion. Fichier Microsoft/Access 2003.

Le coefficient de partage K_d (en mL/g) correspond au rapport de la concentration (Bq/g) de particules fixées au sol à la concentration de particules restant en solution (Bq/mL). Plus le K_d est faible et plus l'élément considéré est soluble.

Contrairement à la zone non-saturée, la teneur en eau est constante dans la zone saturée et le facteur de retard R est plus facilement déduit à partir du coefficient de partage (K_d) (cf. *Tableau 12*). Quand le K_d augmente, le facteur de retard augmente d'autant.

Tableau 12 : Coefficients de distribution K_d (en mL/g) dans les sols des 4 radionucléides retenus par le GT Eau

Radioélément	Sable	Sol argileux	Sol organique
Iode	0,013- 85	0,082-33	0,5 -1500
Strontium	0,55- 330	2 - 6000	4 - 5400
Césium	18 – 40 000	74 – 44 000	0,2 – 360 000
Plutonium	18-16000	74-330 000	10-330 000

Source : TRS 364 - AIEA (1994)

Les isotopes du Cs et du Pu possèdent des valeurs maximales de K_d élevées. Elles indiquent une très faible mobilité dans le sol, en particulier en présence de minéraux argileux dont la capacité d'échange cationique (CEC) est plus élevée. Ainsi, 1% d'argile peut suffire à fixer le césium, cette fixation étant très rarement réversible. La forte rétention du Cs et du Pu dans les sols se traduit par une vitesse de migration très faible.

Les coefficients de distribution de ces deux éléments ont une très grande variabilité, ce qui peut expliquer la mobilité du Pu dans certains cas (cf. projet EPIC de l'IRSN).

Le pouvoir de rétention de l'iode et du strontium par les sols est nettement plus faible. Ces deux éléments migreront plus rapidement dans la zone non saturée puis saturée.

La fixation du strontium est réversible, par un phénomène de compétition avec les ions de la solution. D'un point de vue sanitaire, le Sr serait donc un radionucléide de plus grand intérêt que le Cs. Sa migration a donné lieu à un travail de l'IRSN en laboratoire et sur une plateforme expérimentale à Tchernobyl (cf. projet EPIC) qui a abouti à une modélisation en deux dimensions de sa concentration dans le sol, tenant compte des zones non saturées et saturées.

Il s'avère donc nécessaire d'acquérir une connaissance préalable du sol et de la chimie des eaux concernés pour estimer le coefficient de distribution de chaque élément. Il faut aussi prendre en compte le fait que les conditions géochimiques peuvent être modifiées par le dépôt lui-même. EDF a étudié les K_d des aquifères présents autour des CNPE, principalement en démantèlement.

En ce qui concerne les nappes alluviales, la rivière se comporte en front de réalimentation de la nappe d'accompagnement, de niveau variable. Le pompage ajoute un gradient de nappe qui se traduit par un écoulement souterrain de la rivière vers le captage. L'impact des sédiments déposés sur le lit et sur les berges peut être déterminant pour l'importance de la réalimentation.

Dans ce contexte, le GT eau a demandé que soit engagée une étude, par modélisation, des transferts d'une contamination radioactive dans trois contextes hydrogéologiques différents soit en milieu poreux, en nappe alluviale et dans un karst. Le cahier des charges correspondant a été rédigé par un GT restreint « vulnérabilité » (ASN, IRSN, CGAAER). L'étude a été confiée par l'ASN à l'IRSN (DEI) qui a encadré une prestation du bureau d'études NéoDyme.

Il a été convenu de traiter la modélisation successivement en une dimension (1D), puis deux (2D) puis trois (3D).

La modélisation en 1D a permis d'évaluer les conditions de transfert en zone non saturée (ZNS) jusqu'au toit de la nappe. Le résultat obtenu se présente sous forme de courbes de percée de ce toit qui mettent en évidence l'évolution de l'activité d'un radionucléide en fonction du temps (début de passage, maximum et fin de la contamination).

La modélisation en 2D (coupe transversale suivant la profondeur dans le sol et perpendiculaire au fleuve pour la nappe alluviale) permet de prendre en compte le gradient hydraulique de la nappe, son alimentation par le fleuve et son rabattement dû au pompage.

La modélisation en 3D utilise une représentation complète de la géométrie de l'aquifère, complétée par le gradient de la nappe et le cône de rabattement du pompage.

Un premier rapport⁴¹ portant sur le seul transfert vertical en ZNS, après simulations en 1D, avait été remis le 2 juillet 2009 par l'IRSN.

Le rapport définitif⁴² a été rendu en mai 2010. Il a porté sur les quatre radionucléides d'intérêt retenus par le GT eau, soit l'iode, le strontium, le césium et le plutonium. Le tritium a été ajouté car c'est un élément non réactif (K_d égal à 0) traceur de l'eau. Il représente donc une situation majorante. Les codes utilisés sont MODFLOW et HYDRUS (cf. annexe n°1), ce dernier autorisant le calcul de transport dans les sols en conditions de saturation ou non.

Le calcul de l'activité volumique au point de captage tient compte des propriétés hydrodynamiques des milieux, des coefficients de partage des éléments, et de leur décroissance radioactive liée à leur période (cf. tableau 8 du §3.1). La durée retenue de la simulation pour chaque radionucléide est de 5 fois sa période. Pour renseigner la pluviométrie, l'historique des précipitations relevées à Paris-Montsouris a été utilisé.

En milieu non saturé, hormis la définition des conditions initiales et aux limites, la simulation numérique de l'écoulement nécessite la détermination préalable des 6 paramètres qui suivent : teneur en eau résiduelle, teneur en eau à saturation, pression d'air, conductivité à saturation, paramètres de forme et de milieu.

⁴¹ Evaluation du transfert d'une contamination radioactive vers des captages souterrains pour l'alimentation en eau potable, dans trois contextes hydrogéologiques différents. Rapport 1 –Eléments bibliographiques, matériels et méthodologie, DEI/SESUC n°2009-104.

⁴² Evaluation du transfert d'une contamination radioactive vers un captage souterrain pour l'alimentation en eau potable, dans trois contextes hydrogéologiques différents, DEI/SESUC n°2010-01

En milieu saturé, il convient de renseigner la dispersivité, le coefficient de partage et la masse volumique du sol. Dans les deux cas s'ajoute le paramètre de décroissance radioactive.

Les principales conclusions en matière de milieux poreux sont reprises ci-après dans ce § 4.4.3. Celles qui concernent les karsts figurent au § 4.4.4 qui suit.

4.4.3.1) la modélisation en 1D

Elle a été conduite avec deux hypothèses d'épaisseur de la ZNS, soit 3m et 1m, et aboutit aux résultats suivants :

- milieu poreux sédimentaire d'épaisseur 3 m : L'iode 131 et le césium 137 n'atteignent pas le toit de la nappe pendant le temps de la simulation les concernant. Pour le strontium 90, la courbe de percée débute à 85 ans et le temps d'arrivée du maximum est de 150 ans, avec une activité de 0,003 % de celle du dépôt en surface. Le plutonium 239 n'a pas atteint la nappe au bout de 500 ans.
- milieu poreux alluvial d'épaisseur 3 m (différent du précédent par ses paramètres hydrodynamiques) : Les résultats sont identiques aux précédents.
- milieu poreux sédimentaire d'épaisseur 1 m : L'iode 131 et le césium 137 n'atteignent toujours pas le toit de la nappe pendant le temps de la simulation. Mais le strontium l'atteint au bout de 20 ans. L'activité maximum de 0,6 % de celle du dépôt en surface est obtenue à 75 ans. Pour le plutonium, le début de la courbe de percée est à 275 ans. Au bout de 500 ans son activité est de 0,3 % de celle du dépôt.
- milieu poreux alluvial d'épaisseur 1 m : les résultats sont identiques au milieu poreux sédimentaire de même épaisseur, sauf pour le strontium dont le maximum d'activité passe de 0,6 à 0,77 % de celle du dépôt en surface, au bout de 65 ans et non de 75 ans.

La très courte période radioactive de l'iode (8,02 jours) joue un rôle considérable en l'empêchant d'atteindre le toit de la nappe. La valeur élevée du Kd du césium ralentit sa progression de façon telle qu'il ne l'atteint pas non plus. Avec les hypothèses retenues, seuls le strontium et le plutonium percent le toit de la nappe, et ce au bout de plusieurs dizaines d'années.

La modélisation en 1D a mis en évidence l'importance majeure de l'épaisseur de la zone non saturée dans la courbe de percée d'un élément. La connaissance de la piézométrie de la nappe est donc un élément essentiel d'appréciation de la vulnérabilité d'un aquifère.

4.4.3.2) la modélisation en 2D

Elle fait intervenir les zones non saturée et saturée. Compte tenu des résultats des simulations en 1D, elle a été effectuée avec une ZNS de 1 m seulement. En 2D, le rabattement de la ligne piézométrique correspond à celui qui serait opéré par une tranchée drainante.

a) en milieu sédimentaire

Les résultats obtenus pour le tritium montrent l'importance de l'effet de dilution, qui se traduit pour cet élément par une division par 100 des concentrations attendues au captage par rapport à celles issues du modèle 1D.

L'augmentation de l'épaisseur la ZNS liée au rabattement par pompage a pour conséquence que la contamination de la nappe se développe à une distance assez importante du captage.

Ni l'iode ni le césium n'atteignent le point de captage. L'effet de dilution pour le strontium est d'un facteur 500. Son temps d'arrivée est de 135 ans et son activité est de 6.E-6 de celle du dépôt en surface au bout de 150 ans. Le plutonium n'atteint pas le captage au bout de 500 ans. Mais compte tenu de sa période, il est susceptible d'y arriver à une échelle de temps plus importante.

b) en milieu alluvial

La modélisation s'est inspirée du site de captage de La Bohalle situé en bordure de la Loire en amont d'Angers, et de ses caractéristiques hydrogéologiques issues d'une étude BCEOM-ANTEA commandée par le syndicat « Loire alerte ». Dans le rectangle du domaine modélisé en 2D est soustraite une zone de 200 m x 4 m qui représente le lit de la Loire et ses berges.

L'iode 131 ne parvient toujours pas au captage. Par contre, le strontium, le césium et le plutonium l'atteignent dans les conditions suivantes :

	Temps d'arrivée initial	Temps d'arrivée du maximum	% maximum de l'activité dissoute initiale en surface
strontium	9 mois	20 mois	0,6
césium	16,5 ans	35 ans	0,3
plutonium	13,5 ans	30 ans	0,625

La modélisation en 2D permet de constater que le milieu alluvial est nettement plus vulnérable que le milieu poreux. Il existe un risque avéré de contamination du captage par les trois radionucléides précités. Celle-ci provient principalement d'une part de l'infiltration par les berges, et d'autre part du dépôt de surface situé entre le fleuve et le captage (la charge hydraulique imposée par le fleuve limitant le rabattement de la nappe).

Les captages en nappe alluviale doivent donc faire l'objet d'une attention particulière en situation post-accidentelle.

4.4.3.3) la modélisation en 3D

Elle a été conduite, en **milieu sédimentaire**, pour le tritium et le strontium. Pour le tritium, le résultat est cohérent avec celui obtenu en 2D. Pour le strontium, la comparaison des données en 2D et en 3D est la suivante :

strontium	Temps d'arrivée initial	Temps d'arrivée du maximum	% maximum de l'activité dissoute initiale en surface

Modélisation 2D	135 ans	150 ans ?	6.E-6 %
Modélisation 3D	132 ans	≥150 ans	6.E-6 %

Avec les hypothèses retenues, la modélisation en 3D n'a pas mis en évidence de phénomènes supplémentaires susceptibles de jouer un rôle prépondérant dans le transfert du strontium.

L'ensemble des résultats obtenus lors des simulations figure sous forme de deux fiches récapitulatives (milieu sédimentaire et alluvial) insérées dans le rapport de l'IRSN (DEI/SESUC n°2010-01).

Ils permettront de mieux cibler le programme de mesures en situation post-accidentelle.

4.4.4) Transfert et écoulement souterrain dans un karst

La condition d'homogénéité du sol n'est pas vérifiée dans ce cas. Aucun modèle de calcul ne fait aujourd'hui autorité et les trois approches suivantes ont été développées :

- L'approche par double porosité qui consiste à dissocier la phase liquide en deux phases apparentes, l'une circulant dans le réseau de fractures et l'autre dans les blocs. Son application supposerait la connaissance du réseau de fractures, ce qui n'est généralement pas le cas.
- L'approche par compartiments, constitués par le sol de surface, l'épikarst, la zone non saturée, la zone saturée et les conduits karstiques. Elle suppose que l'on dispose d'une très grande quantité d'informations pour caractériser chaque compartiment.
- L'approche globale ou « boîte noire » consiste à mesurer un signal d'entrée puis le signal de sortie du traceur à l'un des exutoires. Elle conduit à interpréter l'étalement de ce signal en conditions réelles. Chaque traçage doit être reproduit au même endroit pour différents états hydrauliques du système étudié. Mais cette méthode ne caractérise que le transport du point d'entrée vers le point de mesure et elle n'est pas transposable au comportement du karst entier compte tenu de son hétérogénéité.

L'étude de l'IRSN (DEI/SESUC n°2010-01) « Evaluation du transfert d'une contamination radioactive vers un captage souterrain pour l'alimentation en eau potable, dans trois contextes hydrogéologiques différents » contient une approche bibliographique complète.

4.4.5) Les limites d'utilisation des modèles prédictifs

Les résultats des modélisations sont entachés de nombreuses incertitudes relatives aux valeurs des divers paramètres à renseigner, terme source (radionucléide rejeté, concentration, durée du rejet, etc.), conditions météorologiques (vent, pluie, etc.), caractéristiques du sol (composition, perméabilité, physico-chimie, etc.) et propriétés physico-chimiques des radionucléides. Toutefois, ces incertitudes pourraient être partiellement et progressivement

levées grâce à la prise en compte de valeurs de terrain obtenues par les mesures environnementales.

Les paramétrages des modélisations en début d'une phase d'urgence ou post-accidentelle permettent de chiffrer les conditions les plus pessimistes, qui permettent d'être les plus protectrices. Mais un tel choix comporte un risque de surestimation de l'exposition et donc de mise en place de mesures surdimensionnées.

5) Efficacité des techniques de potabilisation sur la qualité radiologique de l'eau

Le GT eau a souhaité aborder l'efficacité des stations de traitement d'eau potable pour la réduction des contaminations radiologiques, dans la mesure où elles sont déjà en place ou peuvent être installées sous forme d'équipements mobiles.

Il convient de rappeler que les filières de traitement d'eau potable autorisées par le ministère chargé de la santé sont décrites dans la circulaire DGS n°2000-166 du 28 mars 2000 relative aux produits et procédés de traitement des eaux destinées à la consommation humaine (annexe I bis). Elles comprennent les principales étapes suivantes :

- coagulation (sulfate d'aluminium, sulfate ferrique, chlorure ferrique),
- floculation (polymères),
- décantation,
- filtration (sable, charbon actif, sur membranes),
- désinfection.

Selon une étude bibliographique de l'IRSN⁴³ (s'appuyant notamment sur le Handbook d'Euranos⁴⁴), le processus de clarification (coagulation, floculation, décantation) permet la rétention de 10 à 40 % des particules dissoutes de l'I, du Cs et du Sr, et de plus de 70 % du Pu.

L'efficacité de la rétention sur filtre à sable des particules dissoutes est de 10 à 40 % de l'I, du Cs, du Sr et du Pu.

L'efficacité sur charbon actif est de 40 à 70 % pour des particules dissoutes de l'I et du Pu, de 0 à 10 % pour le Cs et le Sr.

La séparation par membrane d'osmose inverse retient plus de 70 % des quatre radionucléides sous formes dissoutes précitées.

Toutefois, ces chiffres ne sauraient être appliqués en l'état dans la mesure où les exemples d'expérimentations in situ extraits de la littérature mettent en évidence que l'efficacité de la rétention dépend :

- du réactif de coagulation utilisé,
- du titre alcalimétrique de l'eau (TA),
- de son pH,

⁴³ Rapport IRSN DEI/SESUC n°2008-029 « Efficacité des techniques de potabilisation sur la qualité radiologique de l'eau ».

⁴⁴ EURANOS – Generic Handbook for assisting in the Management of Contaminated inhabited Areas in Europe following a Radiological Emergency. Part VI: Management of Drinking Water. EURANOS(CAT1)-TN(07)-02.

- de la qualité du sable de filtration.

Le taux de rétention peut être nul dans certaines configurations. Il varie aussi avec le temps. Enfin, la phase de rétention sur filtre peut être suivie d'une phase de relargage.

La connaissance des procédés de traitement d'eau en place ou mobiles, ainsi que les données sur l'efficacité des techniques de potabilisation permettent toutefois d'avoir un ordre de grandeur de la contamination résiduelle dans l'eau au robinet des consommateurs à partir de l'estimation de la contamination de la ressource.

Il faut ajouter que la présence d'une station de traitement, implique une gestion des boues de décantation, des filtres et des eaux de lavage des filtres contaminés⁴⁵.

6) Définir des valeurs repères en situation post-accidentelle

Le *Tableau 13* récapitule les valeurs limites dans les eaux, relevées dans la littérature internationale en cas d'accident nucléaire.

Tableau 13 : Données OMS, CODEX, EURATOM, CIPR, Santé Canada, UK, Russie, Biélorussie

Indicateur d'activité	AIEA	EURATOM	CIPR	Santé Canada	UK	Biélorussie
alpha globale					5Bq/L	
bêta globale					30Bq/L	
H3						
DTI	1mSv/an	5mSv/an				
I129						
I131	100Bq/L	500Bq/L	1000-10000Bq/L	100Bq/L	500Bq/L	3700Bq/L en 1986
Sr89				100Bq/L		
Sr90	100Bq/L	125Bq/L		30Bq/L	125Bq/L	0,37Bq/L en 1990
Cs	1000Bq/L	1000Bq/L	1000-10000Bq/L	100Bq/L	1000Bq/L	370Bq/L en 1986
Pu	10Bq/L	20Bq/L	10-100Bq/L	1Bq/L	20Bq/L	

CSP * avec une tolérance à 0,3mSv/an

Le GT Eau a sollicité le 6 août 2009 l'IRSN (Direction de la protection des populations) en lui demandant de déterminer les niveaux d'intervention et les valeurs limites qui

⁴⁵ Handbook for assessing the impact of a radiological incident on levels of radioactivity in drinking water and risks to operatives at water treatment works, Health Protection Agency, June 2008, HPA-RPD-040 and HPA-RPD-041.

pourraient être appliqués en France en situation post-accidentelle, en matière de distribution d'eau destinée à la consommation humaine. Ses résultats feront l'objet d'un rapport complémentaire.

7) Recommandations du GT Eau

Les recommandations du GT « Eau » font l'objet de la deuxième partie du rapport intitulée « Recommandations du Groupe de travail « Eau » – « Gestion des ressources en eau » - version 1-octobre 2010.

Annexe 1 : Les codes de calcul des transferts de particules dans les sols et les nappes

Source: D'après « Evaluation du transfert d'une contamination radioactive vers des captages souterrains pour l'Alimentation en Eau Potable, dans trois contextes hydrogéologiques différents », IRSN, Rapport DEI/SESUC n° 2009-104.

Milieux continus

Les logiciels présentés dans cette annexe sont dédiés à la simulation des transferts de solutés dans les milieux continus tels que les milieux poreux homogènes. Ils peuvent cependant également être également utilisés dans l'optique d'une approche moyenne globale pour des milieux fracturés, notamment pour ce qui concerne les flux d'eau (le réseau de fractures étant un paramètre déterminant pour le transport de soluté), à l'échelle de l'élément de volume représentatif (EVR), si celui-ci a un sens, compte tenu du degré d'hétérogénéité et de l'échelle d'étude.

MELODIE

Le logiciel MELODIE (Modèle d'Evaluation à LOng terme des Déchets Irradiants Enterrés) actuellement en développement à l'IRSN est un outil qui permet d'évaluer la sûreté à long terme d'un stockage de déchets radioactifs. Ce logiciel permet une modélisation globale d'un site de stockage en tenant compte des principaux phénomènes physico-chimiques. Ces derniers sont représentés sous une forme simplifiée, c'est-à-dire adaptée aux grandes échelles de temps et d'espace des simulations.

Le code de calcul modélise en 3 dimensions l'écoulement de l'eau (régime saturé permanent ou transitoire) et les phénomènes de transport (modèle convection-dispersion (CDE)) des polluants dans les milieux poreux.

Une version de MELODIE qui permet d'intégrer les phénomènes liés à la zone non saturée des sols, est actuellement en cours de validation.

MELODIE n'est pas un logiciel en libre accès, cependant les informations concernant son développement peuvent être consultées sur internet à l'adresse suivante :

<http://net-science.irsn.org/scripts/net-science/publigen/content/templates/show.asp?P=3133&L=FR&SYNC=Y>

MISP

MISP est un modèle de transport développé par le BRGM permettant d'estimer l'impact sur les eaux souterraines d'une source de pollution située au-dessus de la nappe. MISP résout de façon analytique l'équation de convection-dispersion. Les scénarios de pollution simulés doivent donc correspondre à des situations où la solution analytique du problème est connue et fait partie des solutions de la base de données de MISP.

Pour ce qui concerne la source de pollution, MISP permet de prendre en compte plusieurs types de comportement :

- * Une concentration source constante, de durée limitée,
- * Une concentration source qui décroît de manière exponentielle,
- * Une concentration source définie par l'émission par diffusion de polluants à partir d'une matrice solide (cas des déchets stabilisés),
- * Une concentration source arbitraire, lue dans un fichier.

La principale caractéristique de MISP, par rapport à des modèles analytiques analogues, est qu'il n'utilise pas l'hypothèse d'une "couche de mélange" pour estimer une concentration dans l'aquifère sous la zone source. MISP combine, par convolution, une solution analytique pour la migration verticale depuis la source vers la nappe, avec une solution 3-D pour la migration dans l'aquifère à partir d'une source plane horizontale située à la surface de la nappe.

Ce logiciel est en libre accès sur internet à l'adresse suivante :

<http://www2.brgm.fr/misp/default.htm>

MARTHE

Marthe (**M**odélisation d'**A**quifères avec maillage **R**ectangulaire, **T**ransport et **H**ydrodynamiqu**E**) est un logiciel développé par le BRGM permettant de modéliser en 3D les problèmes d'écoulements souterrains (zones saturée et non-saturée, eau ou autre liquide, en monophasique ou diphasique) et de transport de solutés, en milieux continus (milieux poreux homogènes ou milieux poreux équivalents), rencontrés dans des contextes variés.

Une version gratuite limitée en nombre de maille (3 couches de 900 mailles chacune), mais suffisante pour traiter par exemple la détermination d'un Bassin d'Alimentation d'un Captage BAC en milieu continu, peut être demandée à l'auteur (marthe@brgm.fr). Cette version devrait prochainement être proposée en téléchargement libre via l'adresse internet suivante <http://www.brgm.fr/logiciel.jsp>

HYDRUS

Le logiciel de modélisation HYDRUS, développé par le laboratoire de salinité du département de l'Agriculture des Etats-Unis (United States Department of Agriculture USDA - Agricultural Research Service in Riverside - Californie), le département des Sciences Environnementales de l'université de Californie-Riverside et la Colorado School of Mines (International Ground Water Modeling Center – IGWMC - in Golden), est spécialisé dans l'analyse des flux d'eau et le transport de soluté dans les milieux poreux (Simunek et al., 2006). Ce code permet de simuler le mouvement de l'eau, de la chaleur et de solutés dans les milieux poreux saturés, partiellement saturés en eau, en régime hydraulique permanent ou transitoire.

Hydrus est un code de transport dont la version 1D (1 dimension) est en libre accès via internet (<http://www.pc-progress.cz/>), les versions 2D et 3D étant payantes.

VS2DI

VS2DI est un logiciel de modélisation de l'écoulement de l'eau et du transport de masse ou d'énergie en milieux poreux, en 2 dimensions, développé par l'USGS (United States Geological Survey). Il est constitué de trois composants (Grignard G., 2005) :

- VS2DHI, qui permet une modélisation de l'écoulement et du transfert d'énergie ;
- VS2DTI, qui permet une modélisation de l'écoulement et du transport de masse ;
- VS2POST, postprocesseur qui permet de visualiser les résultats d'anciennes simulations lorsqu'elles ont été sauvegardées.

Pour l'écoulement de l'eau et le transport de solutés, VS2DTI résout numériquement l'équation de diffusivité et de convection-dispersion en milieu saturé ou non saturé en utilisant comme variable principale la charge hydraulique. VS2DTI est un modèle de transport mono-espèce prenant en compte les interactions des solutés avec la matrice solide via un coefficient de partage K_d . La méthode numérique utilisée pour résoudre les équations est celle des différences finies avec un maillage triangulaire.

MODFLOW/MT3DMS

MODFLOW, développé aussi par l'USGS, est un code de calcul hydrodynamique 3D dédié uniquement à la simulation des écoulements en milieux poreux. Considéré comme un standard international pour la modélisation du comportement des nappes souterraines, MODFLOW résout numériquement les équations de l'écoulement de l'eau en milieu saturé par l'intermédiaire de la méthode des différences finies.

La version de base de MODFLOW (code source) appartient au domaine public et peut être téléchargée gratuitement sur internet (<http://www.modflow.com>). Plusieurs versions commerciales existent cependant en s'appuyant notamment sur leurs préprocesseurs graphiques.

Dernièrement, du point de vue hydraulique, le couplage entre MODFLOW et HYDRUS-1D a été mis en place afin de pouvoir également prendre en compte la zone non-saturée dans les simulations (http://www.pc-progress.cz/Pg_Hydrus_Modflow.htm).

HYTEC

Hytec est un code couplé géochimie/transport, développé par l'école des mines de Paris ENSMP (van der Lee et al., 2003), utilisé dans les études de pollutions d'eaux souterraines, de sûreté de stockage de déchets nucléaires et l'interprétation des expérimentations faites sur colonnes de laboratoire (<http://hytec.ensmp.fr>).

Le code est basé sur une série de modules spécialisés. Le module géochimique CHESS (Van der Lee et De Windt, 1999) permet de prendre en compte les différentes interactions géochimiques auxquelles le soluté est confronté dans le système étudié. Différents codes de transport hydrodynamique (RT1D, METIS et R2D2) reliés à la plate-forme Hytec via une interface spécifique appelée MPI (Message Passing Interface) permettent quant à eux de prendre en compte l'aspect dynamique.

ASMWIN (aquifer simulation for windows)

Logiciel maillé gratuit, téléchargeable sur le site de l'ETH (Institut fédéral de technologie) de Zurich : <http://www.ifu.ehtz.ch/publications/software/asmwin>.

WhAEM (wellhead analytic element model)

Logiciel en deux dimensions développé par l'EPA (agence américaine de l'environnement), basé sur la méthode des éléments analytiques ; Ce modèle est téléchargeable librement sur le site de l'EPA. <http://www.epa.gov/athens/software/whaem/index.html> (version de 2005).

Milieux fissurés

SOLFRAC

Le programme SOLFRAC permet de simuler le transport de solutés dans des réseaux de fractures 2D. Chaque fracture est assimilée à un chenal d'écoulement 1D de section rectangulaire. Les mécanismes de transport pris en compte sont les suivants :

- advection et dispersion hydrodynamique dans les fractures,
- diffusion dans la matrice rocheuse,
- diffusion dans des zones stagnantes situées dans le plan des fractures,
- réactions de sorption sur les surfaces de fracture et dans la matrice,
- décroissance radioactive,
- partage de masse aux intersections de fractures.

Les simulations de transport sont basées sur la méthode TDRW (Time Domain Random Walk), qui permet de calculer directement le temps de résidence des particules dans chaque lien. Le programme SOLFRAC permet également d'analyser les caractéristiques

macroscopiques du transport à l'échelle d'un réseau : vitesse moyenne de déplacement du nuage de particules et dispersion macroscopique.

MODFRAC

Le programme MODFRAC permet de simuler des réseaux de fractures 2D et de calculer les charges hydrauliques aux intersections de fractures pour des conditions aux limites de type "perméamètre". Chaque fracture est assimilée à un chenal d'écoulement 1D de section rectangulaire. Les options de simulation permettent de contrôler la densité des centres de fractures, ainsi que les orientations, ouvertures et longueurs des fractures selon plusieurs lois statistiques. Les fichiers créés par MODFRAC sont directement compatibles avec le programme de transport SOLFRAC présenté ci-dessous.

Ces deux outils de modélisation de l'écoulement et du transport en milieu fracturé sont disponibles en libre accès à l'adresse suivante :

<http://hydrasa.labo.univ-poitiers.fr/intranet/telechargement.htm>

Annexe 2 : Techniques d'analyses de la radioactivité dans les eaux

Source : Analyse de la radioactivité des eaux, IRSN, Rapport DEI/STEME n° 2008-05

- Détermination de l'indice de radioactivité alpha global sur dépôt par évaporation et mesure par scintillation solide (norme NF M 60-801) : une aliquote d'eau est évaporée doucement sur une coupelle en inox, le résidu est ensuite recouvert d'un scintillateur solide et un comptage alpha est réalisé sur la base d'un étalonnage en plutonium 239.
- Détermination de l'indice de radioactivité bêta global sur dépôt par évaporation et mesure en compteur type Geiger (norme NF M 60-800) : une aliquote d'eau est évaporée doucement sur une coupelle en inox, le résidu fait ensuite l'objet d'un comptage bêta global sur la base d'un étalonnage en strontium 90 - yttrium 90.
- Détermination de la concentration en potassium par émission de flamme (NF T 90 019).
- Détermination de l'activité du tritium par scintillation liquide (norme NF M 60-802-1) : une aliquote d'eau est mélangée à un volume de liquide scintillant et mesurée par scintillation liquide.
- Détermination de l'activité du carbone 14 par scintillation liquide (norme M 60-802-2) : une aliquote d'eau est mélangée à un volume de liquide scintillant et mesurée par scintillation liquide.
- Détermination de l'activité en radium 226 par émanométrie et comptage alpha (norme NF M 60-803) : une aliquote d'eau est minéralisée et mise en barboteur étanche en attendant la croissance du radon 222, le radon 222 émané est transféré dans une géométrie de comptage alpha recouverte d'un scintillateur solide et mesuré par comptage alpha.
- Détermination de l'activité en radium 228 et plomb 210 par spectrométrie gamma après concentration (méthode interne inspirée de NF M60-807) : une aliquote d'eau est évaporée doucement à sec et le résidu est conditionné dans une géométrie de comptage puis mesurée par spectrométrie gamma.

- Détermination de l'activité en uranium isotopique par séparation chimique et spectrométrie alpha (norme NF M 60-805-5) : une aliquote d'eau est minéralisée puis purifiée par des étapes successives de radiochimie, les isotopes de l'uranium sont co-précipités avant mesure par spectrométrie alpha.
- Détermination de l'activité en polonium 210 par séparation chimique et spectrométrie alpha (norme NF M60-808) : une aliquote d'eau est minéralisée puis purifiée par des étapes successives de radiochimie, les isotopes recherchés sont co-précipités ou déposés avant mesure par spectrométrie alpha.
- Détermination de l'activité en thorium isotopique par séparation chimique et spectrométrie alpha (méthode interne pour l'IRSN) : une aliquote d'eau est minéralisée puis purifiée par des étapes successives de radiochimie, les isotopes recherchés sont co-précipités ou déposés avant mesure par spectrométrie alpha.
- Détermination de l'activité des radionucléides émetteurs de rayonnements gamma (norme ISO 10703) : par spectrométrie en container à géométrie normalisée.
- Détermination de l'activité en plutonium 238, 239+240, américium 241 par séparation chimique et spectrométrie alpha (norme NF M 60-804) : une aliquote d'eau est minéralisée puis purifiée par des étapes successives de radiochimie, les isotopes du plutonium sont co-précipités avant mesure par spectrométrie alpha.
- Détermination de l'activité en strontium 90 par séparation chimique et comptage bêta (norme NF M 60-806-1) : une aliquote d'eau est minéralisée puis purifiée par des étapes successives de radiochimie, le strontium 90 est séparé de son descendant l'yttrium 90, suite à la croissance de ce dernier un précipité d'oxalate est mesuré par comptage bêta.
- Détermination de l'activité en radon 222 par spectrométrie gamma (norme NF M 60-761).