



ENSP

ÉCOLE NATIONALE DE
LA SANTÉ PUBLIQUE

RENNES



Ingénieur du Génie Sanitaire

Promotion 2006

**Modèle de calcul des transferts dans le milieu
naturel d'un polluant chimique à partir d'un
rejet en eau continentale
Cas d'étude bore**

Présenté par :

Sandrine Augy

Ingénieur ENSAR

Lieu du stage : **EDF R&D**

Référent professionnel :

Mme Sylvaine Maurau

Ingénieur chercheur EDF R&D

Référent pédagogique :

Mr René Seux

ENSP - LERES

Remerciements

Je tiens à remercier Sylvaine Maurau, responsable du projet MOERES, pour m'avoir confié la réalisation de cette étude, et pour sa disponibilité et tout le temps qu'elle m'a consacré afin de mener à bien ce travail. Je la remercie pour son aide précieuse et enrichissante pour l'interprétation des résultats et la rédaction de ce mémoire.

Je remercie également Philippe Ciffroy pour son aide technique et ses conseils avisés pour l'interprétation des résultats. Merci également à Carine Damois pour son aide dans la résolution des « bugs ».

J'adresse aussi mes remerciements à toute l'équipe du Laboratoire National D'Hydraulique et Environnement de la division R&D d'EDF pour son accueil sympathique. Merci en particulier à mes collègues de bureau et aux habituées de la « pause thé » avec qui j'ai partagé de bons moments.

Je voudrais également remercier René Seux, du département LERES de l'ENSP, pour son aide lors de la rédaction de ce rapport.

Enfin, je remercie toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué au bon déroulement de ce stage.

Sommaire

1	Introduction	1
1.1	Contexte du mémoire.....	1
1.2	Enjeux du mémoire	1
1.2.1	Enjeux sanitaires	1
1.2.2	Enjeux réglementaires.....	2
1.2.3	Enjeux techniques et scientifiques	3
1.3	Objectifs	3
2	Le bore dans l'environnement	4
2.1	Propriétés physico-chimiques.....	4
2.2	Comportement du bore dans l'environnement.....	4
2.2.1	Etat naturel	4
2.2.2	Transferts dans l'environnement.....	5
2.2.3	Transformation	5
2.2.4	Bio-accumulation	5
3	Le modèle OURSON	7
3.1	Présentation de l'outil.....	7
3.1.1	Pourquoi développer un nouvel outil ?.....	7
3.1.2	Principes d'OURSON.....	8
3.2	Données d'entrée	10
3.2.1	Données sous forme de chronique	10
3.2.2	Paramètres non spécifiques au bore	14
3.2.3	Paramètres spécifiques au bore	14
4	Evaluation des risques sanitaires liés aux rejets de bore	17
4.1	Identification du danger.....	18
4.1.1	Toxicocinétique.....	18
4.1.2	Toxicodynamie	18
4.2	Choix des VTR.....	21
4.3	Evaluation de l'exposition.....	22
4.3.1	Population considérée	22
4.3.2	Voie d'exposition	22
4.3.3	Durée d'exposition.....	22

4.3.4	Estimation de l'exposition	22
4.4	Caractérisation du risque	26
4.4.1	Calcul du quotient de danger	26
4.4.2	Calcul de l'incertitude	30
5	Analyse de sensibilité des paramètres d'entrée du modèle	32
6	Discussion.....	37
6.1	Intérêts de l'outil OURSON.....	37
6.2	Pertinence du modèle OURSON « métaux lourds » pour l'étude du bore....	37
6.2.1	Adéquation entre les équations du modèle et les propriétés physico-chimiques du bore	38
6.2.2	Adéquation entre les résultats du modèle et les concentrations attendues	38
6.3	Discussion sur les résultats de l'évaluation des risques sanitaires.....	41
	Conclusion.....	43
	Bibliographie	45
	Liste des annexes	I
	Annexe 1 : Liste des données d'entrée nécessaires au modèle OURSON.....	II
	Annexe 2 : Valeurs des paramètres non spécifiques au bore utilisées pour l'étude	VII
	Annexe 3 : Valeurs des paramètres spécifiques au bore utilisées pour l'étude..	XVIII

Liste des figures

Figure 1 : Structure en cascade du modèle	8
Figure 2 : Matrice des compartiments et des transferts.....	9
Figure 3 : Concentrations en bore de 1980 à 1994 à Orléans sur la Loire	12
Figure 4 : Site d'étude : le CNPE de Chinon.....	17
Figure 5 : Part de chaque compartiment dans la dose quotidienne ingérée (moyenne sur une modélisation de 40 ans) – Chronique prenant en compte la concentration amont	24
Figure 6 : Ingestion de bore via les différents compartiments tout au long de la simulation - Chronique prenant en compte la concentration amont	25
Figure 7 : concentration en bore dans l'eau de la rivière et dans le sol au niveau de la zone de prélèvement racinaire pour les différents légumes.....	26
Figure 8 : Quotient de danger lié à l'exposition au bore sur une période de 40 ans pour la chronique de rejets réels prenant en compte la concentration amont	27
Figure 9 : Quotient de danger lié à l'exposition au bore sur une période de 40 ans pour la chronique de rejets aux limites prenant en compte la concentration amont.....	27
Figure 10 : Part de chaque compartiment dans la dose quotidienne ingérée – Etude sur le risque ajouté avec la chronique de rejets réels (moyenne sur une modélisation de 40 ans).....	28
Figure 11 : Ingestion de bore via les différents compartiments tout au long de la simulation – Etude sur le risque ajouté avec la chronique de rejets réels.....	29
Figure 12 : Quotient de danger lié à l'exposition au bore sur une période de 40 ans – Etude sur le risque ajouté avec la chronique de rejets réels.....	29
Figure 13 : Quotient de danger lié à l'exposition au bore sur une période de 40 ans – Etude sur le risque ajouté avec la chronique de rejets aux limites	30
Figure 14 : Part de chaque compartiment dans la dose quotidienne moyenne ingérée (scénario avec des taux d'irrigation majorants)	35
Figure 15 : Ingestion de bore via les différents compartiments sur une période de 40 ans (scénario avec des taux d'irrigation majorants)	36
Figure 16 : Quotient de danger lié à l'exposition au bore sur une période de 40 ans (scénario avec des taux d'irrigation majorants)	36

Liste des tableaux

Tableau 1 : Propriétés physico-chimiques du bore	4
Tableau 2 : Principaux composés du bore	4
Tableau 3 : Chroniques des taux d'irrigation pour les légumes	13
Tableau 4 : Qualité des données utilisées par Capsis Environnement pour la détermination des paramètres spécifiques du bore	15
Tableau 5 : VTR disponibles dans la littérature pour l'exposition au bore par voix orale...	21
Tableau 6 : Résultats de l'analyse d'incertitude pour les DJE des principales voies d'exposition	31
Tableau 7 : Résultats de l'analyse d'incertitude sur la valeur du quotient de danger	31
Tableau 8 : Indice de sensibilité (IS) des 10 principaux paramètres influençant la valeur du quotient de danger	32
Tableau 9 : Indice de sensibilité (IS) pour les DJE liées aux différents compartiments.....	34
Tableau 10 : Teneurs en bore dans quelques aliments selon la littérature et selon les résultats du modèle.....	40
Tableau 11 : Différence de flux cumulé annuel selon le mode de calcul pour l'année 2004	42

Liste des sigles utilisés

ATSDR : Agency for Toxic Substances and Diseases Registry
CNPE : Centre Nucléaire de Production d'Electricité
PDF : Probability Density Function (fonction de densité de probabilité)
ERS : Evaluation des Risques Sanitaires
IPCS : International Programme on Chemical Safety
LNHE : Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement
MOERES : Méthodologie et Outils d'Evaluation des Risques Environnementaux et Sanitaires
NTP : National Toxicology Program
OMS : Organisation Mondiale de la santé
OURSON : OUtil d'évaluation des Risques Sanitaires et enviroNnementaux
SSWD : Species Sensitivity Weighted Distribution – logiciel permettant de construire des PDFs pondérées ou non selon des critères relatifs aux données sources (PDF conditionnelle)
US EPA : United States Environmental Protection Agency
VTR : Valeur Toxicologique de Référence
WHO : World Health Organisation (= OMS)

1 Introduction

1.1 Contexte du mémoire

Le groupe EDF est l'un des leaders européens de la production d'énergie. Sa production d'électricité est issue de différents types d'installations : centrales nucléaires, centrales hydrauliques et centrales thermiques. Le fonctionnement de ces centrales s'accompagne de rejets de produits chimiques dans l'environnement.

Le bore est utilisé dans le circuit primaire des centrales nucléaires pour réguler ou stopper la réaction en chaîne en raison de son exceptionnelle capacité d'absorption des neutrons. Le bore est introduit dans l'eau qui circule dans le cœur du réacteur. Cette eau est partiellement renouvelée de façon continue. Elle est tout d'abord stockée temporairement pour diminuer la radioactivité¹, puis est rejetée en rivière après un contrôle de l'activité et la réalisation d'une prédilution 500 du rejet. Ceci s'accompagne donc d'un rejet d'acide borique, forme sous laquelle le bore se trouve en solution.

EDF se doit de maîtriser les impacts environnementaux et sanitaires liés à ces rejets de produits chimiques. Pour cela, il est nécessaire d'évaluer l'exposition des populations vis-à-vis de ces substances, ce qui implique de modéliser les transferts entre les compartiments en interaction potentielle avec l'homme.

Dans ce cadre, le Groupe Evaluation des Risques Environnementaux et Sanitaires d'EDF R&D-LNHE² a engagé un projet de recherche MOERES (Méthodologie et Outils d'Evaluation des Risques Environnementaux et Sanitaires) qui vise à proposer des outils homogènes et opérationnels pour l'évaluation des risques environnementaux et sanitaires liés aux rejets des installations nucléaires de contaminants de natures variées (radionucléides, métaux lourds, polluants organiques). Pour l'évaluation de l'exposition potentielle des populations, les modèles OURSON « radionucléides » et « métaux lourds » ont été développés et programmés en 2003 et 2004, et en 2005 le jeu d'équations d'un modèle OURSON « polluants organiques » a été constitué.

Les molécules inorganiques telles que le bore ne relèvent en principe pas des jeux d'équations évoqués ci-dessus. Le bore est cependant, du fait de ces propriétés physico-chimiques, proche des métaux lourds au regard de son comportement dans l'environnement. Le bore ne se comporte pas exactement comme les métaux lourds, notamment dans l'eau où il est très soluble alors que les métaux ont une chimie de complexation importante. Cependant, les propriétés sur lesquelles se fondent les hypothèses de construction du modèle de transfert des métaux lourds dans l'environnement sont partagées avec le bore (forme ionisée, non volatile, ...). Ceci amène donc à s'interroger sur la pertinence de l'utilisation du modèle OURSON « métaux lourds » pour l'étude du bore.

1.2 Enjeux du mémoire

1.2.1 Enjeux sanitaires

Les quantités de bore rejetées par les centrales nucléaires sont importantes (jusqu'à quelques tonnes de bore par an pour une centrale), même si ces rejets ont été réduits par 5 sur certains sites au cours des 20 dernières années. Or le bore, présent sous forme d'acide borique dans les effluents rejetés, possède un caractère dangereux vis à vis de la santé humaine.

¹ L'autorisation de rejet est conditionnée par le respect d'un seuil établi en Bq.

² Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement

Suite à une exposition aiguë à l'acide borique, les principaux effets observés chez l'homme sont des troubles digestifs (nausées, vomissements, douleurs abdominales, diarrhée), des troubles du système nerveux central (agitation, convulsions, coma) et des troubles hémodynamiques (cyanose, collapsus du système circulatoire, tachycardie). Pour une exposition chronique, les symptômes les plus fréquents sont les vomissements, les diarrhées et les douleurs abdominales. L'acide borique n'est pas classé comme cancérigène pour l'homme. Il ne semble pas non plus être génotoxique ou mutagène. Des effets reprotoxiques et embryotoxiques ont été mis en évidence chez les animaux, mais il n'existe pas de données pour l'homme (ATSDR, 1992 ; US EPA, 2004 ; Fail et al., 1998).

Le rejet d'acide borique dans les cours d'eau est donc susceptible de présenter un risque sanitaire pour la population suivant son exposition. La modélisation des transferts d'acide borique dans le milieu suite aux rejets des centrales et l'évaluation des risques sanitaires devraient permettre d'étudier le risque potentiel de ces rejets sur la santé publique.

1.2.2 Enjeux réglementaires

La législation française impose la présence d'un volet sanitaire dans les études d'impact qui doivent être réalisées par les industriels. EDF doit donc, lors de ses demandes d'autorisation de rejets et de prise d'eau (DARPE) des CNPE³, réaliser une évaluation quantitative des risques sanitaires. Ceci nécessite de disposer d'outils opérationnels, robustes et reconnus permettant de simuler les transferts des substances rejetées dans l'environnement afin d'évaluer l'exposition de la population.

En ce qui concerne le bore, la réglementation existante correspond à des normes relatives à la concentration en bore dans les eaux de boisson :

- l'OMS recommande une valeur guide dans l'eau de consommation de 0,5 mg/l (OMS, 2004);
- au niveau français, la limite de qualité des eaux destinées à la consommation humaine (décret n° 2003-461 du 21 mai 2003 relatif à certaines dispositions réglementaires du code de la santé publique) est de 1 mg/l.

Le contexte réglementaire européen évolue régulièrement et pourrait, à une échéance actuellement non définie, conduire à un durcissement des contraintes sur les rejets autorisés en bore.

Ainsi, la convention de Berne pour la protection du Rhin inclut le bore dans la liste des substances dont les rejets doivent être progressivement réduits dans le but, à terme, de ne plus rejeter.

Par ailleurs, dans le cadre de l'application française de la Directive Cadre sur l'Eau, le bore est intégré à la liste II du décret du 20 avril 2005 relatif au programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques. Ce décret autorise la sortie d'arrêtés fixant des normes de qualité pour 157 substances dont le bore. Le bore ne fait cependant pas partie des 33 substances prioritaires au titre de la Directive Cadre sur l'Eau et les premiers arrêtés sortis en 2005, associés au décret cité ci-dessus et qui définissent les normes de qualité attendue, ne reprennent pas le bore dans la liste des produits concernés.

Lors de la négociation du renouvellement des arrêtés de rejet des CNPE d'EDF, le bore a cependant subi un accroissement de la pression réglementaire avec une baisse des rejets autorisés.

La réduction des rejets d'acide borique par les centrales nucléaires constitue donc un enjeu important pour EDF. La modélisation des transferts d'acide borique dans

³ Centre Nucléaire de Production d'Electricité

l'environnement à l'aide du modèle OURSON permettra de déterminer les possibilités d'optimisation des rejets d'acide borique en fonction de critères sanitaires.

1.2.3 Enjeux techniques et scientifiques

Le but du projet de recherche MOERES est de développer des outils homogènes pour l'évaluation des risques environnementaux et sanitaires liés aux différents rejets des installations d'EDF. L'intérêt de ce projet est de mettre au point et de valider un outil commun (le modèle OURSON) pour les différentes études que doit réaliser EDF (études d'impact, R&D...). Il est donc important de vérifier que le modèle OURSON métaux lourds est pertinent pour étudier le comportement du bore. Dans le cas contraire, il faudrait développer un jeu d'équations spécifiques pour cet élément.

D'autre part, les modèles d'exposition qui existent actuellement (CalTOX, HESP, HHRAP, ...) ne sont pas totalement satisfaisants, notamment pour évaluer des transferts dynamiques ou encore prendre en compte des rejets initiaux en milieu aquatique continental (INERIS, 2006). Il serait donc intéressant de voir quels bénéfices pour la communauté peut présenter le modèle OURSON développé par la division R&D d'EDF.

1.3 Objectifs

L'objectif de ce mémoire est de juger de la pertinence de l'utilisation du modèle OURSON «métaux lourds » pour le bore. Pour cela, une évaluation quantitative des risques va être réalisée avec le modèle pour un site de rejet choisi (CNPE de bord de Loire).

Les paramètres nécessaires pour utiliser le modèle ont été recherchés par un bureau d'étude (Capsis, 2005) et un traitement statistique a été réalisé afin de déterminer la loi de probabilité ainsi que la valeur de meilleure estimation de chaque paramètre. Pour cela, un certain nombre d'hypothèses ont été émises. Ce mémoire a également pour objectif de mettre ces hypothèses en perspective des résultats de l'EQRS. La répartition finale des doses, par exemple, doit être en cohérence avec certaines de ces hypothèses. La pertinence du modèle sera également évaluée en comparant les résultats du modèle des valeurs issues de la littérature.

Enfin, une analyse de sensibilité sera effectuée afin de déterminer les paramètres dont la qualité influence le plus la fiabilité des résultats.

2 Le bore dans l'environnement

2.1 Propriétés physico-chimiques

Le bore est l'élément chimique qui a pour symbole B et pour numéro atomique 5 dans le tableau périodique des éléments. Ses principales propriétés physico-chimiques sont présentées dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Propriétés physico-chimiques du bore

Numéro atomique	5
Série chimique	Métalloïdes (groupe IIIA)
Masse atomique relative	10.811
Masse volumique	2460 kg/m ³
Température de fusion	2349 K
Température de vaporisation	4200 K
Isotopes	¹⁰ B (19.9%) et ¹¹ B (80.1%)

Le bore est un métalloïde trivalent abondamment présent dans l'environnement sous forme de borax (disodium tetraborate decahydrate). Les principaux composés du bore sont présentés dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Principaux composés du bore

Composé	Formule chimique	N° CAS	% de bore	Solubilité dans l'eau
Borax pentahydrate	Na ₂ B ₄ O ₇ ·5H ₂ O	3754418	14.85	3.6 g/100 g à 20°C
Borax	Na ₂ B ₄ O ₇ ·10H ₂ O	1303-96-4	11.34	5.92 g/100g à 25°C
Ulexite	Na ₂ O·2CaO·5B ₂ O ₃ ·16H ₂ O	1319-33-1	13.33	Peu soluble
Colemanite	2CaO·3B ₂ O ₃ ·5H ₂ O	1318-33-8	15.78	Peu soluble
Perborate de sodium tetrahydrate	NaBO ₃ ·4H ₂ O	10486-00-7	7.03	23 g/l à 20°C
Perborate de sodium monohydrate	NaBO ₃ ·H ₂ O	10332-33-9	10.83	15 g/l à 20°C
Acide borique	H ₃ BO ₃	10043-35-3	17.48	63.5 g/l à 30°C
Borax anhydre	Na ₂ B ₄ O ₇	1330-43-04	21.49	2.5556 g/100 g à 25°C
Oxyde borique	B ₂ O ₃	1303-86-2	31.06	Peu soluble
Bore	B	7440-42-8	100	Insoluble

(Source : IPCS,1998)

Les propriétés chimiques et toxicologiques du borax pentahydrate, du borax, de l'acide borique et des autres borates sont supposées être similaires lorsque ces composés sont dissous dans l'eau ou dans des fluides biologiques au même pH et à faible concentration (OMS, 2003).

2.2 Comportement du bore dans l'environnement

2.2.1 Etat naturel

Le bore existe naturellement dans plus de 80 minéraux et constitue environ 0.001% de la croûte terrestre (de 5 mg/kg dans les basaltes à 100 mg/kg dans les schistes). Le bore est présent en majorité dans les océans, à une concentration moyenne d'environ 4.5 mg/l (IPCS, 1998). Les concentrations en bore dans les eaux douces européennes varient de 0.001 à 2 mg/l, avec des valeurs moyennes généralement inférieures à 0.6 mg/l (OMS, 2003).

Le bore est lentement relargué dans l'environnement à de faibles concentrations par les processus d'altération des roches contenant du bore. Bien que peu de données soient

disponibles pour quantifier le relargage de bore à partir de sources industrielles, il semble que le relargage dû à l'altération des roches soit plus important que celui issu des sources industrielles (ATSDR, 1992).

2.2.2 Transferts dans l'environnement

➤ Air

L'émission atmosphérique de borates et d'acide borique sous forme particulaire (taille < 1-45 µm) ou vapeur résulte de la volatilisation d'acide borique à partir des océans, de l'activité volcanique, des opérations minières, de la production de verre et de céramiques, de l'épandage agricole de produits chimiques, et des centrales thermiques au charbon. **Etant donnée la faible volatilité du bore, ces transferts restent très limités et la concentration en bore dans l'atmosphère est très faible** (de moins de 0.5 à 80 ng/m³). Le bore particulaire peut quitter l'atmosphère par déposition sèche ou humide. La demi-vie des particules atmosphériques de bore est de l'ordre de grandeur de quelques jours (IPCS, 1998).

➤ Eau et sédiments

Le bore présent dans l'eau peut être adsorbé sur le sol et les sédiments. Les phénomènes d'adsorption-désorption sont supposés être les seuls mécanismes significatifs influençant le comportement du bore dans l'eau. Les facteurs qui influencent l'adsorption du bore sont le pH de l'eau et la concentration du bore en solution. C'est à des pH de 7.5-9 que l'adsorption est la plus importante (ATSDR, 1992 ; IPCS, 1998). **Dans les eaux naturelles, le bore existe principalement sous forme d'acide borique** avec quelques ions borate (OMS, 2003 ; Woods, 1994). L'acide borique est un acide très faible ($pK_a = 9.15$) et il est donc **présent majoritairement sous forme H_3BO_3 dans les solutions aqueuses de pH < 7**, tandis que c'est la **forme anionique $B(OH)_4^-$ qui est prédominante à pH > 10**. Entre ces 2 valeurs, et à concentration élevée (>0.025 mol/l), des ions polyborates très solubles tels que $B_3O_3(OH)_4^-$, $B_4O_5(OH)_4^-$, et $B_5O_6(OH)_4^-$ sont formés (OMS, 2003).

➤ Sol

L'adsorption du bore sur les particules de sol dépend du pH du sol, de la texture du sol, de sa teneur en matière organique, de la salinité, de sa capacité d'échange cationique, de son humidité et de sa température. **Le bore est fortement mobile dans les sols et est facilement entraîné par lixiviation** (IPCS, 1998 ; Santé Canada, 1991).

2.2.3 Transformation

Il n'existe aucune donnée suggérant que le bore particulaire présent dans l'atmosphère soit transformé ou dégradé (ATSDR, 1992).

Dans l'eau, le bore élémentaire est inerte. **En présence d'eau, les composés borés se transforment rapidement en acide borique**, forme naturelle du bore en milieu aqueux. L'acide borique est en équilibre avec les borates, et cet équilibre ne dépend que du pH de l'eau. **Il n'y a pas d'autre dégradation** (ATSDR, 1992).

Dans le sol, la majorité des composés borés sont transformés en borates du fait de la présence de moisissures. Les borates ne sont pas dégradés dans le sol (ATSDR, 1992)

2.2.4 Bio-accumulation

➤ Organismes aquatiques

Des études réalisées sur des huîtres et des saumons ont montré que ces espèces prélèvent le bore en fonction de sa disponibilité. Mais aucune bio-accumulation du bore n'a été mise en évidence chez ces espèces (IPCS, 1998). Les facteurs de bio-concentration du bore dans les plantes aquatiques, les poissons et les invertébrés ont été estimés inférieurs à 100, ce qui suggère que **le bore n'est pas significativement bio-concentré dans ces organismes** (ATSDR, 1992).

➤ Végétaux

Le bore s'accumule dans les végétaux et les concentrations sont particulièrement élevées dans les légumes (de 0.025 à 0.05 mg/g de poids sec), puis dans les fruits (de 0.005 à 0.0005 mg/g) et dans les céréales et grains (de 0.001 à 0.005 mg/g) (Santé Canada, 1991). Le bore étant relativement immobile dans le phloème, le bore accumulé n'est pas transporté en dehors des tissus foliaires vers les fruits et les autres tissus. Les concentrations en bore sont donc généralement plus faibles dans les racines, les tiges et les fruits que dans les feuilles (IPCS, 1998).

3 Le modèle OURSON

3.1 Présentation de l'outil

3.1.1 Pourquoi développer un nouvel outil ?

L'outil OURSON a été développé par le Groupe Evaluation des Risques Environnementaux et Sanitaires d'EDF R&D-LNHE dans le cadre du projet MOERES (Méthodologie et Outils d'Evaluation des Risques Environnementaux et Sanitaires). Ce projet répond à un besoin d'outils homogènes et opérationnels pour l'évaluation des risques environnementaux et sanitaires liés aux rejets de divers contaminants par les installations nucléaires. Les modèles d'exposition multimédias existants, généralement développés pour modéliser des transferts lors de rejets dans les sols ou en milieu atmosphérique, sont en effet peu adaptés pour traiter des rejets en eaux continentales (INERIS, 2001 ; INERIS, 2006). Les modèles existants sont le plus souvent dédiés à un type de substances chimiques donné (essentiellement des substances organiques), et sont donc mal adaptés pour étudier les rejets de contaminants de nature très variée (radionucléides, métaux lourds, polluants organiques, polluants inorganiques) des installations nucléaires. Les études sur les modèles multimédias d'exposition réalisées par l'INERIS (INERIS, 2001 ; INERIS, 2006) soulignent d'autres défauts des modèles existants :

- les modèles fournissent généralement peu ou pas d'information sur l'origine des données proposées par défaut ;
- certains modèles ne permettent pas une modification des paramètres par l'utilisateur, ce qui n'est pas adapté pour évaluer les expositions et les risques liés à des situations spécifiques ;
- les résultats obtenus sont plus ou moins différents selon les substances et les modèles. Les résultats les plus élevés n'étant pas toujours obtenus avec le même modèle, il n'est pas possible de choisir un modèle unique donnant toujours les résultats les plus élevés dans un souci de prudence ;
- la conservation de la masse du polluant dans l'environnement n'est pas toujours assurée ;
- enfin, l'évaluation probabiliste des risques n'est pas intégrée dans les modèles existants et nécessite la mise en œuvre ultérieure de logiciel pour ce genre de calculs.

La division R&D d'EDF développe donc un outil (OURSON) adapté aux rejets de substances variées (grâce à l'existence de plusieurs jeux d'équations) et dans divers milieux (rivière, atmosphère, mer, sol,...) par les installations nucléaires. Afin de répondre aux limites des modèles existants précédemment citées, la base de données d'OURSON comprend une revue transparente des références bibliographiques dont sont issues les valeurs des paramètres utilisés. De plus, tous les paramètres sont modifiables par l'utilisateur s'il le souhaite. Enfin, l'outil OURSON permet d'effectuer deux types de calculs :

- soit en mode « meilleure estimation » en entrant la valeur de meilleure estimation de chaque paramètre. Le résultat obtenu est alors représentatif d'un niveau moyen ;
- soit en mode « incertitude » en entrant les paramètres sous forme de fonction de densité de probabilité (notée PDF : Probability Density Function). Ce mode permet d'estimer un intervalle de confiance du résultat recherché grâce à une procédure de propagation des incertitudes. L'exploitation des résultats de cette procédure de propagation des incertitudes permet également de réaliser une étude de sensibilité afin d'identifier les paramètres responsables de l'incertitude.

Le modèle OURSON ne permet par contre pas d'assurer une parfaite conservation de la masse du polluant. Ceci est dû à la façon dont le modèle est construit dans le but d'effectuer un calcul dynamique (cf paragraphe 3.1.2) : le polluant est transféré de compartiment en compartiment et certains transferts négligeables par rapport à la masse totale de polluant présent dans un compartiment n'ont pas été pris en compte pour calculer la concentration du polluant dans ce compartiment. Par exemple, pour les métaux lourds, lors du calcul de la concentration en rivière en phase dissoute, la quantité de métaux issue de l'élimination biologique du polluant présent dans les poissons n'est pas prise en compte car elle est négligeable par rapport à la masse de polluant issue des rejets des CNPE. Le modèle OURSON ne présente cependant pas de « compartiment puit » et assure le transfert du polluant de compartiment en compartiment depuis le lieu de rejet jusqu'à l'homme. Ainsi, même si la masse du polluant n'est pas parfaitement conservée, les pertes le long de la chaîne de transfert sont faibles au regard des concentrations évaluées dans chaque compartiment.

3.1.2 Principes d'OURSON

L'outil OURSON comprend :

- *un jeu d'équations* spécifique d'un couple « famille de contaminant/milieu récepteur » qui traduisent la matrice des compartiments et des transferts qui concernent les polluants (Figure 2) ;
- *une base de données* contenant les paramètres nécessaires au modèle ;
- *l'interface homme machine* (IHM) ;
- un module optionnel de *calcul d'incertitude et d'analyse de sensibilité*.

Les équations mathématiques traduisant les transferts de contaminants répondent aux deux contraintes de construction suivantes :

- les transferts de contaminants entre compartiments ne sont pas considérés « à l'équilibre » mais, au contraire, ils sont modélisés de façon à pouvoir traiter des chroniques de rejets variables dans le temps. OURSON est donc un modèle dynamique.
- le pas de temps mathématique doit correspondre au pas de temps du processus représenté. Par exemple, la charge des sédiments de fond est simulée à un pas de temps journalier afin de pouvoir évaluer les effets d'événements « courts » tels qu'un épisode de crue tandis que les transferts liés aux pratiques agricoles sont simulés au pas de temps mensuel, afin de respecter l'échelle saisonnière des usages de l'eau et des calendriers agricoles.

Le modèle est structuré en cascade (Figure 1), le calcul de la concentration en polluant dans un compartiment donné utilisant le résultat du compartiment situé en amont dans la chaîne de transfert. Par exemple, le calcul de la concentration dans le poisson (C_p) nécessite de connaître la concentration dans la phase dissoute en rivière (C_{dis}), ce qui nécessite de connaître la concentration dans les matières en suspension (C_{MES}).

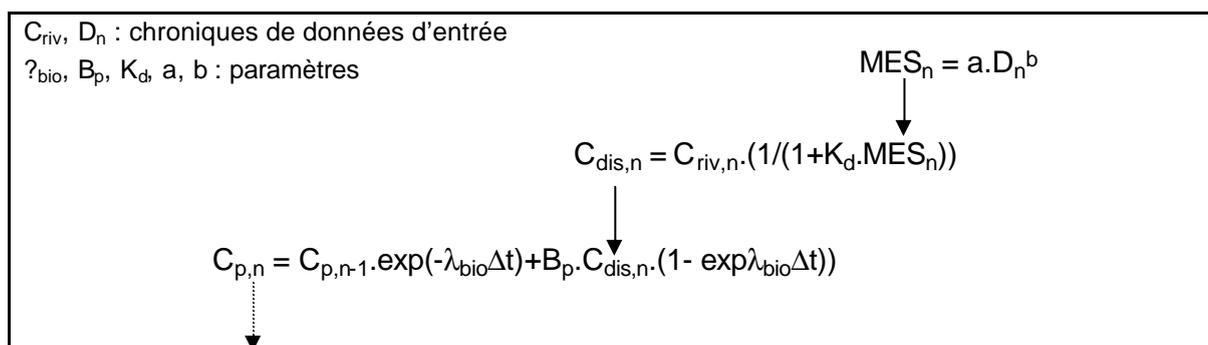


Figure 1 : Structure en cascade du modèle

Eau de rivière	Adsorption		Ingestion			Irrigation					Irrigation et transfert foliaire		Ingestion	Ingestion
Désorption	Matières en suspension	Dépôt			Irrigation						Irrigation et transfert foliaire		Ingestion	
	Remise en suspension	Sédiments du fond												
Elimination Biologique			Poisson											
Ecoulement rivière - nappe				Sol superficiel (Eau)	Adsorption	Percolation + Labour								
	Erosion			Désorption	Sol superficiel (Particules)		Labour				Remise en suspension		Ingestion de sol	Ingestion
Ecoulement rivière - nappe				Labour		Sol – Zone de labour – Eau	Adsorption					Prélèvement racinaire		
					Labour	Désorption	Sol – Zone de labour – Particules	Percolation				Prélèvement racinaire		
								Sol couche cultivable	Percolation			Prélèvement racinaire		
									Nappe⁴					Ingestion
				Déposition						Air			Inhalation	Inhalation
				Lessivage	Lessivage						Surface foliaire de la plante vi	Translocation	Ingestion	Ingestion
												Plante vi : Partie comestible	Ingestion	Ingestion
				Elimination Biologique									Animal i : Partie comestible j	Ingestion
														Homme

Figure 2 : Matrice des compartiments et des transferts

(Les compartiments considérés sont listés, en gras, sur la diagonale du tableau ; les transferts d'un compartiment i à un compartiment j sont listés dans la cellule ij. Par exemple, le transfert du polluant de l'eau de rivière vers le poisson se fait par ingestion d'eau par le poisson, et le transfert du poisson vers l'eau par élimination biologique du polluant présent dans le poisson)

⁴ Le compartiment « nappe » n'est actuellement pas pris en compte par OURSON du fait d'une modélisation non satisfaisante des transferts vers ce compartiment. La résolution de ce problème est prévue dans la prochaine version d'OURSON (1^{er} semestre 2007)

A partir des données d'entrée (cf paragraphe suivant), le modèle permet de calculer les concentrations dans les différents compartiments en utilisant le jeu d'équations correspondant au couple « famille de contaminant/milieu récepteur » étudié. Ces concentrations permettent ensuite de déterminer les doses d'exposition puis le risque sanitaire pour la population. Le modèle ne prend pas en compte la spéciation des substances chimiques étudiées : les équations utilisées supposent que l'on a affaire qu'à une espèce chimique.

L'interface homme machine est l'outil logiciel servant à renseigner la base de données et à configurer le modèle (choix du polluant, de la source de pollution, du mode de calcul et du temps de simulation). Lorsque l'utilisateur lance une simulation, le logiciel génère un fichier cas qui reprend toutes les valeurs d'entrées choisies, et des fichiers résultats comprenant pour chaque pas de temps les concentrations dans chaque compartiment, les doses ingérées via les différents média et le risque en résultant.

Le modèle n'est pas spatialisé et considère que toutes les expositions se font au niveau d'un même point virtuel. Il est cependant possible de prendre en compte l'éloignement par rapport au point de rejet en appliquant un facteur de dilution ou en couplant le calcul avec un modèle de dispersion.

3.2 Données d'entrée

La liste de toutes les données d'entrée est présentée en annexe 1.

3.2.1 Données sous forme de chronique

Les données qui sont variables dans le temps sont entrées dans le modèle sous forme de chronique, au pas de temps journalier ou mensuel. Les chroniques peuvent être construites pour une ou plusieurs années et être utilisées en boucle par le modèle pour faire une étude sur 40 ans.

Remarque : OURSON considère des années constituées de 12 mois de 30 jours chacun, soit une année de 360 jours. Il est donc nécessaire d'adapter les chroniques qui sont au pas de temps journalier afin qu'elles respectent cette contrainte. Pour cela, 5 jours doivent être supprimés chaque année, correspondant dans notre étude au 31^{ème} jour des mois de janvier, mars, mai, juillet et octobre. Lors des années bissextiles, le 29^{ème} jour du mois de février a également été supprimé.

➤ Les chroniques spécifiques du site d'étude :

Ces données site-spécifiques correspondent aux débits journaliers du cours d'eau dans lequel les substances sont rejetées (la Loire dans le cas de notre étude) ainsi qu'aux concentrations en bore dans l'eau sur le tronçon étudié. La qualité de ces deux chroniques est essentielle pour assurer le réalisme des calculs effectués.

- *Les chroniques de débits du cours d'eau (en m³/s) :*

Ces chroniques sont entrées au pas de temps journalier. Les données de débits sont issues de la Division Technique Générale (DTG⁵). Pour cette étude, une chronique des débits de la Loire au niveau du CNPE de Chinon de 1995 à 2004 a été construite.

- *Les chroniques de concentrations en bore (en ng/m³) :*

Ces chroniques sont également entrées au pas de temps journalier, de 1995 à 2004. Au niveau du CNPE de Chinon, les chroniques de rejets en bore ne sont disponibles que depuis 2003, année à partir de laquelle la réglementation a imposé de

⁵ EDF, branche Production Ingénierie

faire des mesures de rejet pour chaque bache⁶. Pour chaque jour, la concentration en bore ajoutée en rivière a été calculée de la façon suivante :

$$[B] = \text{flux}(B)_{\text{rejets}} / Q_{\text{Loire}}$$

où

- [B] : concentration en bore ajoutée en rivière le jour j en $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- $\text{flux}(B)_{\text{rejets}}$: flux de bore associé à (aux) rejet(s) du jour j en $\mu\text{g}/\text{j}$
- Q_{Loire} : débit de la Loire au point de rejet le jour j en m^3/jour

La chronique étant au pas de temps journalier, il a été considéré que tous les rejets duraient 24h, quelle que soit la durée réelle du rejet. Ceci était nécessaire, d'une part, car certains rejets sont étalés sur plusieurs jours, et d'autre part, car il y avait parfois des baches dont les périodes de rejet se chevauchaient. Ce calcul amène à surestimer la concentration pour les rejets durant en réalité plus de 24h (puisque l'on rejette le même flux sur une durée plus courte), et à la sous estimer pour les rejets durant moins de 24h. Le flux de bore a été calculé pour chaque jour à partir des données des concentrations en bore et du volume dans chaque bache. Pour des concentrations inférieures au seuil de détection, il a été considéré que le flux était nul.

Pour les années antérieures à 2003, il a fallu reconstituer les chroniques de rejets à partir des données disponibles dans la base de données « Effluents⁷ » d'EDF. Ce travail a été réalisé en collaboration avec le CEIDRE⁸. Les données dont nous disposions étaient :

- le flux annuel rejeté
- les dates de rejets de baches
- les volumes rejetés pour chaque bache
- les concentrations en bore dans les aliquotes mensuels d'effluents rejetés (correspondant à une concentration moyenne mensuelle)

A partir de ces données, la chronique de rejets a été construite en attribuant à chaque bache une concentration égale à la concentration moyenne mensuelle. Connaissant le volume rejeté, le flux de bore puis la concentration en bore ajoutée en rivière ont ainsi pu être calculés pour chaque bache.

En complément de la chronique de rejets réels ainsi construite, une chronique de rejets « aux limites » a également été créée en se basant sur les autorisations de rejets maximaux fixés par les arrêtés préfectoraux d'autorisation de prélèvements d'eau et de rejets d'effluents par le CNPE de Chinon. Le flux maximal autorisé est de 43000 kg/an. A partir de la chronique de rejets réels, la part de chaque rejet dans le flux cumulé annuel a été calculée, et ce pourcentage a été multiplié par le flux maximal autorisé pour avoir le rejet aux limites. Après s'être assuré que les flux 24h ainsi calculés respectaient l'autorisation en cours, ces flux extrapolés ont été traités de la même manière que pour la chronique de rejets réels afin d'obtenir la chronique de rejets aux limites. Cette chronique permet de calculer un risque maximisé pour la population, en considérant que le CNPE rejette la quantité maximale de bore qu'il est autorisé à rejeter.

En effectuant la modélisation avec ces chroniques, les premiers résultats ont montrés que les concentrations calculées avec OURSON étaient inférieures aux

⁶ Les eaux des circuits de refroidissement sont stockées temporairement dans des bache avant d'être rejetées dans le milieu naturel, afin de diminuer la radioactivité des rejets

⁷ La base effluent regroupe au niveau national du parc nucléaire, l'ensemble des informations de suivi des rejets dans l'environnement de substances chimiques des CNPE en fonctionnement normal.

⁸ Centre d'Expertise et d'Inspection dans les Domaines de la Réalisation et de l'Exploitation, EDF branche Production Ingénierie (chargé notamment du retour d'expérience sur les rejets chimiques des CNPE)

concentrations rapportées par la littérature (cf Tableau 10). Il est donc apparu nécessaire de prendre en compte la teneur en bore en amont du CNPE de Chinon pour réaliser l'évaluation des risques. Des données relatives à la concentration en bore dans la Loire ont pu être obtenues à partir d'un rapport du Ministère de l'Environnement sur les concentrations en bore des eaux douces en France (Golaszewski, 1996). Dans ce rapport sont présentées des statistiques sur les concentrations en bore par bassin hydrographique. Au niveau du Bassin Loire-Bretagne, la concentration moyenne obtenue à partir de 6873 analyses réalisées entre 1980 et 1994 est de 100 µg/l. Le rapport ne fournit pas de données chiffrées spécifiques de la Loire, mais uniquement un graphique présentant les concentrations en bore de 1980 à 1994 à Orléans sur la Loire (Figure 3). Au vue de ce graphique, nous avons décidé de considérer une concentration en bore en amont du CNPE de Chinon égale à la concentration moyenne sur le Bassin Loire-Bretagne, à savoir 100 µg/l. Une chronique de concentrations en bore à donc été construite de la manière suivante :

$$[B] = (\text{flux (B)}_{\text{amont}} + \text{flux (B)}_{\text{rejet CNPE}}) / Q_{\text{Loire}}$$

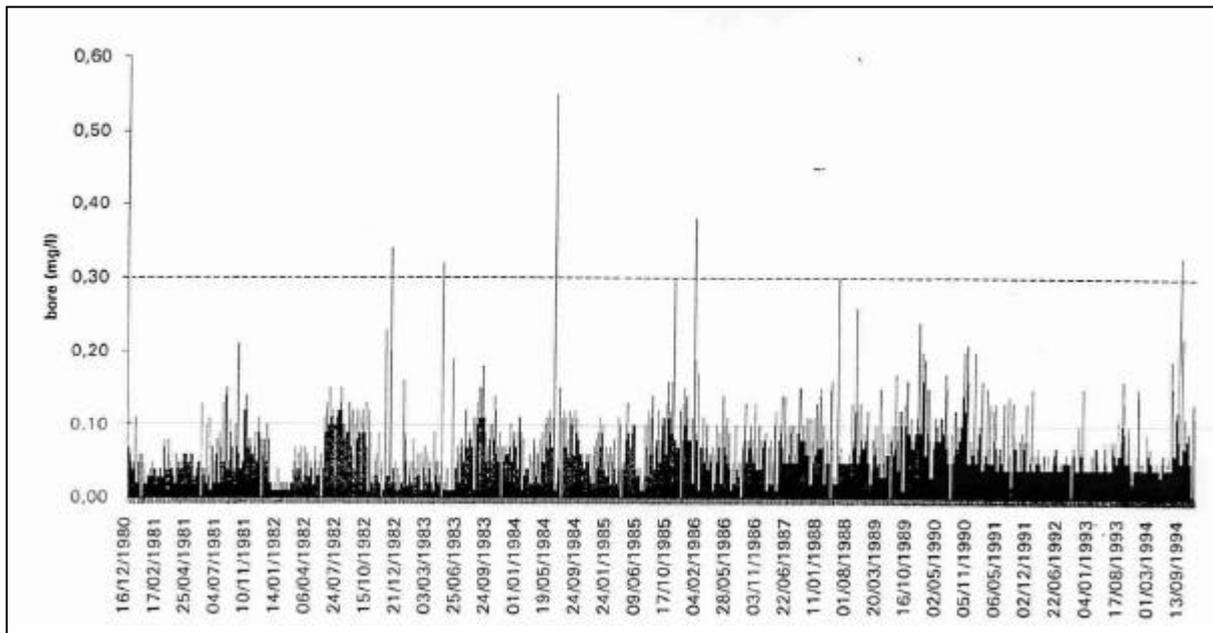
où

- $[B]$: concentration en bore en rivière le jour j en µg/m³
- flux (B)_{amont} : flux de bore en amont du CNPE en µg/j
- flux (B)_{rejet CNPE} : flux de bore associé au(x) rejet(s) (réels ou aux limites) du CNPE le jour j en µg/j
- Q_{Loire} : débit de la Loire au point de rejet le jour j en m³/j

Avec flux (B)_{amont} = $[B]_{\text{amont}} * Q_{\text{Loire}}$

où

- $[B]_{\text{amont}}$: concentration en bore en rivière en amont du CNPE en µg/m³ (100.10³ µg/m³)



(Source : Golaszewski, 1996)

Figure 3 : Concentrations en bore de 1980 à 1994 à Orléans sur la Loire

➤ Les chroniques valables pour l'ensemble d'une région :

- *Chronique des précipitations (en m/j) et chronique des évapotranspirations potentielles (en m/j)*

Ces chroniques météorologiques issues de Météo France sont facilement accessibles. Pour le CNPE de Chinon, ce sont les données de la station de Chinon qui sont utilisées. Ces chroniques sont entrées sous OURSON au pas de temps mensuel. Pour cette étude,

les précipitations moyennes mensuelles de 9 années (1995-2003) ont été utilisées tandis que les données d'ETP correspondent à une moyenne mensuelle pour une année type.

- *Chroniques des taux d'irrigation des végétaux (en m/j)*

Le modèle OURSON considère 6 types de cultures : les céréales, le maïs, l'herbe, les légumes feuilles (salades, artichauts, ...), les légumes fruits (tomates, ...) et les légumes racines (carottes, pommes de terre, ...). Les chroniques des taux d'irrigation ont été entrées dans le modèle au pas de temps mensuel pour les légumes. Pour les céréales, le maïs et l'herbe, l'irrigation est calculée par le modèle en se basant sur les données météorologiques (pluie et évapotranspiration potentielle), les caractéristiques du sol (profondeur et taux d'humidité à la capacité au champ) et le coefficient cultural du végétal. Le modèle considère que les agriculteurs n'irriguent que lors des périodes de déficit hydrique (lorsque la réserve utile du sol est négative), en apportant une quantité d'eau définie par l'utilisateur (quantité d'eau d'irrigation par passage).

Tableau 3 : Chroniques des taux d'irrigation pour les légumes

Mois	Taux d'irrigation (m/j)*		
	Légumes fruits	Légumes racines	Légumes feuilles
Janvier	0	0	0
Février	0	0	0
Mars	0	1.10^{-3}	0
Avril	0	1.10^{-3}	0
Mai	7.10^{-4}	1.10^{-3}	1.10^{-3}
Juin	7.10^{-4}	1.10^{-3}	1.10^{-3}
Juillet	7.10^{-4}	1.10^{-3}	1.10^{-3}
Août	7.10^{-4}	1.10^{-3}	1.10^{-3}
Septembre	0	0	0
Octobre	0	0	0
Novembre	0	0	0
Décembre	0	0	0

* Le modèle considère que la quantité indiquée est appliquée chaque jour du mois

- *Chroniques des coefficients culturaux*

Le coefficient cultural permet de calculer l'évapotranspiration d'une culture à partir de l'évapotranspiration potentielle (ETP) donnée par Météo France, ce qui permet au modèle de déterminer les périodes de déficit hydrique pendant lesquelles les céréales, le maïs et l'herbe sont irriguées. Ce paramètre est spécifique de chaque culture et varie au cours de l'année en fonction du développement de la culture. L'évolution du coefficient cultural d'une culture au cours de l'année varie d'une région à l'autre selon les pratiques agricoles. Pour cette étude, seuls les coefficients culturaux du maïs ont été nécessaires car c'est la seule culture irriguée dans le département (communication personnelle de B.Chevalier, conseiller agricole grandes cultures à la chambre d'agriculture d'Indre-et-Loire).

- *Chroniques des rations alimentaires et de l'air respiré par les bovins*

Les données concernant les quantités journalières de foin (en kg de Matière Sèche/j), de maïs (en kg de MS/j), d'herbe (en kg de MS/j) et d'eau (en m³/j) ingérées, ainsi que la quantité d'air respirée par jour (en m³/j) par un bovin sont entrées au pas de temps mensuel. Le modèle permet de rentrer des chroniques différentes pour une vache laitière et pour un bœuf. Ce sont cependant les mêmes chroniques qui ont été utilisées pour les deux types d'animaux dans cette étude, faute de données plus détaillées.

3.2.2 Paramètres non spécifiques au bore

La base de données d'OURSON comprend un ensemble de paramètres décrivant le milieu, non spécifiques du polluant étudié. Ces paramètres sont relatifs :

- à la *rivière* (coefficient de friction de Manning, ...) ;
- au *sol et à la nappe* (densité apparente du sol, porosité de la nappe, ...) ;
- aux *pratiques agricoles* (dates de labour, germination et récolte des différentes cultures, pourcentage de la surface occupée par chaque type de culture, ...) ;
- aux *végétaux* (rendement à la récolte, teneur en eau, ...) ;
- à *l'exposition humaine* (quantités quotidiennes ingérées pour chaque type d'aliments, ...).

Nombre de ces paramètres proviennent d'une étude réalisée par EDF pour implémenter le module Radionucléides d'OURSON (Ciffroy et al., 2005). Pour les paramètres relatifs aux pratiques agricoles, les données sont dans la mesure du possible des données départementales récupérées auprès des organismes agricoles (Chambre d'Agriculture, Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt). Enfin, les paramètres d'exposition de l'homme proviennent d'études de référence (étude INCA, Exposure Factor Handbook, OMS, US EPA).

L'ensemble des données utilisées pour cette étude est présenté en annexe 2.

3.2.3 Paramètres spécifiques au bore

Les paramètres spécifiques au bore sont issus d'une étude bibliographique réalisée par le bureau d'études CAPSIS environnement (CAPSIS, 2005). Un traitement statistique des données issues d'une revue bibliographique a été réalisé à l'aide de l'outil SSWD (Species Sensitivity Weighted Distribution) afin de déterminer la loi de distribution et la valeur de meilleure estimation de chaque paramètre, comme cela avait été fait dans l'étude de Ciffroy et al. (2005). Ces paramètres comprennent notamment les coefficients de transfert et d'élimination biologique du bore (pour le lait de vache, la viande de bœuf, le poisson), le coefficient de distribution dans l'eau et le sol, les facteurs de transfert racinaire sol/plante pour les différentes cultures, etc. L'ensemble des données fournies par CAPSIS est présenté en annexe 3.

Le Tableau 4 fournit quelques éléments d'analyse qualitative des données dont sont issus les paramètres spécifiques du bore. On peut distinguer trois cas de figure :

- les données sont disponibles et suffisamment nombreuses pour permettre un traitement statistique (ex : coefficient de distribution dans le sol) ;
- les données sont rares et/ou mal adaptées, ce qui implique d'émettre des hypothèses (sur le type de loi de distribution par exemple) ou de faire des approximations (en utilisant des données mal adaptées) (ex : coefficient de transfert vers la viande de bœuf, facteur de transfert racinaire sol/plante) ;
- il n'existe aucune donnée dans la littérature, ce qui implique d'adapter le modèle (ex : pente d'évolution cinétique du rapport de translocation des végétaux) ou d'utiliser des valeurs relatives aux radionucléides étudiés lors de travaux précédents (ex : coefficient d'interception foliaire), en respectant une démarche conservative.

L'étude de sensibilité (cf paragraphe 5) permettra de juger du rôle des paramètres les plus « fragiles » dans la qualité du calcul de risque sanitaire. Cependant, les premiers résultats obtenus avec le modèle ont montré que les légumes représentent une part importante de la dose d'exposition, ce qui est en accord avec l'étude bibliographique sur le comportement du bore dans l'environnement (cf paragraphe 2.2.4). Or, les valeurs fournies par CAPSIS pour le rapport de translocation maximal feuilles/fruits ou grains sont basées sur peu de données et qui sont mal adaptées (cf Tableau 4). Il a donc été décidé de compléter la recherche bibliographique faite par CAPSIS en ce qui concerne ce paramètre. Du fait du faible nombre de données disponibles dans la littérature, les données relatives aux différents végétaux ont été traitées ensemble afin d'obtenir une valeur de meilleure estimation et une loi de distribution unique pour tous les végétaux.

Tableau 4 : Qualité des données utilisées par Capsis Environnement pour la détermination des paramètres spécifiques du bore

Paramètre	Nombre de valeurs	Qualité des données
Coefficient de transfert vers la viande de bœuf	18	1 seule valeur concernant la viande de bœuf. Les autres portent sur le muscle de rat
Constante d'élimination biologique de la viande de bœuf	5	Mesures sur le chien (corps entier), l'homme (plasma et corps entier) et le rat (os et muscle). Aucune mesure sur la viande de bœuf
Coefficient de transfert vers le lait de vache	4	2 références bibliographiques mais 1 seule référence source
Constante d'élimination biologique du lait de vache	3	Hypothèse : constante d'élimination biologique du lait de vache et constante d'élimination biologique de la viande de bœuf suivent une loi de même nature ayant le même écart type
Coefficient de transfert eau/poisson	30	Mesures parfois sur le corps entier, parfois sur muscle et graisse, parfois sur muscle et parfois sur tissus.
Constante d'élimination biologique du poisson	0	Utilisation des valeurs des radionucléides
Coefficient de distribution dans le sol	257	Le test de Kolmogorov Smirnov ⁹ n'est pas vérifié, même pondérant les données selon leur qualité
Coefficient de distribution dans l'eau	26	1 seule publication (2 valeurs) relative au coefficient de distribution du bore dans l'eau. Les autres mesures portent sur des cendres volantes ou des particules d'argile mais ont été utilisées faute de mieux.
Facteur de transfert racinaire sol/plante	-	La méthode de détermination de la concentration en bore dans le sol peut influencer d'un facteur 50 à 600 la valeur du facteur de transfert
Maïs et autres céréales	28	Les mesures réelles du facteur de transfert n'ont été faites que dans 1 seule référence. Dans les autres, des hypothèses simplificatrices sur la concentration en bore dans le sol à la fin de l'expérience ont été faites.
Herbe	130	Nombreuses valeurs et nombreuses sources (15). Mesures portant sur plusieurs plantes prairiales. L'utilisation des données brutes ne permettant pas de vérifier le test de Kolmogorov Smirnov, l'outil SSWD a été utilisé en mode moyenne, en ne représentant chaque espèce que par une seule valeur, ce qui revient à ne pas prendre en compte la variabilité intra-espèce.

⁹ Le test de Kolmogorov Smirnov est un test statistique qui permet de déterminer si deux lois continues sont égales.

Paramètre	Nombre de valeurs	Qualité des données
Légumes feuilles	34	24 valeurs concernent le chou. Toutes les données sont issues d'extrapolation à partir du contenu des publications, aucun auteur n'ayant déterminé le facteur de transfert vers les légumes à partir des concentrations mesurées.
Légumes fruits	37	17 valeurs sur les tomates et les haricots verts. Les 20 autres concernent le kiwi qui est un fruit et non un légumes mais elles ont néanmoins été prises en compte en raison du nombre limité de données disponibles.
Légumes racines	17	Valeurs issues de 4 sources bibliographiques
Rapport de translocation maximal feuilles/fruits ou grains	-	Hypothèses simplificatrices pour passer des données de la littérature au paramètre d'OURSON
Maïs et autres céréales	14	1 seule source. Mesures sur orge, sorgho et avoine. Les données ne traitent pas de l'application foliaire. Utilisation de mesures réalisées sur le grain et dans les autres tissus.
Légumes racines	12	1 seule source. Mesures sur radis et betterave. Test de Kolmogorov Smirnov non vérifié. Hypothèse d'une loi log-normale, et arrondi des résultats. Les résultats obtenus étant proches de ceux des céréales, il a été affecté aux légumes racines la même distribution et la même valeur de meilleure estimation qu'aux céréales.
Légumes fruits	1	1 seule valeur trouvée, et qui porte sur la pomme qui n'est pas un légume fruit.
Coefficient d'interception foliaire de la phase dissoute	0	Utilisation des valeurs des radionucléides
Coefficient d'interception foliaire de la phase particulaire	0	Utilisation des valeurs des radionucléides
Coefficient de perte par action du climat à la surface des feuilles	0	Utilisation des valeurs des radionucléides
pente d'évolution cinétique du rapport de translocation du végétal i	0	Pas de données. Hypothèse maximisante en considérant que le rapport de translocation est maximal dès la germination (utilisation de la valeur 0 pour la pente d'évolution cinétique)
nombre de jours avant la récolte où le rapport de translocation maximal du végétal i est atteint	0	

4 Evaluation des risques sanitaires liés aux rejets de bore

L'évaluation des risques sanitaires (ERS) a été réalisée sur un cas d'étude correspondant aux rejets de bore dans la Loire par le CNPE de Chinon (Figure 4).

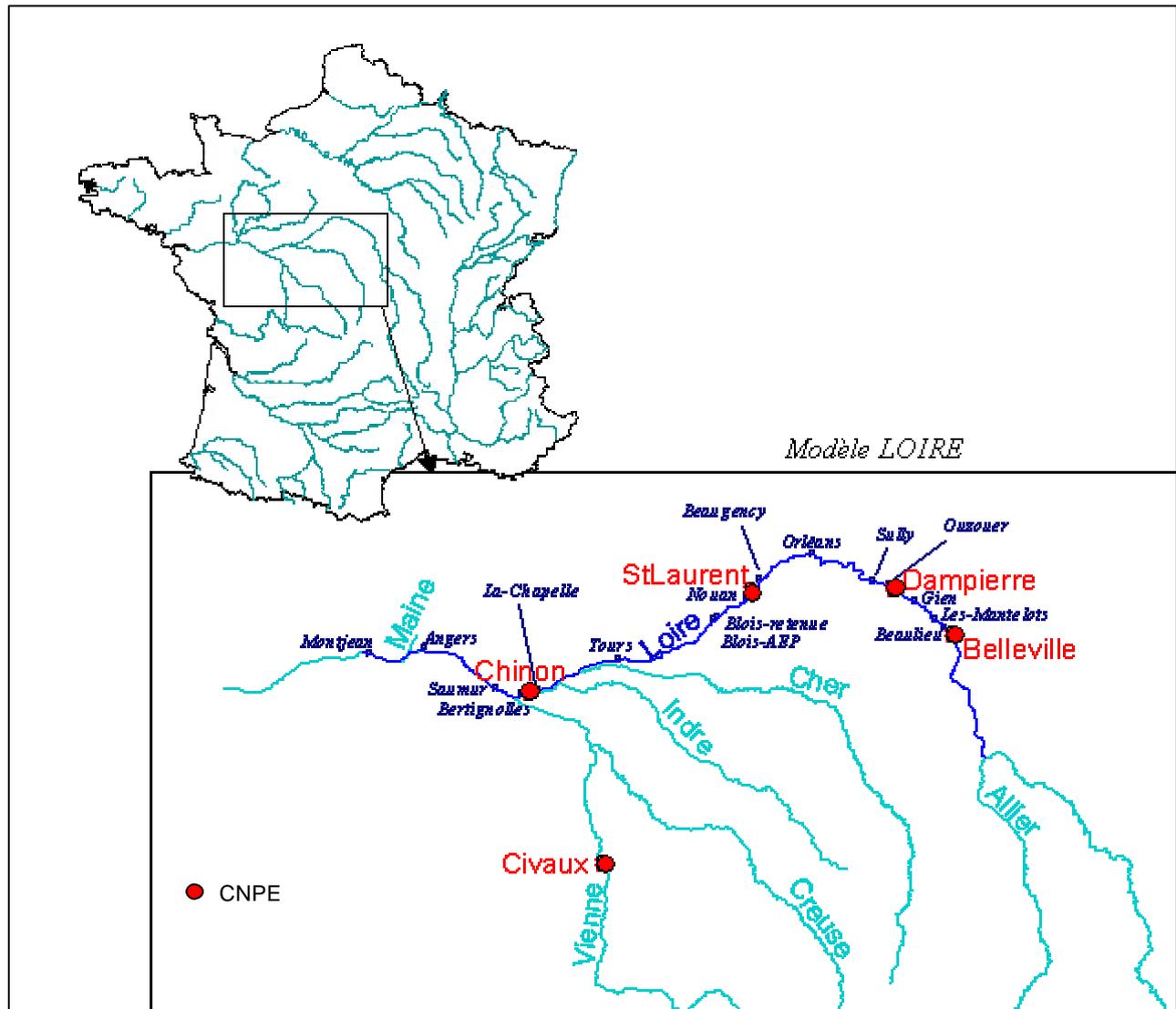


Figure 4 : Site d'étude : le CNPE de Chinon

On peut remarquer que 3 autres CNPE sont présents sur la Loire en amont de Chinon, et qu'il y a également un CNPE situé sur la Vienne, qui conflue avec la Loire juste en aval de Chinon. Une station d'eau potable est située à Saumur, à l'aval de la confluence de la Vienne avec la Loire. Si l'on souhaitait réaliser une ERS concernant la population alimentée par la station d'eau potable de Saumur, il faudrait donc prendre en compte les rejets des 5 CNPE, et non pas seulement de Chinon. Le but de l'ERS que nous allons réaliser étant de juger de la pertinence de l'utilisation du modèle OURSON « métaux lourds » pour le bore, nous ne nous intéresserons qu'aux rejets du CNPE de Chinon.

Le bore est rejeté par les installations nucléaires sous forme d'acide borique. Cet acide faible est stable en solution aqueuse au pH physiologique. C'est donc sous forme d'acide borique que le bore va se trouver dans l'organisme. Au pH du sang humain (7.4), le bore présent en faible concentration devrait être à 98.4% sous forme de $B(OH)_3$ et seulement à 1.6% sous forme $B(OH)_4^-$ (Woods, 1994). L'évaluation des risques se réfère donc à l'acide borique. Les valeurs toxicologiques de référence sont cependant exprimées

en équivalent de bore dans la littérature. La valeur en équivalent bore est divisée par un facteur de conversion de 0.175¹⁰ pour obtenir la valeur équivalente en acide borique.

4.1 Identification du danger

4.1.1 Toxicocinétique

A) Absorption

De nombreuses études ont montré une augmentation des niveaux de bore dans le sang, les tissus ou les urines, ainsi qu'une toxicité systémique après exposition d'individus ou d'animaux de laboratoire au bore par voie orale ou par inhalation. Ceci montre que l'acide borique est absorbé à partir du tractus gastro-intestinal et du tractus respiratoire. L'absorption par voie cutanée est par contre négligeable à travers une peau intacte, mais l'absorption d'acide borique a été démontrée à travers une peau abîmée (IPCS, 1998 ; Moseman, 1994).

La principale voie d'exposition à l'acide borique est la voie orale. Par cette voie, l'acide borique est très rapidement et presque complètement absorbé. Plus de 90% de la dose absorbée est retrouvée dans les urines dans les 96h après l'exposition. La demi-vie de l'acide borique est alors de 21 à 23h (Fail et al., 1998 ; Moseman, 1994).

B) Distribution

L'acide borique absorbé est distribué de façon homogène dans tout le corps. Des études ont montré des concentrations similaires dans tous les tissus observés : plasma, foie, reins, muscles, colon, cerveau, testicules, épидидyme, vésicules séminales, prostate et glandes surrénales. L'accumulation du bore au niveau du tissu adipeux n'atteint que 20% de la concentration observée dans les autres tissus. Une quantité importante du bore absorbé est par contre séquestré au niveau des os, à des niveaux 2 fois plus élevés que dans les autres tissus (IPCS, 1998 ; Fail et al., 1998 ; Moseman, 1994).

C) Métabolisation

Le métabolisme des borates inorganiques est impossible car la rupture des liaisons bore-oxygène est trop coûteuse en énergie. Les borates inorganiques présents en faible concentration sont transformés en acide borique au pH physiologique (IPCS, 1998).

D) Élimination

L'élimination du bore présent dans le sang se fait principalement par excrétion, plus de 90% de la dose administrée étant éliminée via les urines, quelle que soit la voie d'exposition. L'excrétion est relativement rapide, se déroulant sur une période de quelques jours (IPCS, 1998 ; Moseman, 1994 ; OMS, 2003).

4.1.2 Toxicodynamie

A) Effets physiologiques du bore

Le bore est un nutriment essentiel pour l'homme. Des études ont montré qu'une carence en cet élément entraîne de façon reproductible des modifications des fonctions biologiques qui peuvent être néfastes, et qui peuvent être évitées ou corrigées par l'ingestion de quantités physiologiques de bore (IPCS, 1998 ; Santé Canada, 1991). Le bore peut affecter le métabolisme et l'utilisation de nombreuses substances impliquées dans les processus biologiques, telles que le calcium, le cuivre,

¹⁰ 0.175 = masse molaire du bore (10.81) / masse molaire de l'acide borique (61.84)

le magnésium, l'azote, le glucose, les triglycérides et les oestrogènes (IPCS, 1998 ; Nielsen, 1994 ; OMS, 2003). Il a été démontré que le bore peut stimuler ou inhiber diverses enzymes. L'interaction enzymatique représente probablement la caractéristique la plus importante de la chimie du bore du point de vue des effets sanitaires (Woods, 1994).

Des études ont montré que le bore est séquestré au niveau des os, à des concentrations jusqu'à 4 fois supérieures à celle du sérum. Ceci pourrait entraîner une meilleure résistance des os à l'ostéoporose et à d'autres maladies osseuses, mais des études complémentaires sont nécessaires pour confirmer ces résultats (Fail et al., 1998).

B) Toxicité systémique

- *Exposition aiguë*

Des cas humains d'empoisonnement au bore ont été observés de la fin des années 1800 jusqu'au début du 20^{ème} siècle, lorsque l'acide borique était utilisé comme antiseptique pendant les opérations chirurgicales. L'ingestion ou l'absorption de doses importantes causait des nausées, des vomissements, des diarrhées, des crampes abdominales, des lésions érythémateuses de la peau et des membranes muqueuses, un collapsus circulatoire, de la tachycardie, des cyanoses, des délires, des convulsions et des comas. La dose d'acide borique rapportée comme étant létale chez l'homme va de 200 à 640 mg/kg de poids corporel. Une dose orale de 5g d'acide borique fut fatale à un nouveau-né tandis qu'une dose de 88g ne fut pas fatale à un adulte (Fail et al., 1998).

Chez les animaux de laboratoire, la DL₅₀ par voie orale est de 400 à 700 mg de bore/kg de poids corporel pour les souris et les rats. Pour les chiens, les chats et les lapins, la DL₅₀ est de 250 à 350 mg de bore/kg. Les effets toxiques observés incluent la dépression, l'ataxie¹¹, des convulsions et la mort. Une dégénérescence des reins et une atrophie testiculaire ont également été observés (OMS, 2003). Chez les rats, des doses uniques de 8.7 à 17.4 g/kg ont entraîné une mélanurie¹², des diarrhées, de la polyurie¹³, une coloration anormale des muqueuses stomacale et intestinale ainsi que du contenu stomacal (Fail et al., 1992).

En ce qui concerne les autres voies d'exposition, la DL₅₀ par voie cutanée chez le lapin va de plus de 214 mg Equivalents Bore (EB)/kg pour le perborate de sodium monohydraté à plus de 350 mg EB/kg pour l'acide borique. L'exposition de rats à des concentrations supérieures à 28 EB/m³ par inhalation ne causa aucun décès, seulement de légères irritations (OMS, 2003).

- *Exposition chronique*

Les études réalisées dans le cadre du National Toxicology Program (NTP, 1997) ont montré que l'exposition de souris à l'acide borique (doses de 37 à 776 mg de bore/kg/j) pendant 13 semaines provoquait une **augmentation de la mortalité** (pour des doses de 281, 563 et 776 mg/kg/j), une **perte de gain pondéral** (à une dose de 141 mg/kg/j), une **hématopoïèse extramédullaire de la rate** (pour toutes les doses), une **hyperkératose**¹⁴ et/ou une **hyperacanthose**¹⁵ **de l'estomac** (pour des doses de 563 et 776 mg/kg/j). Une exposition des souris à des doses de 48 et 96 mg/kg/j pendant 103 semaines a provoqué une perte de gain pondéral pour la plus forte dose après 32 semaines chez les mâles et

¹¹ Trouble de la coordination du mouvement volontaire, non explicable par un déficit moteur, constaté chez les sujets ayant des troubles de la sensibilité profonde.

¹² Élimination de pigments mélaniques dans l'urine.

¹³ Augmentation de volume des urines émises par 24 heures

¹⁴ Dermatose consistant en une hyperplasie de la couche cornée de l'épiderme

¹⁵ Lésion histologique élémentaire de l'épiderme, caractérisée par l'augmentation du nombre des assises cellulaires malpighiennes

après 52 semaines chez les femelles. La survie des mâles était réduite pour les 2 doses, mais pas celle des femelles. Une augmentation dose-dépendante de l'incidence de la déplétion¹⁶ lymphoïde splénique fut également observée chez les mâles.

L'étude de Weir et Fisher (1972) a montré que l'exposition de rats pendant 90 jours à des doses de 1750 et 5250 ppm d'acide borique ou de borax provoquait une suppression de la croissance et une desquamation au niveau de la queue et des pattes.

C) Effets reprotoxiques et embryotoxiques

➤ *Données sur l'homme*

L'ingestion accidentelle de 70g d'acide borique par une femme enceinte a entraîné l'interruption de la grossesse 2h plus tard, avec la délivrance du fœtus mort de sévères dépression et insuffisance cardiocirculatoires (Fail et al, 1998).

Fail et al (1998) rapportent que deux études ont montré que le nombre de spermatozoïdes et les performances sexuelles d'hommes russes furent diminuées du fait du bore présent dans l'eau de boisson.

En revanche, une étude sur 542 hommes travaillant dans la production de borax, inhalant des doses de 23.2 mg de borax/m³ sous forme de borates solubles (0.48 mg EB/j pendant 5 ans), n'a pas révélé d'effets reprotoxiques du bore. Les hommes présentaient une fertilité égale ou supérieure à la moyenne américaine (Whorton et al., 1994).

➤ *Expérimentations animales*

Des lésions testiculaires ont été observées chez les rats, les souris et les chiens suite à l'administration d'acide borique ou de borax dans l'alimentation ou dans l'eau de boisson. Après une exposition subchronique, les effets histopathologiques vont d'une inhibition de la spermiation¹⁷ à une dégénérescence des tubules séminifères avec une perte variable de cellules germinales, jusqu'à une absence totale de cellules germinales entraînant une atrophie et une perte transitoire ou irréversible de fertilité (IPCS, 1998).

Des études ont montré que l'acide borique a des effets néfastes sur les organes reproducteurs de rats mâles, causant une **atrophie testiculaire** et une dystrophie cellulaire. Ces effets ne sont pas dus à l'accumulation de concentrations très importantes de bore dans les testicules ou dans d'autres organes reproducteurs (Moseman, 1994).

Une augmentation de l'incidence de l'atrophie testiculaire suite à l'exposition chronique de souris à l'acide borique a également été démontrée lors de l'étude réalisée dans le cadre du National Toxicology Program (NTP, 1987).

L'étude de Weir et Fisher (1972) a montré que l'exposition de rats et de chiens à l'acide borique ou au borax (1750 et 5250 ppm équivalent bore) provoquait une dégénérescence des gonades. Les études sur la reproduction ont montré que les rats nourris avec des doses de 1750 ppm étaient stériles.

Fail et al. (1998) rapportent que l'exposition de rats à l'acide borique (58.5 mg Equivalent Bore/kg/j) provoque une **réduction sévère de la fertilité**, une atrophie testiculaire, une **diminution de l'ovulation** et une **plus faible survie des petits** nés en vie. Chez des souris mâles exposés à des doses de 4500 et 9000 ppm (111 et 220 mg EB/kg/j), une diminution du poids des testicules, du poids de l'épididyme, de la concentration en spermatozoïdes et de la motilité des spermatozoïdes ont été observées.

L'étude de Price et al (1996a) a montré que l'exposition à l'acide borique durant la gestation provoquait des effets embryotoxiques chez le rat, incluant un **retard de la croissance des fœtus** et une **altération de la morphologie du squelette**. La viabilité de la progéniture n'était cependant pas affectée.

Heindel et al. (1991) ont observé une **réduction du poids des fœtus**, une **plus forte incidence des malformations fœtales** et une **augmentation de la mortalité prénatale** suite à l'exposition de rats et de souris à l'acide borique (doses de 248, 452, ou

¹⁶ État d'épuisement qui résulte de la perte excessive d'un liquide organique.

¹⁷ Processus de libération des spermatides mûres à partir de l'épithélium séminifère

1003 mg/kg/j pour les souris et de 78, 163, ou 330 mg/kg/j pour les rats) durant la gestation. Des effets similaires ont été observés par Price et al. (1996b) chez des lapins exposés à des doses de 62.5, 125, ou 250 mg/kg/j d'acide borique.

D) Effets mutagènes

L'étude réalisée dans le cadre du National Toxicology Program (NTP, 1987) n'a pas montré d'effet mutagène de l'acide borique sur *Salmonella typhimurium*, ni sur les lymphomes des souris, ni sur les cellules ovariennes de hamster. **Les données existantes ne laissent pas supposer que des effets génotoxiques puissent survenir suite à l'exposition au bore** (IPCS, 1998).

E) Effets cancérogènes

Aucune étude n'a mis en évidence un effet cancérogène du bore ou de ses composé sur l'homme (IPCS, 1998).

Les études réalisées sur des animaux de laboratoire n'ont pas révélé d'effets cancérogènes liés au bore. L'étude réalisée dans le cadre du National Toxicology Program (NTP, 1987) n'a pas montré d'effet cancérogène du bore sur des souris soumises à un régime alimentaire contenant 2500 ou 5000 ppm d'acide borique durant deux années. L'étude de Weir et Fisher (1972) sur les rats n'a pas non plus mis en évidence d'effet cancérogène du bore, bien que tous les tissus n'aient pas été examinés.

En se basant sur ces deux études animales, l'US-EPA a classé le bore dans le groupe D (non classifiable comme cancérogène pour l'homme) (IPCS, 1998). Le bore n'apparaît pas dans la classification du Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC).

4.2 Choix des VTR

Plusieurs valeurs toxicologiques de références sont disponibles dans la littérature concernant le risque sanitaire lié à l'ingestion de bore (Tableau 5).

Tableau 5 : VTR disponibles dans la littérature pour l'exposition au bore par voie orale

Source	Etude de base	Espèce étudiée	Effets observés	Dose critique (mg bore/kg/j)	Facteur d'incertitude	VTR (µg/kg/j)
Santé Canada, 1990	Weir et Fisher, 1972	Rats	Atrophie testiculaire et arrêt de la spermatogenèse	NOAEL = 17.5	500	35
ATSDR, 1992	Heindel et al, 1991	Rats et souris	Diminution du poids des fœtus, modifications squelettiques mineures, retard de maturation	LOAEL = 13.6	1000	10
IPCS, 1998.	Heindel et al, 1991 ; Price et al. 1996	Rats et souris ; rats	Diminution du poids des fœtus à la naissance	NOAEL = 9.6	25	400
OMS, 2003	Heindel et al, 1991 ; Price et al. 1996	Rats et souris ; rats	Diminution du poids des fœtus à la naissance	NOAEL = 9.6	60	160
US EPA, 2004	Heindel et al, 1991 ; Price et al. 1996	Rats et souris ; rats	Diminution du poids des fœtus	BMDL ₀₅ = 10.3	66	200

Toutes ces VTR ont été produites par des organismes reconnus, avec une méthodologie transparente, en se basant sur des études animales. Les valeurs de l'US EPA, de l'OMS et de l'ATSDR sont basées sur les mêmes études. La valeur de Santé Canada est par contre basée sur une étude beaucoup plus ancienne. On peut donc penser que la VTR proposée par Santé Canada est moins satisfaisante que celles proposées par les autres organismes. Il est par contre difficile de choisir parmi les autres VTR et dans cette situation, il est donc recommandé d'utiliser la valeur la plus conservatrice (Doornaert et Pichard, 2006). **C'est donc la valeur de l'ATSDR (10 µg/kg/j de bore, soit 57 µg/kg/j d'acide borique) qui a été utilisée pour cette évaluation des risques.**

4.3 Evaluation de l'exposition

4.3.1 Population considérée

L'étude bibliographique concernant les risques sanitaires liés au bore n'ayant pas révélé de sensibilité accrue pour certaines populations (enfants, personnes âgées, ...), la population considérée dans cette étude est **l'ensemble de la population adulte résidant en aval du CNPE de Chinon.**

4.3.2 Voie d'exposition

L'ingestion de bore par l'alimentation (notamment les fruits et les végétaux) et l'eau de boisson est la principale voie d'exposition pour l'homme (ATSDR, 1992).

On pourrait également envisager une exposition cutanée via la baignade dans l'eau contaminée de la Loire, mais les effets sanitaires liés à cette voie d'exposition n'ont été observés chez l'homme que suite à l'application de bore sur une peau lésée. De plus, il n'existe pas de VTR relative à cette voie d'exposition.

4.3.3 Durée d'exposition

Cette étude s'intéresse aux risques liés aux rejets routiniers de bore dans la Loire, et étant donné les faibles concentrations en bore ajoutées en Loire après dilution, on s'attend à des effets chroniques à long terme, et non pas à des effets aigus. L'évaluation du risque sanitaire a donc été réalisée en considérant une durée d'exposition égale à l'hypothèse de durée de vie d'une tranche d'un CNPE, soit **40 ans**. Le CNPE de Chinon ayant débuté son activité en 1983, l'ERS a été réalisée sur la période 1983-2023.

4.3.4 Estimation de l'exposition

L'outil OURSON calcule une dose journalière d'exposition (DJE) suite à l'ingestion des compartiments suivants :

- l'eau de boisson : pour l'étude, la fraction de l'eau de boisson provenant de l'eau de rivière est prise égale à 1, ce qui est une hypothèse majorante. On considère que la concentration dans l'eau de boisson est égale à la concentration dans la rivière, ce qui est assez réaliste étant donné que les traitements de potabilisation classiques sont très peu efficaces pour éliminer le bore.
- le poisson
- les végétaux (légumes fruits, légumes feuilles et légumes racines)
- le lait de vache
- la viande de bœuf
- le sol et les sédiments

On peut remarquer que l'outil OURSON ne prend pas en compte l'exposition liée à l'ingestion par l'homme de tous les aliments ayant pu être contaminés par le bore. Il est prévu d'améliorer prochainement le modèle en ajoutant, par exemple, l'exposition liée à l'ingestion d'aliments produits à base de céréales (pain). L'ajout d'autres compartiments

nécessite cependant de disposer de données sur le transfert des contaminants étudiés dans ces compartiments, ce qui n'est pas toujours aisé.

Il est important de souligner que pour l'étude, il a été considéré que tous ces produits ingérés par l'homme ont été exposés au bore rejeté par le CNPE de Chinon (irrigation des cultures par l'eau de la Loire, alimentation du bétail par les cultures locales et totalité des produits consommés par l'homme provenant des productions locales). L'exposition est donc majorée du fait de ces hypothèses.

Pour chaque compartiment, la DJE, exprimée en $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$, est calculée de la manière suivante :

$$\text{DJE}_i = C_i * Q_i * 1/P_{\text{corp}} * F$$

Où : C_i : concentration en bore dans le compartiment i ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

Q_i : quantité quotidienne de compartiment i ingérée par l'homme (kg/jour)

P_{corp} : poids corporel (kg)

F : fréquence d'exposition (prise égale à 1, en considérant que la population étudiée passe l'ensemble de sa vie dans la zone d'étude, ce qui est une hypothèse majorante)

Les concentrations dans chaque compartiment sont calculées par le modèle OURSON au pas de temps choisi. Les quantités quotidiennes ingérées par l'homme pour chaque compartiment sont issues de la littérature (cf paragraphe 3.2.2 et annexe 2). Le choix de la valeur à utiliser dans les évaluations des risques pour la quantité d'eau ingérée par l'homme est sujet à de nombreuses discussions. Au niveau de la France, l'étude de référence est l'enquête INCA (Volatier, 2000) qui indique une quantité d'eau du robinet consommée par les adultes d'environ 0.5 l/j. Cette valeur est cependant faible par rapport à d'autres sources (US EPA, 1997, US EPA, 2004b) qui rapportent des valeurs de 1 à 2 l/j, avec une borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95% s'approchant des 3l/j. Pour cette étude, il a donc été décidé d'utiliser une loi de distribution de valeur moyenne 2l/j, avec des bornes minimales et maximales de 1l/j et 3l/j respectivement.

La modélisation de l'exposition au bore suite aux rejets du CNPE de Chinon présentés dans le paragraphe 3.2.1 a été effectuée à l'aide d'OURSON sur une période de 40 années, en prenant en compte les concentrations en amont du CNPE. Les résultats présentés dans la Figure 5 permettent de déterminer quelles sont les principales sources d'apports en bore chez l'homme.

L'exposition de la population à l'acide borique est en très grande partie liée à l'ingestion d'eau et de légumes fruits qui représentent en moyenne respectivement 43% et 34% de la dose totale ingérée quotidiennement. L'ingestion de légumes racines, de lait et de légumes feuilles ne représentent respectivement que 10%, 5% et 5% de la dose totale ingérée.

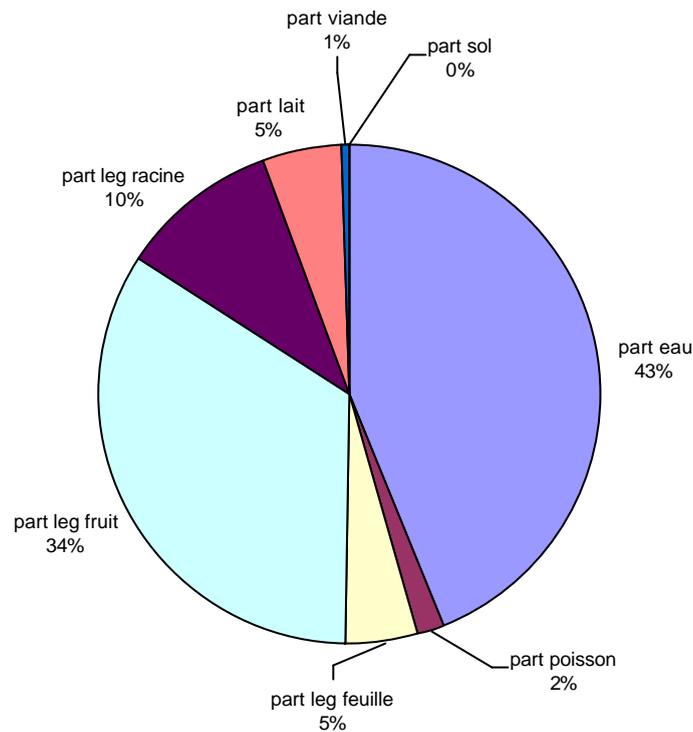


Figure 5 : Part de chaque compartiment dans la dose quotidienne ingérée (moyenne sur une modélisation de 40 ans) – Chronique prenant en compte la concentration amont

La Figure 6 donne une représentation graphique des DJE calculées par le modèle. On observe une variation répétitive tous les 10 ans en raison de l'utilisation cyclique de la même chronique de rejets (1995-2004) pour obtenir une modélisation sur 40 ans. Les DJE liées à l'eau et aux légumes fruits sont supérieures à celles liées aux autres compartiments, atteignant au maximum respectivement 3.45 et 2.80 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$, contre 0.98 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$ pour les légumes racines.

Les doses ingérées via les différents compartiments varient au cours du temps (Figure 6). A l'intérieur des cycles de 10 ans liés à la chronique de rejets, les fluctuations des doses de bore ingérées quotidiennement via les différents média traduisent plusieurs choses :

- d'une part, la variation par paliers des doses ingérées via les légumes reflète une concentration considérée comme constante dans ces aliments par le modèle entre 2 récoltes ;
- d'autre part, l'allure des courbes des doses ingérées via l'eau et le poisson reflètent les variations de concentrations en bore de la chronique de rejets, ce qui explique les « pics » observés ;
- enfin, on ne remarque pas d'augmentation des doses de sol ingérées d'une année sur l'autre, ce qui montre l'absence de phénomène d'accumulation significatif du bore au niveau du sol superficiel. Par contre, les doses ingérées via les légumes sont de plus en plus élevées, ce qui traduit une augmentation de la concentration en bore dans les légumes au cours du temps. La contamination des légumes a lieu via l'eau d'irrigation au niveau des feuilles et également via le sol par prélèvement racinaire. La concentration dans l'eau d'irrigation n'augmentant pas, l'accroissement des doses de bore ingérées via les légumes est due à une augmentation progressive de la concentration en bore dans le sol au niveau de la zone de prélèvement racinaire, cette concentration se stabilisant à une teneur d'environ 400 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de sol sec (cf Figure 7).

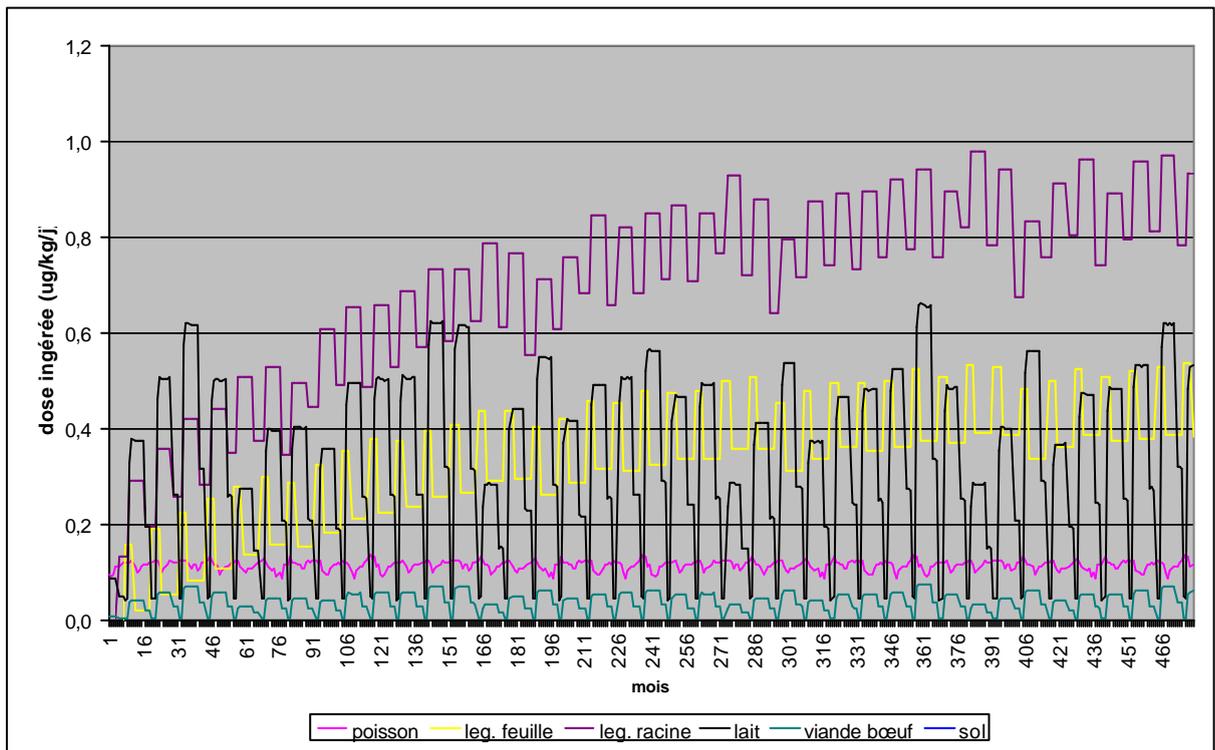
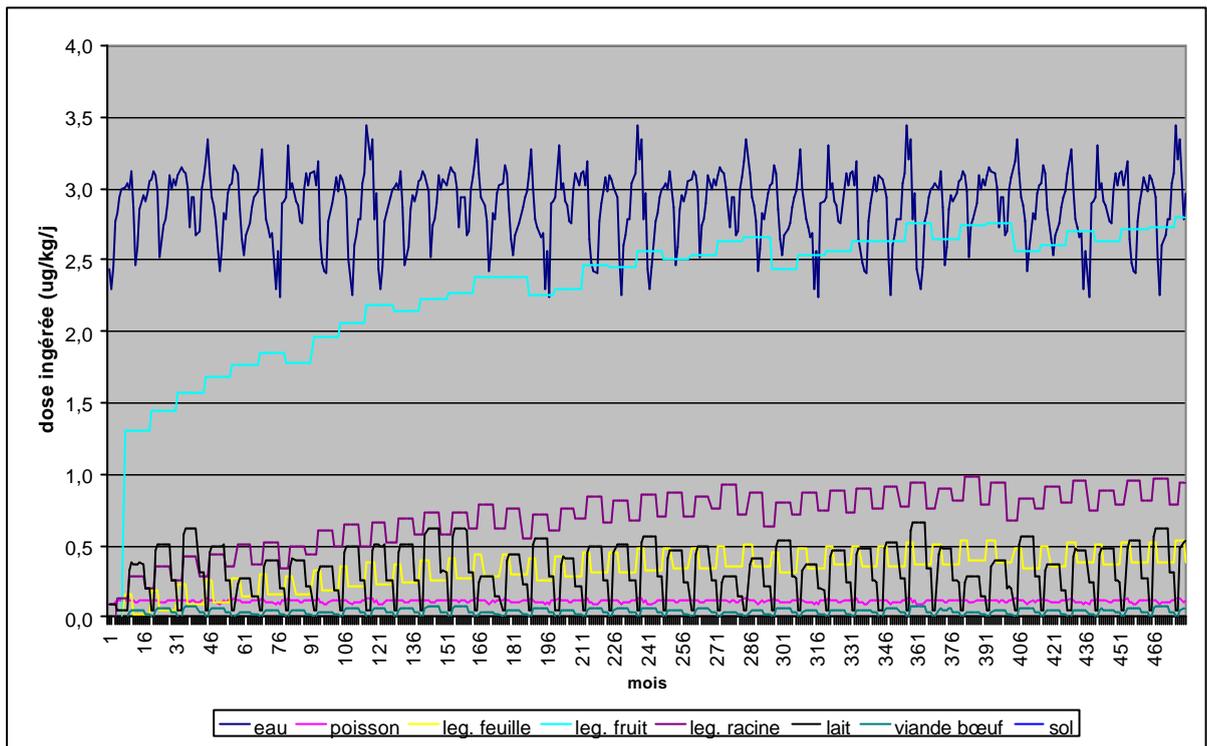


Figure 6 : Ingestion de bore via les différents compartiments tout au long de la simulation - Chronique prenant en compte la concentration amont

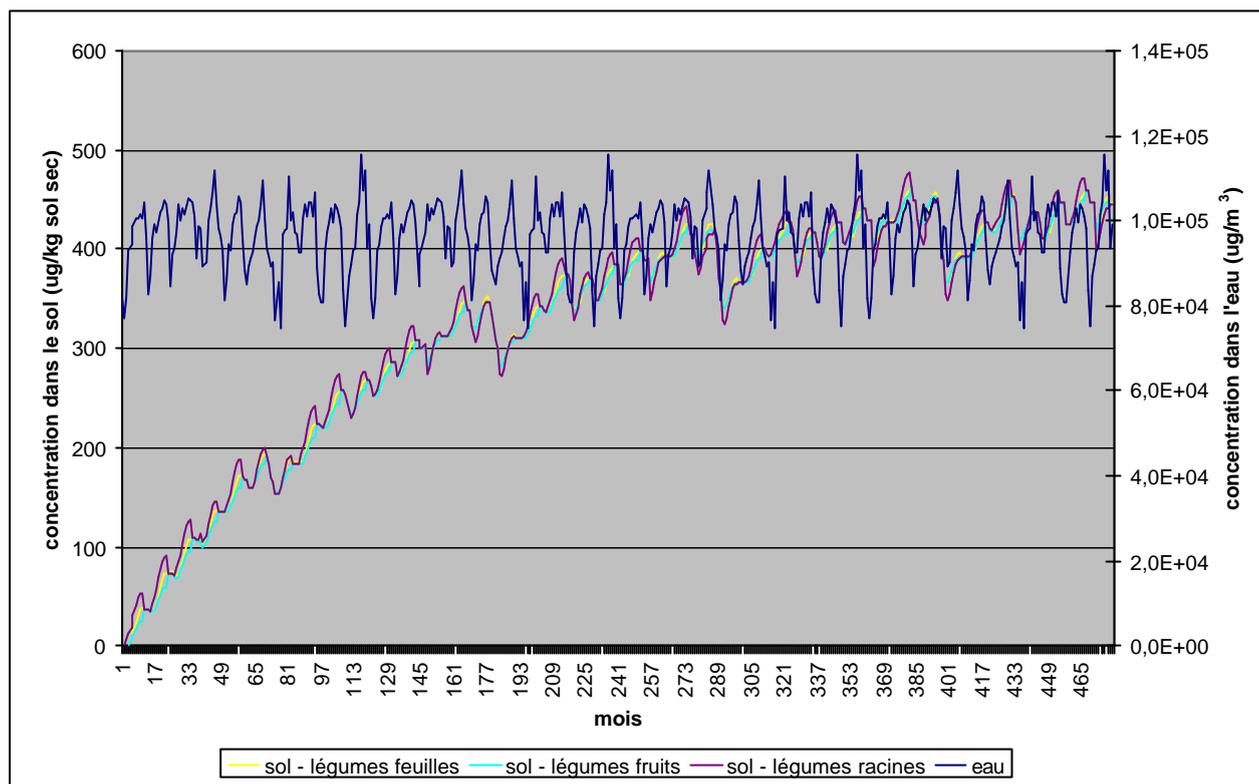


Figure 7 : concentration en bore dans l'eau de la rivière et dans le sol au niveau de la zone de prélèvement racinaire pour les différents légumes

4.4 Caractérisation du risque

4.4.1 Calcul du quotient de danger

Le bore ne présente que des effets toxiques à seuil (il n'est pas cancérigène). La caractérisation du risque est donc exprimée sous forme d'un quotient de danger (QD) :

$$QD = DJE/DJA$$

Où DJE : Dose Journalière d'Exposition ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$)

DJA : Dose Journalière Admissible ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$)

La DJE est calculée par le modèle en faisant la somme des doses ingérées via les différents compartiments. La DJA correspond à la VTR entrée dans le modèle.

On considère qu'il y a un risque possible lorsque QD est supérieur à 1. Les quotients de danger au pas de temps mensuel calculés par OURSON sont présentés dans la Figure 8 pour la chronique de rejets réels, et dans la Figure 9 pour la chronique de rejets aux limites.

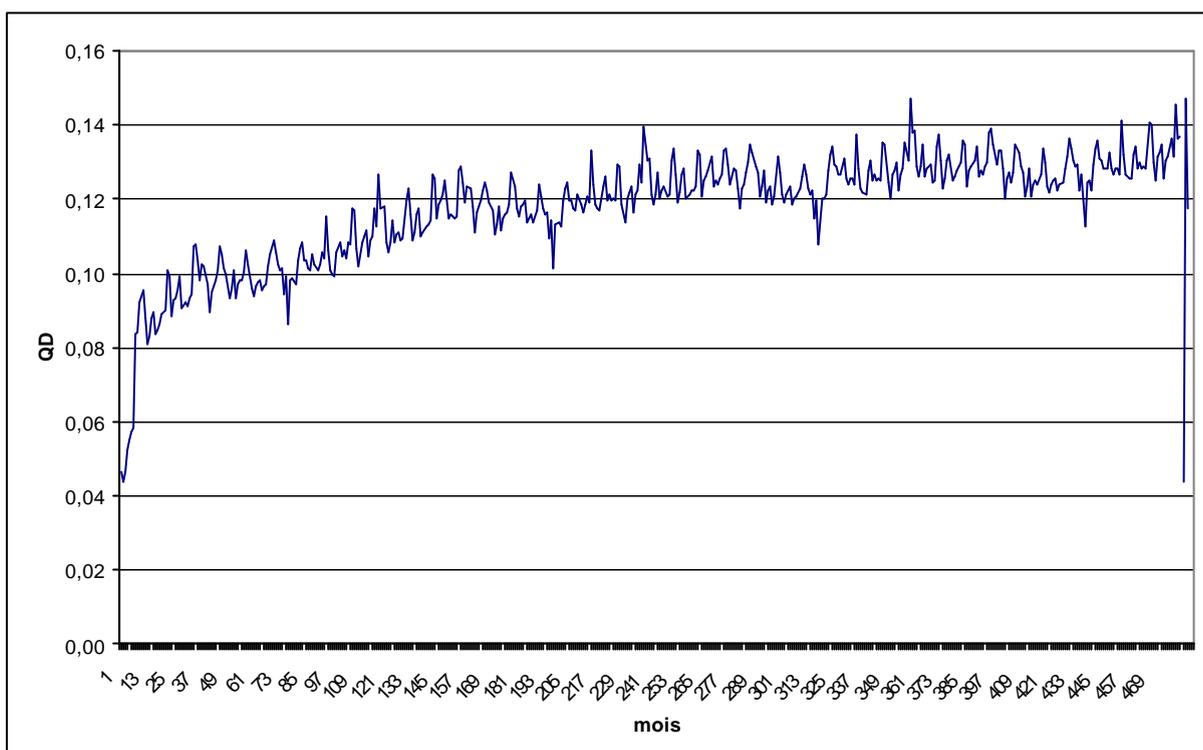


Figure 8 : Quotient de danger lié à l'exposition au bore sur une période de 40 ans pour la chronique de rejets réels prenant en compte la concentration amont

Le quotient de danger reste toujours très inférieur à 1, atteignant au maximum 0.147. Les résultats du modèle montrent donc une absence de risque sanitaire pour la population exposée à l'acide borique rejeté par le CNPE de Chinon pendant 40 ans, suite à l'ingestion d'eau, de poisson, de légumes, de lait et de viande de bœuf contaminés par ces rejets.

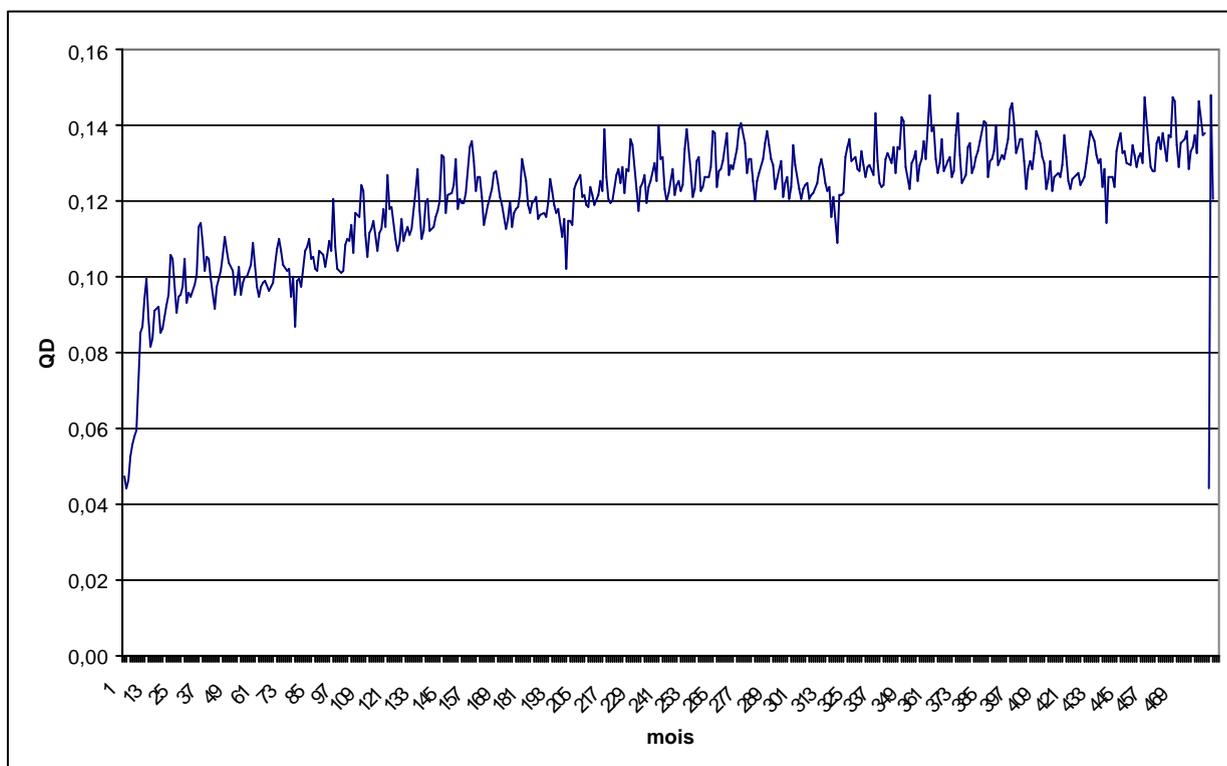


Figure 9 : Quotient de danger lié à l'exposition au bore sur une période de 40 ans pour la chronique de rejets aux limites prenant en compte la concentration amont

Les résultats obtenus avec la chronique de rejets aux limites diffèrent peu de ceux obtenus avec la chronique de rejets réels. Le quotient de danger atteint au maximum 0.148 contre 0.147 avec la chronique de rejets réels (avec une moyenne de 0.121 contre 0.118 respectivement). Cette faible différence entre les 2 scénarios s'explique par le fait que la concentration en acide borique ajoutée par les rejets du CNPE est négligeable par rapport au bruit de fond de la rivière, que l'on considère les rejets réels ou les rejets aux limites.

La différence entre les rejets réels et les rejets aux limites est visible si l'on utilise des chroniques de concentration en bore ajouté en rivière, sans prendre en compte le bore présent dans la rivière en amont du CNPE. On ne s'intéresse alors qu'au risque ajouté par les rejets du CNPE de Chinon. Les résultats de cette étude sont présentés dans les figures suivantes (Figure 10, Figure 11, Figure 12). En ne prenant pas en compte les concentrations en bore en amont du CNPE, les concentrations dans l'eau sont moins importantes et les doses de bore ingérées sont donc plus faibles (Figure 11). L'eau étant moins contaminée, la part de l'eau de boisson dans la dose totale ingérée est sensiblement moins élevée (38% de la dose totale contre 43% en prenant en compte les concentrations amont). Le quotient de danger n'atteint que 0.0092 au maximum, contre 0.147 lorsque l'on prend en compte les concentrations amont.

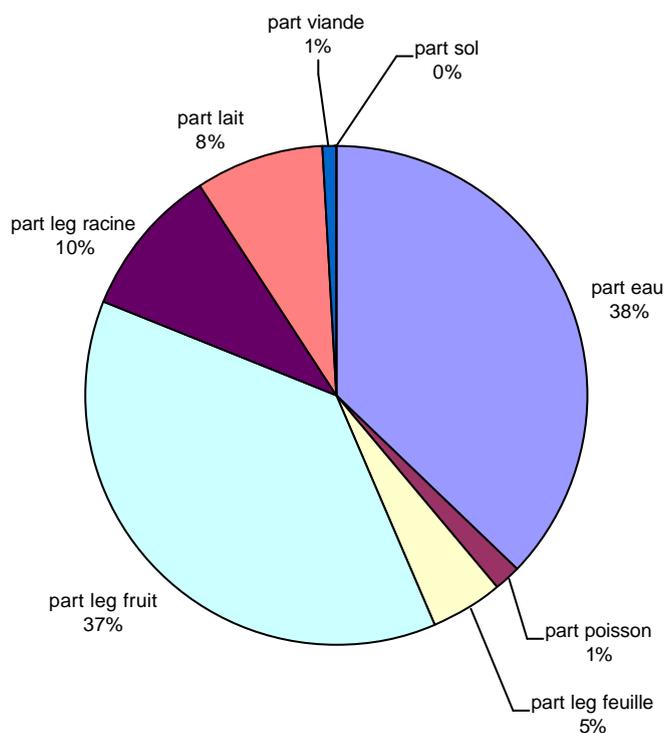


Figure 10 : Part de chaque compartiment dans la dose quotidienne ingérée – Etude sur le risque ajouté avec la chronique de rejets réels (moyenne sur une modélisation de 40 ans)

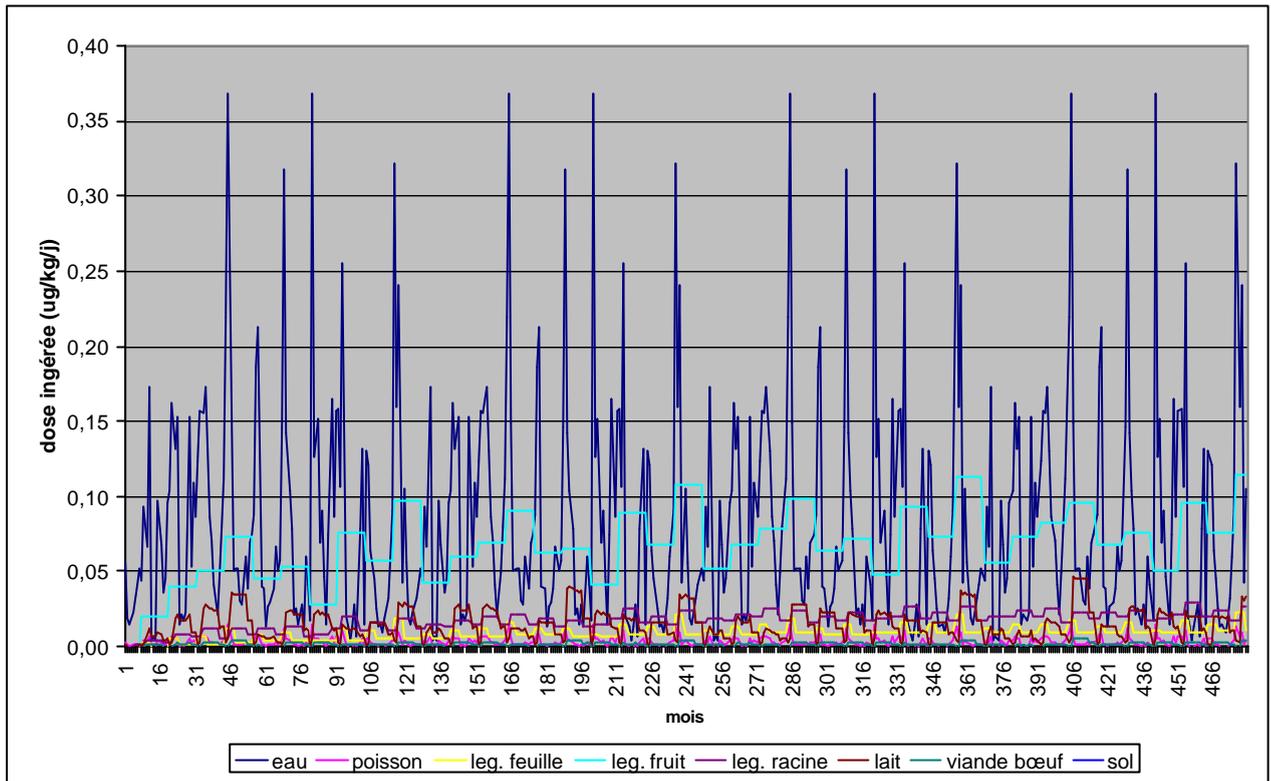


Figure 11 : Ingestion de bore via les différents compartiments tout au long de la simulation – Etude sur le risque ajouté avec la chronique de rejets réels

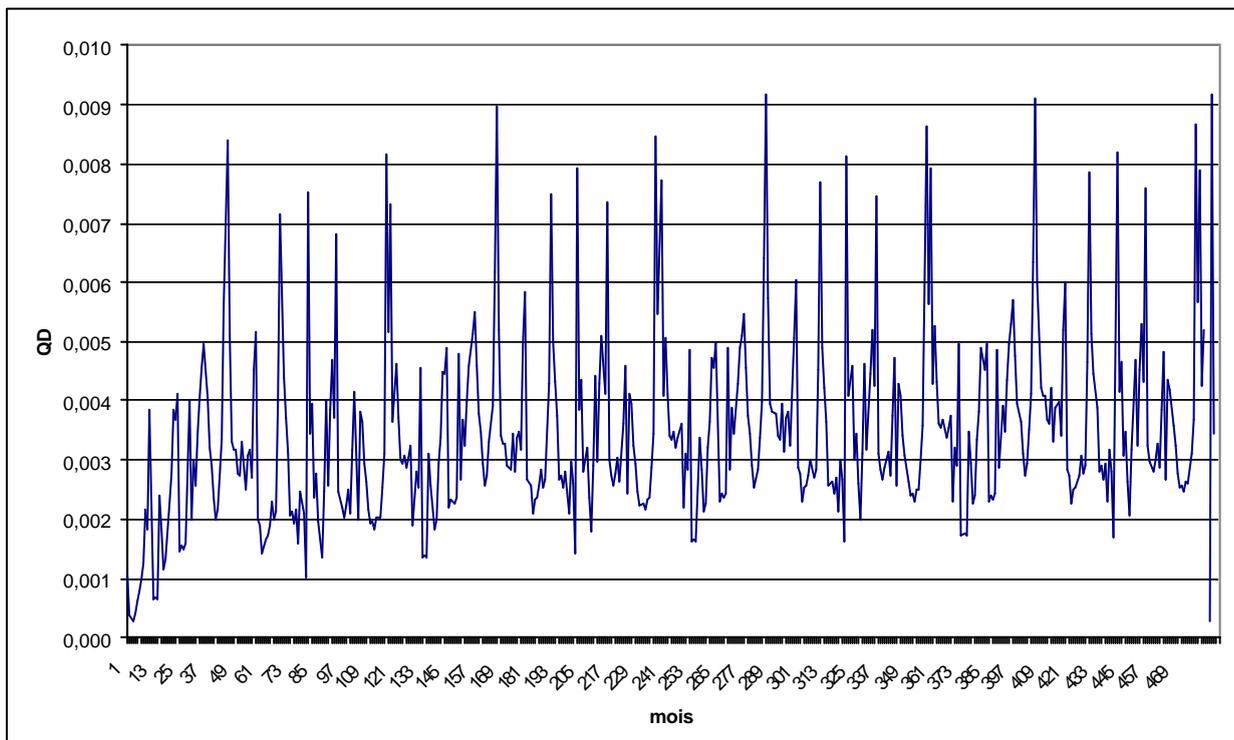


Figure 12 : Quotient de danger lié à l'exposition au bore sur une période de 40 ans – Etude sur le risque ajouté avec la chronique de rejets réels

Les résultats de la modélisation réalisée pour le risque ajouté, avec la chronique de rejets aux limites, montrent des quotients de dangers sensiblement plus élevés qu'avec la

chronique de rejets réels (Figure 13). En effet, le quotient de danger atteint au maximum 0.015 contre 0.0092 avec la chronique de rejets réels.

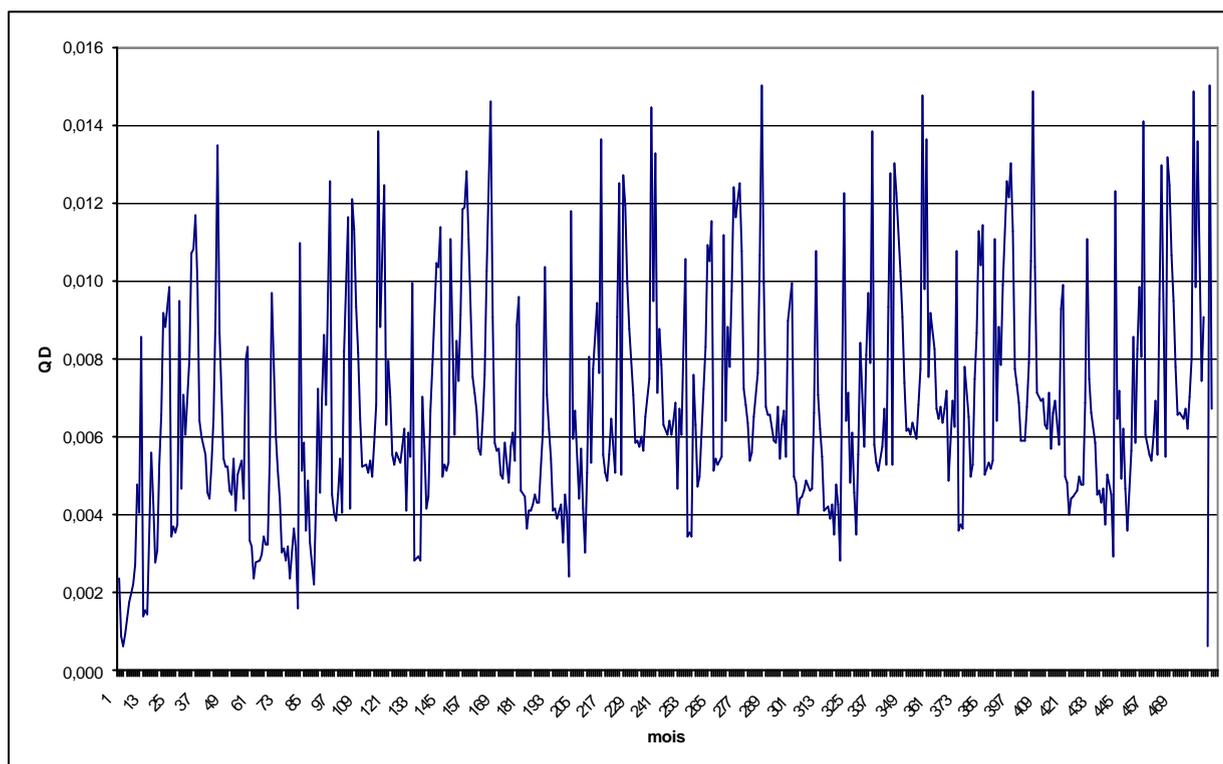


Figure 13 : Quotient de danger lié à l'exposition au bore sur une période de 40 ans – Etude sur le risque ajouté avec la chronique de rejets aux limites

4.4.2 Calcul de l'incertitude

Il existe plusieurs types d'incertitude (INERIS, 2004) :

- les incertitudes structurelles du modèle qui découlent soit d'une méconnaissance du milieu, soit d'une mise en équation inadéquate de certains processus ;
- les incertitudes naturelles qui découlent de la variabilité des processus dans le système étudié (variabilité de la température par exemple). La variabilité du milieu est "gommée" en utilisant des valeurs moyennes dans le modèle, ce qui conduit à une perte d'informations et cause donc des incertitudes ;
- les incertitudes sur les données qui sont les seules qui puissent être évaluées quantitativement en utilisant une approche probabiliste. La méthode de Monte Carlo est la plus utilisée. L'analyse de l'incertitude permet d'estimer l'ampleur de cette incertitude mais pas sa source, qui ne peut être évaluée qu'en faisant une étude de sensibilité (cf paragraphe 5).

Nous nous intéressons ici au 3^{ème} type d'incertitude. En utilisant le mode « incertitude » d'OURSON après avoir entré les paramètres sous forme de fonction de densité de probabilité, le modèle génère plusieurs échantillons (1500 pour cette étude, ce qui est suffisant quand on ne recherche pas des événements rares) selon la méthode de Monte Carlo. Pour chaque échantillon, le modèle réalise ensuite les mêmes calculs qu'en mode « meilleure estimation », ce qui permet d'obtenir une distribution de résultats. L'analyse de cette distribution est ensuite effectuée à l'aide du logiciel SAUA¹⁸ afin de déterminer un intervalle de confiance pour chaque résultat calculé par le modèle. Le

¹⁸ logiciel d'analyse de sensibilité et d'incertitude développé par la division R&D d'EDF, qui s'intègre dans le logiciel de statistique S-Plus.

logiciel SAUA calcule les valeurs des quantiles 2.5%, 5%, 95% et 97.5%. Ceci permet de déterminer un intervalle de confiance à 90% (écart entre les quantiles 5% et 95%) ainsi qu'un intervalle de confiance à 95% (écart entre les quantiles 2.5% et 97.5%).

En se basant sur les résultats obtenus en mode « meilleure estimation », une analyse de l'incertitude sur les doses d'acide borique ingérées via les principaux compartiments intervenant dans la dose totale ingérée quotidiennement (cf Figure 5) a tout d'abord été réalisée. Les résultats sont présentés dans le Tableau 6.

Tableau 6 : Résultats de l'analyse d'incertitude pour les DJE des principales voies d'exposition

DJE en µg/kg/j	Quantile 2.5%	Quantile 5%	Quantile 95%	Quantile 97.5%
DJE liée à l'ingestion d'eau	1.500	1.571	4.154	4.281
DJE liée à l'ingestion de légumes fruits	0.565	0.768	14.800	19.198
DJE liée à l'ingestion de légumes racines	0.1320	0.1670	4.4699	6.5278
DJE liée à l'ingestion de lait	0.1000	0.1294	1.2143	1.4650
DJE liée à l'ingestion de légumes feuilles	0.0588	0.0770	3.3799	4.9788

Ces résultats montrent que **les DJE calculées sont très variables**. La DJE liée à l'ingestion d'eau présente l'intervalle de confiance le plus faible. Les intervalles de confiance des DJE liées à l'ingestion de lait, de légumes fruits et de légumes racines sont supérieurs à 1 ordre de grandeur, et celui de la DJE lié à l'ingestion de légumes feuilles est supérieur à 2 ordres de grandeurs.

L'analyse de sensibilité présentée dans le paragraphe 5 permettra de déterminer quels sont les paramètres responsables de la variabilité de ces résultats.

Le calcul d'incertitude a ensuite été réalisé pour le quotient de danger. On obtient les intervalles de confiance suivants (Tableau 7) :

$$IC_{90\%} = [0.0876 ; 0.4203]$$

$$IC_{95\%} = [0.0773 ; 0.4889]$$

Ainsi, **même avec un intervalle de confiance à 95%, le quotient de danger reste inférieur à 1**, ce qui confirme l'absence de risque d'apparition d'effets toxiques pour la population exposée pendant 40 ans à l'acide borique rejeté par le CNPE de Chinon.

Tableau 7 : Résultats de l'analyse d'incertitude sur la valeur du quotient de danger

	Quantile 2.5%	Quantile 5%	Quantile 95%	Quantile 97.5%
Quotient de danger	0.0773	0.0876	0.4203	0.4889

5 Analyse de sensibilité des paramètres d'entrée du modèle

Les résultats d'un modèle dépendent des valeurs choisies pour les paramètres d'entrée du modèle. Or, ces valeurs sont susceptibles de contenir des erreurs ou des incertitudes de mesures qui peuvent se répercuter tout au long de la chaîne de calculs du modèle. Pour qu'un résultat soit incertain à cause d'un paramètre, il faut que la valeur de ce paramètre soit entachée d'erreur ou de variabilité et que le modèle soit sensible à ce paramètre (INERIS, 2004). Le but de l'analyse de sensibilité est d'identifier les paramètres qui ont le plus d'influence sur le résultat de la modélisation, afin de décrire plus finement ces paramètres prépondérants et de réduire ainsi l'incertitude du résultat.

Comme pour l'analyse d'incertitude, l'analyse de sensibilité a été réalisée à l'aide du logiciel SAUA après avoir utilisé le modèle OURSON en mode « incertitude ». Pour cette étude, c'est la notion de sensibilité globale, qui tient compte de l'amplitude de variation de chaque variable d'entrée, qui a été utilisée, en réalisant une analyse multi-régressions. Cette analyse consiste à réaliser n régressions sur la variable de sortie Y en enlevant à chaque fois une des variables d'entrée X_i et à calculer pour chacune le coefficient de détermination $R^2_{X_i}$ associé. Ce coefficient représente la part de variation de Y expliquée par la régression, c'est-à-dire par les variables d'entrée prises en compte. Plus cette part est faible (c'est-à-dire moins la formule de régression explique les variations de Y), plus la variable d'entrée X_i omise peut être considérée comme influente. On définit l'indice de sensibilité de la variable X_i (IS_{X_i}) de la façon suivante :

$$IS_{X_i} = R^2_{\text{tot}} - R^2_{X_i}$$

Où : R^2_{tot} : coefficient de détermination de la régression réalisée avec l'ensemble des variables d'entrée
 $R^2_{X_i}$: coefficient de détermination de la régression réalisée sans la variable d'entrée X_i

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

Les résultats de l'analyse de sensibilité des variables d'entrées sur le quotient de danger sont présentés dans le Tableau 8.

Tableau 8 : Indice de sensibilité (IS) des 10 principaux paramètres influençant la valeur du quotient de danger

Nom du paramètre	Notation	IS
Coefficient de détermination totale	R^2_{tot}	0.78845
Rapport de translocation maximal des légumes fruits	log.f.max.tr.leg.fr	0.14664
Facteur de transfert sol/plante des légumes fruits	log.B.v.leg.fr	0.12414
Coefficient de distribution dans le sol	log.K.d.sol	0.07149
Taux d'humidité à la capacité au champ	Theta.cc	0.05255
Quantité de légumes fruits ingérée quotidiennement par l'homme	Q.leg.fr.j	0.04940
Rendement de la culture à la récolte des légumes fruits	Y.leg.fr.rec	0.04165
Facteur de transfert sol/plante des légumes racines	log.B.v.leg.rac	0.03753
Quantité d'eau ingérée quotidiennement par l'homme	Q.eau.j	0.03658
Taux d'humidité au point de flétrissement	Theta.fl	0.03501
Teneur en eau des légumes fruits	tau.leg.fr	0.02894

Le coefficient de détermination totale est de 0.79, ce qui signifie que la formule de régression avec l'ensemble des variables explique 79% de la variabilité du quotient de danger.

Les résultats montrent que le rapport de translocation maximal des légumes fruits joue un rôle majeur dans l'incertitude sur la valeur du quotient de danger, avec un indice de sensibilité égal à 0.1466. Viennent ensuite d'autres paramètres relatifs aux légumes fruits, à savoir le facteur de transfert sol/plante de cette culture ($IS=0.124$), la quantité de

légumes fruits ingérée quotidiennement par l'homme (IS=0.049), le rendement de cette culture à la récolte (IS=0.042), ainsi que la teneur en eau de ces légumes (IS=0.029). **Les paramètres relatifs aux légumes fruits influencent donc beaucoup la valeur du quotient de danger.** Ceci est tout à fait logique étant donné que, d'après les résultats obtenus en mode « meilleure estimation », les légumes fruits contribuent à 34% de la dose d'acide borique ingérée quotidiennement (cf paragraphe 4.3.4). Des recherches complémentaires sur les paramètres relatifs au transfert de l'acide borique dans les légumes fruits semblent donc indispensables afin d'améliorer la qualité des résultats de l'analyse des risques sanitaires. Si les recherches bibliographiques ne fournissent pas suffisamment de données de bonne qualité, il pourrait être envisagé de réaliser des mesures expérimentales.

Le facteur de distribution de l'acide borique dans le sol joue également un rôle important dans l'incertitude sur la valeur du quotient de danger. Il est en 3^{ème} position parmi les 10 principaux paramètres influençant la valeur du quotient de danger, avec un indice de sensibilité de 0.071. La loi de distribution utilisée pour ce paramètre est basée sur de nombreuses références bibliographiques (cf paragraphe 3.2.3) et semble donc fiable.

La quantité d'eau ingérée quotidiennement par l'homme est logiquement un paramètre important dans l'incertitude sur la valeur du quotient de danger, l'eau contribuant à 43% de la dose quotidienne d'acide borique ingérée par l'homme (cf paragraphe 4.3.4). Ce paramètre intervient en 8^{ème} position, avec un indice de sensibilité de 0.037. Le degré de confiance attaché à la valeur de ce paramètre a été discuté dans le paragraphe 4.3.4. Le seul moyen d'avoir des données plus fiables pour ce paramètre serait semble-t-il de réaliser une enquête de consommation à l'échelle locale afin de disposer de données spécifiques du site d'étude. Ceci ne semble cependant pas être une action à mener prioritairement, l'indice de sensibilité pour ce paramètre n'étant pas très élevé.

L'analyse de sensibilité des Doses Journalières d'Exposition liées à chaque compartiment fait ressortir les mêmes paramètres que l'analyse de sensibilité du quotient de danger (cf Tableau 9). **Le coefficient de distribution dans le sol, ainsi que les taux d'humidité à la capacité au champ et au point de flétrissement**, qui sont les 3^{ème}, 4^{ème} et 9^{ème} paramètres les plus importants dans l'analyse de sensibilité du quotient de danger, sont des paramètres prépondérants pour le calcul de plusieurs DJE. Une bonne connaissance de ces paramètres est donc importante pour diminuer l'incertitude sur plusieurs DJE ainsi que sur le résultat final, c'est-à-dire le quotient de danger. L'analyse qualitative des paramètres du modèle spécifiques du bore (cf paragraphe 3.2.3) montre que la valeur du coefficient de distribution du bore dans le sol est basée sur de nombreuses données bibliographiques et est donc relativement fiable. Les données relatives aux taux d'humidité au à la capacité au champ et au point de flétrissement sont également assez fiables. Il ne semble donc pas nécessaire de faire de recherches bibliographiques complémentaires pour ces 3 paramètres.

Tableau 9 : Indice de sensibilité (IS) pour les DJE liées aux différents compartiments

Les valeurs indiquées en gras correspondent aux 10 principaux paramètres influençant la valeur du quotient de danger

Paramètres	IS des DJE							
	Légumes fruits	Légumes racines	Légumes feuilles	Eau	Poisson	Lait de vache	Viande bœuf	Sol
Coefficient de détermination totale	0.8776	0.9086	0.9498	0.9807	0.9999	0.9826	0.9735	0.8253
Rapport de translocation maximal du végétal	0.2940	0.0766				0.0307 (maïs)	0.0500 (maïs)	
Facteur de transfert sol/plante du végétal	0.2367	0.4555	0.5821					
Quantité quotidienne ingérée	0.0778	0.0677	0.0431	0.9219	0.0205	0.1575	0.2060	
Rendement du végétal à la récolte	0.0674							
Teneur en eau du végétal	0.0529	0.0329	0.0657					
Coefficient de distribution dans le sol	0.0377	0.0791	0.0847					0.1445
Taux d'humidité à la capacité au champ	0.0295	0.0521	0.0599					0.2366
Taux d'humidité au point de flétrissement	0.0159	0.0335	0.0355					0.1460
Coefficient de distribution dans l'eau				0.0111	0.00029			
2 ^{ème} paramètre de calage de la relation MES-débit				0.0012	0.00001			
1 ^{er} paramètre de calage de la relation MES-débit				0.0006	0.00002			
Coefficient de transfert eau-poisson					0.926			
Facteur de transfert vers le lait de vache						0.6137		
Facteur de transfert vers la viande de bœuf							0.4541	

Il est important de souligner que l'analyse de sensibilité réalisée ici ne porte que sur les paramètres entrés dans le modèle sous forme de fonction de densité de probabilité. Aucune analyse n'est faite pour les paramètres entrés sous forme de constante ou sous forme de chronique. Or, les taux d'irrigation des végétaux, entrés sous forme de chronique pour les légumes, sont susceptibles de jouer un rôle important dans le résultat puisque les végétaux vont être plus ou moins contaminés selon la quantité d'eau qu'ils reçoivent. Afin de voir l'influence des taux d'irrigation sur le calcul de risque, une modélisation a été réalisée avec des taux d'irrigation 10 fois plus importants. Les résultats de cette étude sont présentés ci dessous (Figure 14, Figure 15 et Figure 16).

Avec une irrigation plus importante, la part des légumes fruits dans la dose quotidienne ingérée augmente considérablement, atteignant 67% contre 34% avec le scénario d'irrigation « réelle ». La dose de bore ingérée quotidiennement via les légumes fruits est en moyenne de 13.8 µg/kg/j (contre 2.3 µg/kg/j avec l'irrigation réelle) et atteint au maximum 15 µg/kg/j (contre 2.8 µg/kg/j avec l'irrigation réelle). Cette augmentation de l'exposition via les légumes fruits entraîne une augmentation du quotient de danger qui atteint au maximum 0.423 contre 0.147 avec le scénario d'irrigation réelle. **Le taux d'irrigation des végétaux joue donc un rôle important dans le calcul du coefficient de danger.** Pour chaque étude, il est donc nécessaire de bien renseigner cette donnée qui possède un **fort caractère régional**. Pour le scénario d'irrigation réelle, ce sont des taux d'irrigation moyens qui ont été utilisés. Mais les cultures sous serre, par exemple, peuvent être irriguées de façon plus importante. D'autre part, certaines cultures ont des besoins hydriques plus importants (cas de la tomate, de la betterave à sucre par exemple) et les besoins en eau des végétaux sont plus élevés dans certaines régions (en région méditerranéenne par exemple). Cependant, **même en majorant les quantités d'eau apportées sur les légumes d'un facteur 10, le quotient de danger reste inférieur à 1**, traduisant l'absence de risque pour la population exposée aux rejets d'acide borique par le CNPE.

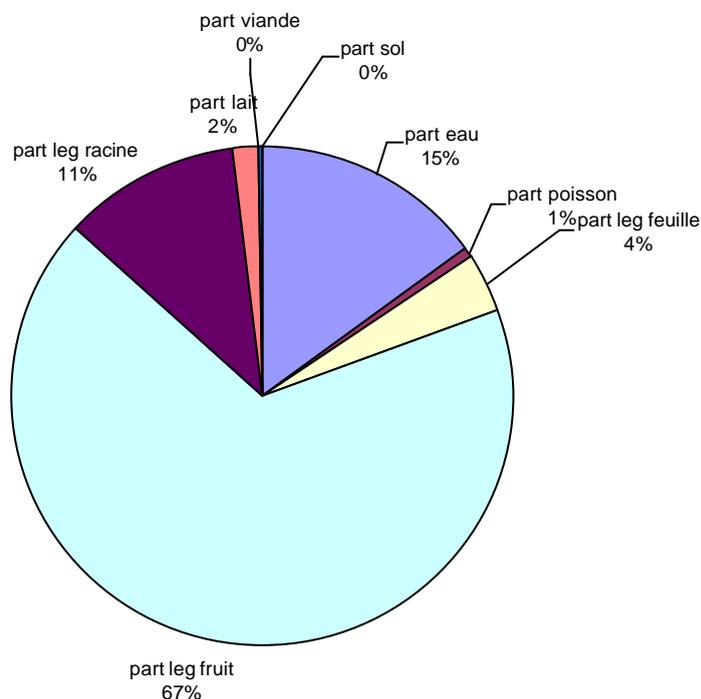


Figure 14 : Part de chaque compartiment dans la dose quotidienne moyenne ingérée (scénario avec des taux d'irrigation majorants)

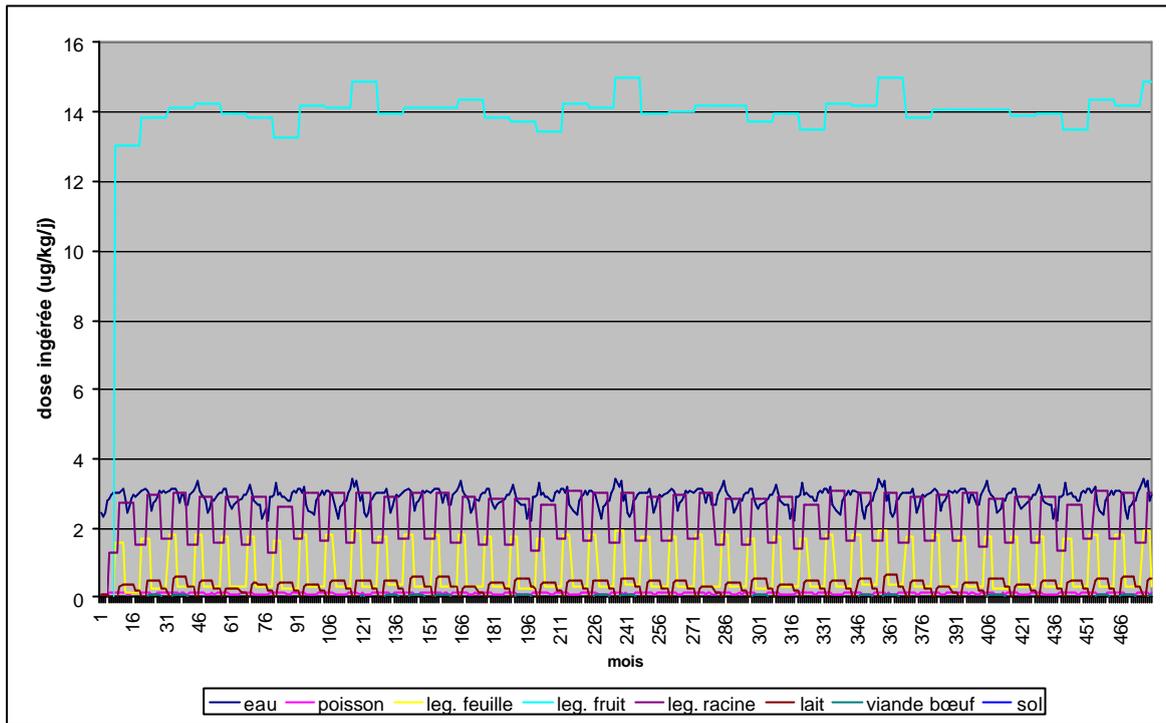


Figure 15 : Ingestion de bore via les différents compartiments sur une période de 40 ans (scénario avec des taux d'irrigation majorants)

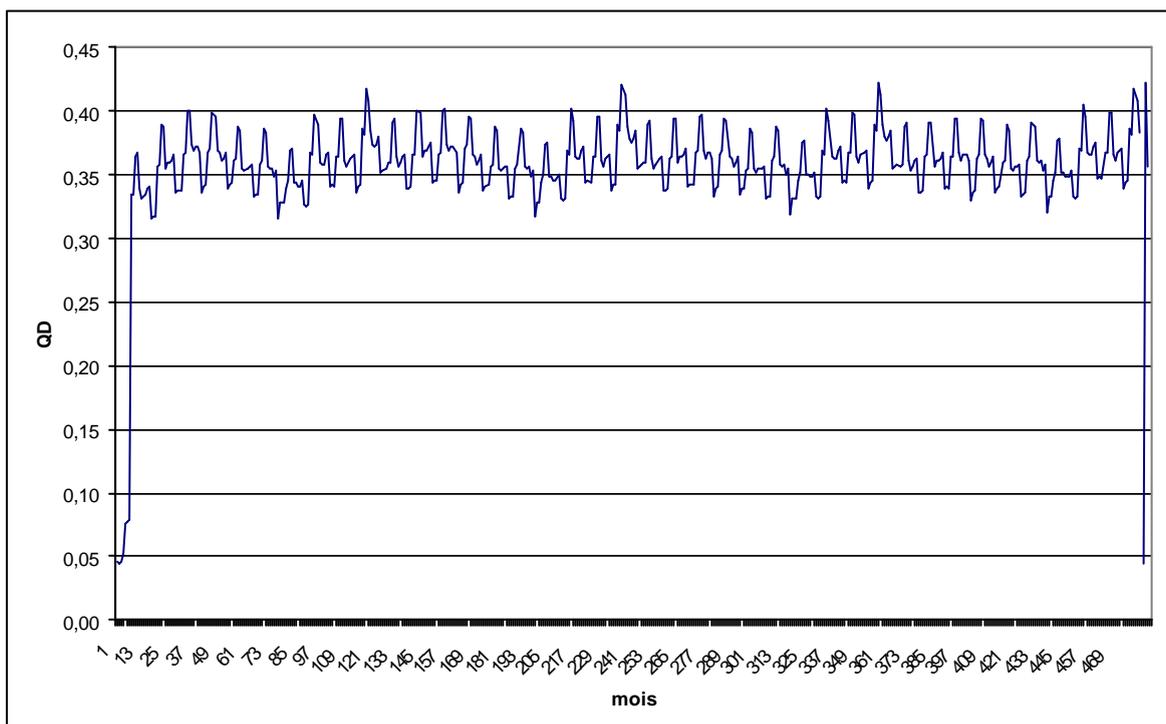


Figure 16 : Quotient de danger lié à l'exposition au bore sur une période de 40 ans (scénario avec des taux d'irrigation majorants)

On n'observe plus d'augmentation régulière de la dose de bore ingérée via les légumes comme c'était le cas avec le scénario d'irrigation réelle (cf Figure 6). Ceci peut s'expliquer par le fait que l'irrigation étant très élevée, le sol est contaminé de façon importante dès la 1^{ère} année, puis la concentration dans ce compartiment se stabilise. De plus, du fait de l'irrigation importante, la contamination de légumes a lieu de façon prédominante via l'eau d'irrigation apportée sur les feuilles, ce qui « masque » les variations de contamination via le sol.

6 Discussion

6.1 Intérêts de l'outil OURSON

La **transparence des équations et des paramètres utilisés** représente un intérêt essentiel du modèle OURSON par rapport aux autres modèles multimédias existants. La transparence de la démarche utilisée est en effet fondamentale pour toute évaluation des risques sanitaires.

L'avantage principal du modèle OURSON est ensuite qu'il permet une utilisation en mode « incertitude » afin de calculer l'incertitude des résultats par une **approche probabiliste**. Ceci permet de réaliser une ERS plus réaliste que ce qui peut être fait avec d'autres modèles, par juxtaposition de scénarios majorants. L'approche probabiliste permet d'obtenir une gamme de résultats possibles plutôt qu'une valeur unique comme résultat du modèle, ce qui permet au décideur de prendre en compte les limites des connaissances scientifiques dans les décisions politiques (INERIS, 2004).

D'autre part, comme nous l'avons déjà dit (cf paragraphe 3.1.1), l'un des principaux intérêts d'OURSON est que c'est un **outil homogène pour étudier les rejets de substances variées** (radionucléides, métaux lourds, polluants organiques) **et dans divers milieux** (eau continentale, eau de mer, atmosphère) tandis que les modèles existants sont le plus souvent dédiés à un type de substance donné et ont généralement été développés pour modéliser des transferts issus de rejets dans les sols ou en milieu atmosphérique. L'outil OURSON est donc mieux adapté pour modéliser les transferts liés aux rejets des installations nucléaires.

Enfin, OURSON permet d'**étudier de façon dynamique** les risques associés à des rejets continus de polluants, en entrant une chronique de concentrations ajoutées dans le milieu et non pas une concentration moyenne. Ceci permet de voir l'évolution des doses d'exposition et du risque associé, plutôt que de calculer une exposition et un risque moyens.

6.2 Pertinence du modèle OURSON « métaux lourds » pour l'étude du bore

Tout modèle est une représentation simplifiée de la réalité et comporte donc des imperfections. Il est donc important de vérifier qu'un modèle fournit une représentation adéquate de la réalité. Ceci peut être réalisé à trois niveaux (INERIS, 2004) :

- validation conceptuelle : elle permet de vérifier si les hypothèses et théories utilisées sont correctes ;
- validation opérationnelle : elle permet de s'assurer que le modèle est approprié pour l'utilisation que l'on souhaite en avoir ;
- validation numérique : elle consiste à vérifier que les résultats numériques obtenus avec le modèle sont en accord à des mesures réalisées sur le terrain, indépendamment du modèle. Cette validation numérique est cependant difficile en sciences environnementales du fait de la variabilité spatiale et temporelle des processus et donc des concentrations qui peuvent être observées sur le terrain. Les modèles représentent un environnement type dont les caractéristiques sont moyennées dans le temps et l'espace, ou sont choisis pour représenter les pires cas envisageables. Le modèle multimédia générique n'est donc pas adapté pour décrire précisément le devenir d'une substance dans un lieu géographique donné. L'existence de différences entre mesures et résultats de modèle n'implique pas que le modèle n'est pas valide mais souligne les limites d'applicabilité et d'utilisation du modèle et des mesures de terrain. Il ne s'agit alors pas réellement de « valider » le modèle, mais plutôt de

le « confirmer ». La confirmation a lieu lorsque le degré de cohérence entre les résultats du modèle et les mesures expérimentales est établi pour plusieurs substances ayant des propriétés assez différentes. Les résultats du modèle doivent refléter ses hypothèses.

Dans le cas de notre étude, la validation numérique est quoi qu'il en soit particulièrement difficile car les concentrations en bore dans le milieu naturel suite aux rejets des CNPE sont trop faibles pour être mesurées par les méthodes analytiques actuelles. Le but de l'étude est donc de juger de la pertinence de l'utilisation du modèle OURSON « métaux lourds » pour le bore, en vérifiant que les résultats du modèle sont en accord avec les hypothèses faites pour déterminer les paramètres utilisés dans le modèle. La pertinence du modèle pour le bore est également appréciée au regard des résultats des analyses d'incertitude et de sensibilité (cf paragraphes 5 et 6.3) : il s'agit de voir si les données d'entrée dont on dispose pour le modèle sont de qualité suffisante pour obtenir un résultat pertinent et interprétable.

6.2.1 Adéquation entre les équations du modèle et les propriétés physico-chimiques du bore

Les équations utilisées par OURSON pour modéliser les transferts de bore ont été écrites pour les métaux lourds, et non pas pour un polluant inorganique comme l'acide borique. L'étude bibliographique concernant le comportement du bore dans l'environnement montre cependant que cet élément est proche de celui des métaux lourds du fait de ses propriétés physico-chimiques qui sont mises en œuvre dans les étapes de modélisation :

- Le bore rejeté dans les rivières sous forme d'acide borique va rester présent majoritairement sous cette forme qui est prédominante et les phénomènes d'adsorption-désorption entre l'eau, les matières en suspension et les sédiments sont supposés être les seuls mécanismes significatifs intervenant (ATSDR, 1992 ; IPCS, 1998, OMS, 2003 ; Woods, 1994). Il faut souligner que le bore ne se comporte pas vraiment comme les métaux lourds dans l'eau puisqu'il reste très soluble alors que les métaux ont une chimie de complexation importante. Mais cette différence est bien prise en compte par le modèle puisque qu'elle est traduite par un coefficient de distribution dans l'eau beaucoup plus faible pour le bore que pour les métaux.
- Etant donnée la faible volatilité du bore, l'émission atmosphérique d'acide borique reste très limité et la concentration en bore dans l'atmosphère est très faible (IPCS, 1998).
- Au niveau du sol, le bore va, comme les métaux lourds, subir des phénomènes d'adsorption-désorption régis par son coefficient de distribution (Kd).
- La littérature rapporte que le bore n'est pas dégradé ou transformé dans l'eau, l'air ou le sol.
- Les phénomènes d'absorption et d'élimination du bore par les organismes vivants peuvent être traduits par des coefficients de transfert et des constantes d'élimination biologique.

Les équations de transfert utilisés par OURSON pour les métaux lourds (Maurau, 2005) semblent donc être pertinentes pour modéliser les transferts de bore.

6.2.2 Adéquation entre les résultats du modèle et les concentrations attendues

Selon les études bibliographiques concernant la bio-accumulation du bore dans les organismes animaux et végétaux, cet élément n'est pas significativement bio-concentré dans les organismes aquatiques, mais s'accumule par contre dans les végétaux (cf paragraphe 2.2.4). Les résultats du modèle sont en accord avec ces affirmations, les concentrations moyennes calculées dans les produits animaux (poisson, lait, viande) étant généralement inférieures d'au moins 1 ordre de grandeur par rapport à celles calculées pour les légumes (cf Tableau 10).

Pour les légumes, les concentrations calculées en utilisant la chronique de concentrations en bore ne prenant pas en compte le bruit de fond (cf paragraphe 3.2.1) sont plus faibles que les teneurs rapportées par la littérature, sauf pour la laitue et le melon. C'est pour cette raison que l'évaluation des risques a été réalisée en utilisant une chronique de concentrations prenant en compte le bruit de fond. Ceci permet d'évaluer non pas le risque « ajouté » par les rejets du CNPE, mais le risque « total ». En prenant en compte le bruit de fond en bore dans la rivière, les concentrations calculées avec OURSON atteignent le même ordre de grandeur que les valeurs trouvées dans la littérature pour les poireaux, le céleri et les asperges. Par contre, pour la laitue et le melon, les concentrations calculées sont supérieures de 2 ordres de grandeur aux valeurs de la littérature. Les différences entre les teneurs issues de la modélisation et celles issues de la bibliographie peuvent être dues à la « fragilité » des paramètres relatifs aux transferts de l'acide borique dans les légumes (cf paragraphe 5).

Pour la viande et le lait, les concentrations calculées avec le modèle OURSON sont plus faibles que les valeurs trouvées dans la littérature. Il semble donc que le modèle sous-estime la contamination de ces deux compartiments. Ceci pourrait être dû à une mauvaise estimation des coefficients de transfert vers le lait et la viande. En effet, peu de données ont été trouvées dans la bibliographie pour ces paramètres (cf Tableau 4). Ainsi, même si l'analyse de sensibilité ne montre pas que ces paramètres sont importants pour le calcul du quotient de danger, il semble tout de même souhaitable de réaliser une étude bibliographique complémentaire afin d'obtenir des valeurs plus fiables.

Pour le poisson, les concentrations issues de la bibliographie varient énormément selon les sources. La concentration calculée avec le modèle est du même ordre de grandeur que les valeurs rapportées par la Food Standards Agency (2002) et par Thompson and Davis (1976), mais est par contre très inférieure à la valeur rapportée par Tsui and McCart (1981).

Il est cependant important de souligner que ces comparaisons sont basées sur peu de références bibliographiques. Les teneurs en bore dans les aliments rapportées par la littérature sont susceptibles de varier selon les sources (comme c'est le cas pour le poisson). Il serait donc intéressant de pouvoir comparer les résultats obtenus à l'aide d'OURSON avec d'autres valeurs de la littérature. Cependant très peu de données sur les concentrations en bore dans ces aliments sont disponibles.

En ce qui concerne les légumes, on peut remarquer que les poireaux sont contaminés de façon assez importante alors que ce type de culture n'est pas irrigué dans le département d'Indre et Loire, ce qui empêche sa contamination par l'eau d'irrigation. Ceci montre que la contamination a lieu via le sol contaminé par l'eau d'irrigation lors de cycles culturels antérieurs (OURSON permettant de prendre en compte une rotation des cultures).

Tableau 10 : Teneurs en bore dans quelques aliments selon la littérature et selon les résultats du modèle

Aliments	Teneurs en bore selon la littérature		Concentration moyenne calculée par OURSON ($\mu\text{g}/\text{kg}$)*	
	Teneurs en bore ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Référence	Sans prendre en compte le bruit de fond	En prenant en compte le bruit de fond
Légumes				
Laitue	80	Aprifel ¹⁹	204	6820
Poireau	2800	Aprifel	121	4710
Céleri-rave	11000	Aprifel	52.1	2040
Asperge	1200	Aprifel	39.6	1650
Melon	10	Aprifel	155	5230
Poisson	500	Food Standards Agency, 2002	5.54	193
	500 (muscle saumon)	Thompson and Davis, 1976		
	3230 – 12440 (selon les espèces)	Tsui and McCart, 1981		
Viande	400	Food Standards Agency, 2002	2.05	46.8
Lait	<400	Food Standards Agency, 2002	3.08	70.3

* Concentration sur 40 ans, calculée à partir de la chronique de rejets réels, en mode « meilleure estimation »

Au niveau du sol, les résultats du modèle ne montrent pas d'augmentation de la DJE liées à l'absorption de sol, ce qui traduit l'absence de phénomène d'accumulation du polluant dans la zone superficielle du sol (Figure 6). Ceci est en accord avec les données bibliographiques relatives au comportement du bore dans l'environnement qui rapportent que cet élément est fortement mobile dans les sols et est facilement entraîné par lixiviation (IPCS, 1998 ; Santé Canada, 1991). La concentration maximale dans le sol calculée avec OURSON est de 0.251 mg/kg pour la zone superficielle et de 0.477 mg/kg pour la zone de prélèvement racinaire, tandis que l'IPCS (1998) rapporte une concentration dans les sols allant de 10 à 300 mg/kg (avec une moyenne de 30 mg/kg). Cependant les concentrations en bore sont variables selon le type de sol et sa teneur en matière organique (IPCS, 1998). Les concentrations en bore dans le sol rapportées par l'IPCS ne sont donc pas nécessairement représentative de la France. Il est donc plus judicieux de se rapporter à des données locales comme celles de la Base de Données Analyse des Terres (BDAT) de l'INRA (site internet <http://gissol.orleans.inra.fr/programme/bdat/bdat.php>). Pour le canton de Chinon, la BDAT indique une concentration moyenne en bore de 0.8 mg/kg entre 1990 et 1994 (moyenne de 118 mesures) et de 0.32 mg/kg entre 1995 et 2000 (moyenne de 23 mesures). Ces teneurs sont nettement moins élevées que celles rapportées par l'IPCS (1998). Les concentrations calculées avec OURSON sont du même ordre de grandeur que les valeurs de la BDAT, mais un peu plus faible. Ceci peut s'expliquer par le fait que la modélisation a été réalisée sans prendre en compte le bruit de fond naturel en bore dans le sol.

Enfin, en ce qui concerne l'eau de la rivière, la concentration moyenne en bore calculée à l'aide d'OURSON est de 96.6 $\mu\text{g}/\text{l}$. Cette concentration est évidemment très proche de la concentration moyenne sur le bassin Loire-Bretagne (100 $\mu\text{g}/\text{l}$) rapportée par

¹⁹ Agence Pour la Recherche et l'Information en Fruits et Légumes frais

l'Agence de l'Eau Seine Normandie (2000). En effet, la modélisation a été réalisée à partir de la chronique de concentrations en bore construite en se basant sur un bruit de fond égal à cette concentration rapportée par l'Agence de l'Eau.

6.3 Discussion sur les résultats de l'évaluation des risques sanitaires

Le quotient de danger calculé par le modèle OURSON sur une simulation de 40 années d'exposition de la population aux rejets d'acide borique par le CNPE de Chinon reste toujours inférieur à 1. Ces résultats conduisent à conclure à une absence de risque sanitaire pour la population.

Cependant, **toutes les sources d'exposition ne sont pas prises en compte** par le modèle. La non prise en compte d'autres aliments (fruits, viande de porc, viande de poulet, œufs, ...) potentiellement contaminés par l'acide borique rejeté par le CNPE entraîne une sous-estimation du risque. Néanmoins, plusieurs hypothèses maximisantes ont été faites pour cette étude, notamment en considérant que tous les produits ingérés par l'homme ont été exposés au bore rejeté par le CNPE. On peut donc estimer que le fait de ne pas prendre en compte tous les aliments est compensé par l'hypothèse de contamination de tous les aliments ingérés par l'acide borique. De plus, l'exposition via les produits animaux pris en compte par le modèle (viande de bœuf, poisson et lait de vache) étant minime, on peut supposer qu'il en est de même avec les autres produits animaux du fait de la faible accumulation du bore dans ces compartiments. La littérature rapporte par contre que le bore s'accumule dans les végétaux (Santé Canada, 1991) et l'exposition pourrait donc être sous-estimée par le modèle qui ne prend pas en compte les fruits. Cependant, les arbres fruitiers n'étant pas arrosés comme le sont les légumes, la contamination des fruits devrait être minime. En effet, cette contamination n'aurait lieu que par prélèvement racinaire et serait limitée du fait des faibles concentrations en bore dans le sol. L'étude de Santé Canada (1991) rapporte d'ailleurs des concentrations dans les fruits (0.005 à 0.0005 mg/g) bien plus faibles que dans les légumes (de 0.025 à 0.05 mg/g de poids sec).

Il serait cependant souhaitable de prendre en compte davantage de compartiments via lesquels l'homme peut être exposé. Le développement prochain de l'outil OURSON, avec l'ajout de l'exposition liée à l'ingestion d'aliments produits à base de céréales (pain), par exemple, permettra d'améliorer cet aspect du modèle.

Une autre incertitude sur les résultats de l'évaluation des risques est liée au mode de calcul des concentrations ajoutées en rivière suite aux rejets du CNPE. Comme nous l'avons expliqué dans le paragraphe 3.2.1, cette donnée a été calculée à partir des mesures de concentrations dans les bâches ou dans des aliquotes mensuels, en considérant un flux nul pour les concentrations inférieures au seuil de détection. Or, le seuil de détection de 1.7 mg/l est relativement élevé. L'hypothèse d'un flux nul pour tous les rejets de concentration inférieure au seuil de détection entraîne une sous estimation des rejets et donc de l'exposition de la population et du quotient de danger. Cependant, l'évaluation des risques faite avec la chronique de rejets aux limites, construite en se basant sur le flux annuel maximal autorisé de 43 000 kg d'acide borique/an (cf paragraphe 3.2.1), aboutit également à un quotient de danger inférieur à 1. Si l'on considère une concentration égale à 1.7 mg/l pour les rejets dont la concentration mesurée est inférieure à ce seuil de détection, on obtient un flux annuel inférieur au seuil maximal autorisé. Le Tableau 11 donne un exemple des différences de flux selon le mode de calcul pour l'année 2004. L'évaluation des risques avec le scénario de rejets aux limites permet donc de se couvrir par rapport à la sous estimation des rejets réels liée au mode de calcul.

Tableau 11 : Différence de flux cumulé annuel selon le mode de calcul pour l'année 2004

Mode de calcul	Flux total annuel (kg)
Flux considéré comme nul pour $[B]_{\text{mesurée}}$ inférieure au seuil de détection	25748
Concentration prise égale à 1.7 mg/l quand $[B]_{\text{mesurée}}$ inférieure au seuil de détection	25794
Rejets aux limites	43000

L'incertitude la plus importante sur les résultats de l'évaluation des risques reste liée à la **fragilité des paramètres les plus sensibles**. Afin d'obtenir un résultat plus fiable, des études complémentaires seraient donc nécessaires en ce qui concerne le facteur de translocation maximal des légumes fruits (cf paragraphe 5). L'étude a également montré que **les taux d'irrigation ont une grande influence sur le résultat**. Il est important d'avoir une bonne connaissance de ce paramètre qui a un fort caractère régional.

Enfin, **le risque ajouté par les rejets du CNPE est négligeable par rapport au risque calculé en prenant en compte la concentration en bore en amont du CNPE**. Il faut cependant souligner que la valeur de 0.1 mg/l utilisée pour la concentration en amont du CNPE correspond à une concentration moyenne sur le bassin versant Loire-Bretagne, et non pas à un bruit de fond naturel dans l'eau, en l'absence de toute contamination. La seule valeur trouvée pour caractériser ce bruit de fond en Loire est issue de campagnes de mesures réalisées par EDF en 2004 (4 campagnes réalisées sur 9 mois, avec en moyenne 12 prélèvements par campagne). Ces campagnes ont permis de déterminer une concentration moyenne en amont du CNPE de Belleville (CNPE le plus en amont sur la Loire – cf Figure 4) de 0.031 mg/l. Cette valeur semble un peu plus élevée que les concentrations mesurées à la même période à Orléans, en aval des CNPE de Belleville et de Dampierre. Les mesures réalisées sur la Figure 3 permettent en effet d'estimer que la concentration médiane à Orléans est d'environ 0.04 mg/l. **L'ajout de bore en rivière par les rejets des CNPE ne semble donc pas très importante mais n'est pas pour autant négligeable**. De plus, la modélisation réalisée sans prendre en compte la concentration en amont du CNPE montre que le risque est significativement plus élevé avec la chronique de rejets aux limites qu'avec la chronique de rejets réels. **La réduction des rejets d'acide borique par les centrales nucléaires est donc susceptible d'avoir un impact sanitaire et environnemental** et constitue donc un enjeu important pour EDF, d'autant plus que le contexte européens évolue vers un durcissement des contraintes sur les rejets autorisés en bore.

CONCLUSION

Afin d'évaluer les risques sanitaires qu'encourt la population suite aux rejets d'acide borique en eau continentale par les centrales nucléaires, il est nécessaire d'évaluer l'exposition de la population à cette substance. Ceci nécessite l'utilisation d'un modèle multimédia afin de modéliser les transferts de ce polluant dans les différents compartiments de l'environnement. Cependant, les modèles existants ne répondent pas de façon satisfaisante aux besoins d'EDF qui a donc développé un nouvel outil de modélisation appelé OURSON (OUtil d'évaluation des Risques Sanitaires ou envirONnementaux). Cet outil présente comme principaux avantages i) d'être transparent au niveau des équations et des paramètres utilisés, ii) de pouvoir faire des calculs probabilistes en entrant les paramètres sous forme de fonctions de densité de probabilité et iii) de pouvoir étudier de façon homogène des rejets de substances variées (grâce à l'existence de différents jeux d'équations) et dans divers milieux (rivière, atmosphère, sol, ...). Il n'existe cependant pas actuellement de jeu d'équations pour des substances inorganiques telles que le bore. Mais le bore possède des propriétés physico-chimiques qui lui confèrent un comportement proche de celui des métaux lourds et la division R&D d'EDF s'est donc interrogée sur la pertinence de l'utilisation du modèle OURSON « métaux lourds » pour le bore.

Pour répondre à cette question, une évaluation quantitative des risques a été réalisée avec le modèle pour les rejets du CNPE de Chinon. Les résultats de cette étude ont montré une absence de risque sanitaire pour la population exposée à l'acide borique en aval du CNPE pendant 40 ans, le quotient de danger restant bien inférieur à 1, même après l'association d'un intervalle de confiance à 95%. De plus, le risque ajouté par les rejets du CNPE est négligeable par rapport au risque lié au bore présent en amont du CNPE. Mais la validité de ces résultats est subordonnée à la légitimité de l'utilisation du modèle OURSON « métaux lourds » pour le bore.

La pertinence du modèle a été appréciée en étudiant la cohérence des résultats (notamment la répartition des doses dans les différents compartiments) avec les données bibliographiques sur le comportement du bore dans l'environnement. Il en ressort que les équations de transfert du modèle OURSON « métaux lourds » sont pertinentes pour modéliser les transferts de bore. Cependant, les concentrations calculées à l'aide du modèle pour les différents compartiments ne sont pas toujours cohérentes avec les valeurs trouvées dans la littérature, du fait probablement d'une mauvaise estimation de certains paramètres sensibles.

La possibilité d'utiliser le modèle OURSON « métaux lourds » pour le bore est en premier lieu soumise à la disponibilité des paramètres d'entrée spécifiques au bore nécessaires au modèle. Une recherche bibliographique a donc été réalisée pour déterminer la valeur de ces paramètres. Pour certains paramètres, les données disponibles étaient rares ou mal adaptées, et parfois même inexistantes. Il a donc été nécessaire d'émettre des hypothèses, d'adapter le modèle et/ou d'utiliser des valeurs relatives aux radionucléides qui étaient disponibles. Une analyse de sensibilité sur les résultats de la modélisation a permis de juger du rôle des paramètres les plus fragiles dans le calcul du risque. Il ressort de cette étude que les paramètres liés aux transferts du bore dans les légumes fruits, notamment le rapport de translocation maximal feuilles/fruit, jouent un rôle important. Or, une seule donnée avait été trouvée dans la littérature pour ce paramètre, et même en complétant la recherche bibliographique et en traitant ensemble les données relatives aux différents types de végétaux (afin d'obtenir une valeur de meilleure estimation et une loi de distribution unique pour tous les végétaux), il s'avère que peu de données sont disponibles. Ceci implique donc de mettre en oeuvre un

programme de recherche comprenant des mesures sur le terrain ou en laboratoire afin de disposer de valeurs plus fiables pour améliorer la qualité des résultats.

Enfin, une grande partie de la dose de bore ingérée quotidiennement par l'homme est lié à l'ingestion d'eau contaminée. Le calcul de la dose journalière d'exposition liée à l'eau fait intervenir la quantité d'eau ingérée quotidiennement, et la définition d'une variable humaine d'exposition pour la consommation d'eau potable en France est loin d'être évidente. Des études sont donc actuellement menée par la division R&D d'EDF en collaboration avec l'AFSSA à ce sujet.

Bibliographie

Agence de l'Eau Seine-Normandie, 2000. Le point sur le bore. 39 p.

Agence Pour la Recherche et l'Information en Fruits et Légumes frais (APRIFEL), site internet www.aprifel.com, consulté le 23/06/2006

ATSDR, 1992 – Toxicological profile for boron and compounds. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Public Health Service, 1992

Capsis, 2005 – Valeurs de meilleure estimation et lois de distribution de paramètres du code OURSON pour l'acide borique.

Ciffroy P., Siclet F., Damois C., Luck M., and Duboudin C., 2005 – A dynamic model for assessing radiological consequences of routine releases in the Loire river : parametrisation and uncertainty/sensitivity analysis. Journal of environmental radioactivity, 83, 9-48.

Doornaert B. and Pichard A., 2006. – Valeurs toxicologiques de référence : comment choisir ? Environnement, Risques & Santé, Vol. 5, n°3, mai-juin 2006, 191-198.

Fail P.A., Chapin R.E., Price C.J., and Heindel J.J., 1998 - General, reproductive, developmental, and endocrine toxicity of boronated compounds. Reproductive toxicology, 12, 1-18.

Food Standards Agency, 2002 – Revised review of boron. Expert group on vitamins and minerals. Ref EVM/99/23/P.REVISED AUG2002.

Golaszewski G., 1996 – Rapport sur les concentrations en bore des eaux douces en France. Ministère de l'Environnement – Direction de l'eau.

Heindel J.J., Price C.J., Field E.A., Marr M.C., Myers C.B., Morrissey R.E., and Schwetz B.A., 1991 – Developmental toxicity of boric acid in mice and rats. Fundamental and Applied Toxicology 18, 266-277.

INERIS, 2001 – Les modèles multimédia pour l'évaluation des expositions liées aux émissions atmosphériques des installations classées. Rapport d'étude. Bonnard, R. 28 p.

INERIS, 2004 – Utilisation des modèles multimédias pour l'évaluation du comportement de substances organiques dans l'environnement. Le Gall, A.C. 91 p.

INERIS, 2006 – Etude d'intercompraison de modèles multimédia d'exposition. Rapport d'étude. Bonnard, R. 61 p.

International Programme on Chemical Safety (IPCS), 1998. Environmental Health Criteria 204, Boron. 201 p. World Health Organisation, Geneva, 1998

Jallut D., 1997 – Les borates dans les eaux : législation, origine, toxicité, dosage, élimination par traitement des eaux, incidences de la future directive européenne sur les eaux destinées à la consommation humaine. Thèse de l'Université Paris V pour l'obtention du diplôme d'Etat de Docteur en pharmacie. 54 p.

Maurau S., 2005 – Note de principe OURSON « Métaux lourds » - Equations des transferts de métaux dans l'environnement aquatique et terrestre. Rapport EDF-R&D LNHE HP-78/05/020/A 63 p.

Moseman, R.F., 1994 – Chemical disposition of boron in animals and humans. Environmental Health Perspectives 102, 113-117.

Nielsen F.H., 1994 – Biochemical and physiological consequences of boron deprivation in humans. Environmental Health Perspectives 102, 59-63.

NTP, 1987 – Toxicology and carcinogenesis studies of boric acid in B6CF3F₁ mice. NTP TR 324. 126 p. Research Triangle Park, North Carolina, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Institutes of Health publication No. 88-2580

OMS, 2003. Boron in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. 17 p. World Health Organisation, Geneva, 2003.

OMS, 2004 – Guidelines for drinking-water quality. Third Edition. 515 p. World Health Organisation, Geneva, 2004.

Price C.J., Strong P.L., Marr M.C., Myers C.B., and Muray F.J., 1996a – Developmental toxicity NOAEL and postnatal recovery in rats fed boric acid during gestation. Fundamental and Applied Toxicology 32, 179-193.

Price C.J., Marr M.C., Myers C.B., Seely J.C., Heindel J.J., and Schwetz B.A., 1996b – The developmental toxicity of boric acid in rabbits. Fundamental and Applied Toxicology 34, 176-187.

Santé Canada, 1991 – Le bore. Site internet santé canada : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup_appui/boron-bore/index_f.html

Tourneur I., 1994 – Le bore, origine, répartition dans les eaux, inconvénients. Thèse de l'Université Paris V pour l'obtention du diplôme d'Etat de Docteur en pharmacie. 61 p.

Volatier J.-L., 2000 – Enquête INCA individuelle et nationale sur les consommations alimentaires. 158 p. Editions Tec & Doc, 2000.

US EPA, 1997 – Exposure Factors handbook. 1193p. US EPA, Washington DC, 1997.

US EPA, 2004 – Toxicological review of boron and compounds. 114 p. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2004.

US EPA, 2004b – Estimated per capita water ingestion and body weight in the United States – An update. 521p. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2004.

Weir R.J., and Fisher R.S., 1972 – Toxicologic studies on borax and boric acid. Toxicology and Applied Pharmacology 23, 351-364.

Whorton D., Haas J., and Trent L., 1994 – Reproductive effects of inorganic borates on male employees : birth rate assessment. Environmental Health Perspectives 102, 129-132.

Woods, W. G., 1994 – An introduction to boron : history, sources, uses and chemistry. *Environmental Health Perspectives* 102, 5-11.

Bibliographie de l'étude réalisée par le bureau d'étude CAPSIS

Astier A, Baud F, Fournier A., 1988, Toxicokinetics of boron after an acute intoxication, *J Pharm Clin* 7 (special issue 2), 57-62

Baes C.F. III & Sharp R.D., A.L. Sjoreen, R.W. Shor, 1984, A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture, *Oak Ridge National Laboratory ORNL-5786*

Bai Y & Hunt CD, 1996, Absorption and distribution of boron in rats following a single oral administration of boron, *Proc North Dakota Acad Sci*, 50, 53

Banuelos G. S., Mackey B., Wu L., Zambruski S. and Akohoue S., 1995, Bioextraction of Soil Boron by Tall Fescue, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 31, 2, 110-116

Biggar JW & Fireman M, 1960, Boron adsorption and release by soils, *Soil Sci Soc Am Proc*, 24, 115-120

Bingham FT, Elseewi A, & Oertli JJ, 1970, Characteristics of boron absorption by excised barley roots, *Soil Sci Soc Am Proc*, 34, 613-617

Bingham FT, Page AL, Coleman NT, & Flach K, 1971, Boron adsorption characteristics of selected amorphous soils from Mexico and Hawaii, *Soil Sci Soc Am Proc*, 35, 546-550

Brown P.H. and Hening Hu, 1996, Phloem Mobility of Boron is Species Dependent: Evidence for Phloem Mobility in Sorbitol-rich Species, *Annals of Botany*, 77, 5, 497-506

Clark R. B., S. K. Zeto, K. D. Ritchey and V. C. Baligar, 1999, Boron accumulation by maize grown in acidic soil amended with coal combustion products, *Fuel*, 78, 2, 179-185

Eaton, F. M., 1944, Deficiency, toxicity, and accumulation of boron in plants, *J. Agric. Res.*, 69, 237-277

Elseewi A.A., I. R. Straughan and A. L. Page, 1980, Sequential cropping of fly ash-amended soils : Effects on soil chemical properties and yield and elemental composition of plants, *The Science of The Total Environment*, 15, 3, 247-259

Forbes RM & Mitchell HH, 1957, Accumulation of dietary boron and strontium in young and adult albino rats, *Arch Ind Health*, 16,489-492

Furr, A. K., T. F. Parkinson, R. A. Hinrichs, D. R. Van Campen, C. A. Bathe, W. H. Gutenmann, L. E. St. John, Jr., I. S. Pakkala, and D. J. Lisk, 1977, National survey of elements, and radioactivity in fly ashes and absorption of elements by cabbage grown in fly ash-soil mixtures. *Environ. Sci. Technol*, 11, 3, 1194-1201

Furr, A. K., T. F. Parkinson, C. L. Heffron, J. T. Reid, W. M. Haschek, W. H. Gutenmann, C. A. Bathe, L. E. St. John, Jr., and D. J. Lisk, 1978a, Elemental content of tissues and excreta of lambs, goats, and kids fed white sweet clover growing on fly ash, *J. Agric. Food Chem.*, 26, 4, 847-851

Furr A.K., Thomas F. Parkinson, Walter H. Gutenmann, Irene S. Pakkala, Donald J. Lisk, 1978b, Elemental content of vegetables, grains, and forages field-grown on fly ash amended soil, *J. Agric. Food Chem.*, 26, 2, 357-359

Furr A.K., Thomas F. Parkinson, Don C. Elfving, Walter H. Gutenmann, Irene S. Pakkala, Donald J. Lisk, 1979, Elemental content of apple, millet, and vegetables grown in pots of neutral soil amended with fly ash, *J. Agric. Food Chem.*, 27, 1, 135-138

Furr A.K., Thomas F. Parkinson, Carl A. Bache, Walter H. Gutenmann, Irene S. Pakkala, Donald J. Lisk, 1980, Multielement absorption by crops grown on soils amended with municipal sludge ashes, *J. Agric. Food Chem.*, 28, 3, 660-662

Griffin RA & Burau RG, 1974, Kinetic equilibrium studies of boron desorption from soil, *Soil Sci Soc Am Proc*, 38, 892-897

Gutenmann W.H., Irene S. Pakkala, Dorothy J. Churey, William C. Kelly, Donald J. Lisk, 1979, Arsenic, boron, molybdenum, and selenium in successive cuttings of forage crops field grown on fly ash amended soil, *J. Agric. Food Chem.*, 27, 6, 1393-1395

Hollis JF, Keren R, & Gal M, 1988, Boron release and sorption by fly ash as affected by pH and particle size, *J Environ Qual*, 17, 181-184

Jansen J.A., Andersen J., and Schou J.S., 1984, Boric acid single dose pharmacokinetics after intravenous administration to man, *Arch. Toxicol.*, 55, 64-67

Karahan S., Mürüvvet Yurdakoç, Yoldas Seki and Kadir Yurdakoç, 2006, Removal of boron from aqueous solution by clays and modified clays, *Journal of Colloid and Interface Science*, 293, 1, 36-42

Keren R, Gast RG, & Bar-Yosef B, 1981, pH-dependent boron adsorption by Na montmorillonite, *Soil Sci Soc Am J*, 45, 45-48

Keren R & Mezuman U, 1981, Boron adsorption by clay minerals using a phenomenological equation, *Clays Clay Miner*, 29, 198-204

Ku WW, Chapin RE, Moseman RF, Brink RE, Pierce KD, & Adams KY, 1991, Tissue disposition of boron in Fischer rats, *Toxicol Appl Pharmacol*, 111, 145-151

Lehto T., 1995, Boron retention in limed forest mor, *Forest Ecology and Management*, 78, 1-3, 11-20

Marzadori C, Antisari LV, Ciavatta C, & Sequi P, 1991, Soil organic matter influence on adsorption and desorption of boron, *Soil Sci Soc Am J*, 55, 1582-1585

Matsi T. and V. Z. Keramidas, 1999, Fly ash application on two acid soils and its effect on soil salinity, pH, B, P and on ryegrass growth and composition, *Environmental Pollution*, 104, 1, 107-112

Moseman R.F., 1994, Chemical Disposition of Boron in Animals and Humans, *Environ. Health Perspect.*, 102 (Suppl 7), 113-117

Ng, Y. C., C. S. Colsher, D. J. Quinn, and S. E. Thompson, 1977, Transfer Coefficients for the Predictions of Dose to Man Via the Forage-Cow-Milk Pathway from Radionuclides Released to the Biosphere, *Lawrence Livermore Laboratory. UCRL-51939*

Owen EC, 1944, The excretion of borate by the dairy cow, *J Dairy Res*, 13, 243-248

Pfeiffer CC, Hallman LF, Gersh I, 1945, Boric acid ointment, *JAMA*, 128, 266-274

Price N.O., W. N. Linkous, R. W. Enge, 1955, Nutrients in Soils and Plants, Minor Element Content of Forage Plants and Soils, *J. Agric. Food Chem.*, 3, 3, 226-229

Rhoades JD, Ingvalson RD, & Hatcher JT, 1970, Adsorption of boron by ferromagnesium minerals and magnesium hydroxide, *Soil Sci Soc Am Proc*, 34, 938-941

Rosen C.J., Daniel Olson, Peter M. Bierman, 1994, Swiss Chard and Alfalfa Responses to Soils Amended with Municipal Solid Waste Incinerator Ash : Growth and Elemental Composition, *J. Agric. Food Chem.*, 42, 6, 1361-1368

Saiki MK, Jennings MR, & Brumbaugh WG, 1993, Boron, molybdenum, and selenium in aquatic food chains from the lower San Joaquin River and its tributaries, *California. Arch Environ Contam Toxicol*, 24, 307-319

Sakata M., 1987, Relationship between adsorption of arsenic(III) and boron by soil and soil properties, *Environ. Sci. Technol.*, 21, 11, 1126-1130

Shani U, Dudley LM, & Hanks RJ, 1992, Model of boron movement in soils, *Soil Sci Soc Am J*, 56, 1365-1370

Shann J.R. and Domy C. Adriano, 1988, The chronic exposure of selected crop species to boron aerosols, *Environmental and Experimental Botany*, 28, 4, 289-299

Singh M., 1971, Equilibrium adsorption of boron in soils and clay, *Geoderma*, 5, 3, 209-217

Singh B. and N.S. Randhawa, 1977, Distribution of boron in soil, water and plant samples of Malerkotla block of Sangrur district, *J Indian Soc Soil Sci*, 25, 47-53

Sloan J. J., R. H. Dowdy, M. S. Dolan and G. W. Rehm, 1999, Plant and soil responses to field-applied flue gas desulfurization residue, Plant and soil responses to field-applied flue gas desulfurization residue, *Fuel*, 78, 2, 169-174

Spivack A. J., M. R. Palmer and J. M. Edmond, 1987, The sedimentary cycle of the boron isotopes, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 51, 7, 1939-1949

Smith G. S. and C. J. Clark, 1989, Effect of excess boron on yield and post-harvest storage of kiwifruit, *Scientia Horticulturae*, 38, 1-2, 105-115

Suloway JJ, Roy WR, Skelly TM, Dickerson DR, Schuller RM, & Griffin RA, 1983, Chemical and toxicological properties of coal fly ash, *Environmental Geology Notes 105*, Champaign, Illinois, Illinois State Geological Survey, NTIS PB84-116110

Thompson JAJ, Davis JC, & Drew RE, 1976, Toxicity, uptake and survey studies of boron in the marine environment, *Water Res*, 10, 869-875

Tolle D.A. and Mickey F. Arthur, Peter Van Voris, 1983, Microcosm/field comparison of trace element uptake in crops grown in fly ash-amended soil, *The Science of The Total Environment*, 31, 3, 243-261

Tsui PTP & McCart PJ, 1981, Chlorinated hydrocarbon residues and heavy metals in several fish species from the Cold Lake area in Alberta, *Canada. Int J Environ Anal Chem*, 10, 277-285

Wild A. and A. Mazaheri, 1979, Prediction of the leaching rate of boric acid under field conditions, *Geoderma*, 22, 2, 127-136

Wierenga PJ, van Genuchten MTH, & Boyle FW, 1975, Transfer of boron and tritiated water through sandstone, *J Environ Qual*, 4, 83-87

Wong J. W. C., and D. C. Su, 1997, The growth of *Agropyron elongatum* in an artificial soil mix from coal fly ash and sewage sludge, *Bioresource Technology*, 59, 1, 57-62

Liste des annexes

Annexe 1 : Liste des données d'entrée nécessaires au modèle	I
Annexe 2 : Valeurs des paramètres non spécifiques au bore utilisées pour l'étude	VI
Annexe 3 : Valeurs des paramètres spécifiques au bore utilisées pour l'étude	XVII

Annexe 1 : Liste des données d'entrée nécessaires au modèle OURSON

Paramètres sous forme de chroniques

- Chronique des concentrations totales dans l'eau sur le tronçon étudié
 $C_{riv,j}$ ($j=1$, nb total de jours de calcul) (en $\mu\text{g.m}^3$)
- Chronique des débits journaliers
 D_j ($j=1$, nb total de jours de calcul) (en $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)
- Chronique des évapotranspirations potentielles
 ETP_j ($j=1$, nb total de jours de calcul) (en m.j^{-1})
- Chronique des précipitations
 PP_j ($j=1$, nb total de jours de calcul) (en m.j^{-1})
- Chroniques des taux d'irrigation pour les légumes potagers ($v_i=4, 5, 6$)
 $Q_{irr\ v_i,n}$: taux d'irrigation au pas de temps n pour le végétal v_i (m.j^{-1})
- Chroniques des taux d'irrigation pour les grandes cultures ($v_i=1, 2, 3$) (si option calcul préliminaire non choisie)
 $Q_{irr\ v_i,n}$: taux d'irrigation au pas de temps n pour le végétal v_i (m.j^{-1})

- $K_{C_{maïs,n}}$: coefficient cultural du maïs au pas de temps n (-)
- $K_{C_{céréales,n}}$: coefficient cultural des céréales au pas de temps n (-)
- $K_{C_{herbe,n}}$: coefficient cultural de l'herbe au pas de temps n (-)

- $Q_{eau,vache,n}$: quantité journalière d'eau ingérée par une vache laitière au pas de temps n ($\text{m}^3.\text{j}^{-1}$)
- $Q_{herbe,vache,n}$: quantité journalière d'herbe ingérée par une vache laitière au pas de temps n (kg MS.j^{-1})
- $Q_{foin,vache,n}$: quantité journalière de foin ingérée par une vache laitière au pas de temps n (kg MS.j^{-1})
- $Q_{maïs,vache,n}$: quantité journalière de maïs ensilage ingérée par une vache laitière au pas de temps n (kg MS.j^{-1});
- $Q_{air,vache,n}$: quantité journalière d'air respirée par une vache laitière au pas de temps n ($\text{m}^3.\text{j}^{-1}$)
- $Q_{eau,boeuf,n}$: quantité journalière d'eau ingérée par un bœuf au pas de temps n ($\text{m}^3.\text{j}^{-1}$)
- $Q_{herbe,boeuf,n}$: quantité journalière d'herbe ingérée par un bœuf au pas de temps n (kg MS.j^{-1})
- $Q_{foin,boeuf,n}$: quantité journalière de foin ingérée par un bœuf au pas de temps n (kg MS.j^{-1})
- $Q_{maïs,boeuf,n}$: quantité journalière de maïs ensilage ingérée par un bœuf au pas de temps n (kg MS.j^{-1})
- $Q_{air,boeuf,n}$: quantité journalière d'air respirée par un bœuf au pas de temps n ($\text{m}^3.\text{j}^{-1}$)

Paramètres communs certains

- ρ : masse volumique de l'eau (1000 kg.m^{-3});
- g : accélération de la pesanteur (9.8 m.s^{-2}).

Paramètres communs incertains

➤ Paramètres rivière

- l : largeur de la rivière au point étudié (m);
- h : hauteur d'eau au point étudié (m);
- a : 1^{er} paramètre de calage de la relation MES-Débit
- b : 2^{ème} paramètre de calage de la relation MES-Débit
- n_{Ma} : coefficient de friction de Manning (s.m^{-3})

ANNEXE 1 (suite)

- W_c : vitesse de chute des particules ($m \cdot j^{-1}$) ;
- t_d : tension de cisaillement critique de dépôt (Pa) ;
- e : taux d'érosion ($g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$) ;
- t_r : tension de cisaillement critique de remise en suspension (Pa) ;
- K_d : coefficient de distribution dans l'eau ($m \cdot g^{-1}$) ;
- $?_{bio,p}$: constante d'élimination biologique du poisson (1) ;
- B_p : coefficient de transfert eau-poisson ($m \cdot kg^{-1}$ frais).

➤ Paramètres sol et nappe

- h_{sol} : profondeur de la zone cultivable du sol (m) ;
- $K_{d,sol}$: coefficient de distribution du métal dans le sol ($m \cdot kg^{-1}$) ;
- $?_{sol}$: densité apparente du sol ($kg \cdot m^{-3}$) ;
- h_{lab} : profondeur de labour (m) ;
- h_{ss} : profondeur de la zone superficielle du sol (m) ;
- Q_{er} : taux moyen d'érosion ($kg \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$) ;
- K_{res} : constante d'équilibre sol-air ($m^2 \cdot sol \cdot m^{-3} \cdot air$) ;
- H : hauteur totale de la zone non saturée (m) ;
- D_e : coefficient de dispersion dans la zone non saturée du sol ($m^2 \cdot s^{-1}$) ;
- f : porosité de la nappe (-) ;
- $?_{cc}$: taux d'humidité à la capacité au champ ($m \cdot \text{eau} \cdot m^{-3} \cdot sol$) ;
- $?_{fl}$: taux d'humidité au point de flétrissement ($m \cdot \text{eau} \cdot m^{-3} \cdot sol$) ;
- CN : nombre de courbes (-).

➤ Paramètres pratiques agricoles

- $Q_{irr,maïs,pass}$: quantité d'eau d'irrigation par passage pour le maïs (m) (*si option calcul préliminaire choisie*) ;
- $Q_{irr,cér,pass}$: quantité d'eau d'irrigation par passage pour les céréales (m) (*si option calcul préliminaire choisie*) ;
- $Q_{irr,herbe,pass}$: quantité d'eau d'irrigation par passage pour l'herbe (m) (*si option calcul préliminaire choisie*) ;
- $tréc,maïs$: date de récolte du maïs ;
- $t_{germ,maïs}$: date de germination du maïs ;
- $tréc,cér$: date de récolte des céréales ;
- $t_{germ,cér}$: date de germination des céréales ;
- $tréc,herbe,1$: date de récolte de l'herbe pour le 1^{er} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{germ,herbe,1}$: date de germination de l'herbe pour le 1^{er} cycle de plantation de l'année ;
- $tréc,herbe,2$: date de récolte de l'herbe pour le 2^{ème} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{germ,herbe,2}$: date de germination de l'herbe pour le 2^{ème} cycle de plantation de l'année ;
- $tréc,herbe,3$: date de récolte de l'herbe pour le 3^{ème} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{germ,herbe,3}$: date de germination de l'herbe pour le 3^{ème} cycle de plantation de l'année ;
- $tréc,lég_feui,1$: date de récolte des légumes feuilles pour le 1^{er} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{germ,lég_feui,1}$: date de germination des légumes feuilles pour le 1^{er} cycle de plantation de l'année ;
- $tréc,lég_feui,2$: date de récolte des légumes feuilles pour le 2^{ème} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{germ,lég_feui,2}$: date de germination des légumes feuilles pour le 2^{ème} cycle de plantation de l'année ;
- $tréc,lég_feui,3$: date de récolte des légumes feuilles pour le 3^{ème} cycle de plantation de l'année ;

ANNEXE 1 (suite)

- $t_{\text{germ,lég_feui},3}$: date de germination des légumes feuilles pour le 3^{ème} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{\text{rec,lég_fr},1}$: date de récolte des légumes fruits pour le 1^{er} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{\text{germ,lég_fr},1}$: date de germination des légumes fruits pour le 1^{er} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{\text{rec,lég_fr},2}$: date de récolte des légumes fruits pour le 2^{ème} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{\text{germ,lég_fr},2}$: date de germination des légumes fruits pour le 2^{ème} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{\text{rec,lég_fr},3}$: date de récolte des légumes fruits pour le 3^{ème} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{\text{germ,lég_fr},3}$: date de germination des légumes fruits pour le 3^{ème} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{\text{rec,lég_rac},1}$: date de récolte des légumes racines pour le 1^{er} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{\text{germ,lég_rac},1}$: date de germination des légumes racines pour le 1^{er} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{\text{rec,lég_rac},2}$: date de récolte des légumes racines pour le 2^{ème} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{\text{germ,lég_rac},2}$: date de germination des légumes racines pour le 2^{ème} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{\text{rec,lég_rac},3}$: date de récolte des légumes racines pour le 3^{ème} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{\text{germ,lég_rac},3}$: date de germination des légumes racines pour le 3^{ème} cycle de plantation de l'année ;
- $t_{\text{lab,maïs}}$: date de labour du maïs ;
- $t_{\text{lab,cér}}$: date de labour des céréales ;
- $t_{\text{lab,herbe}}$: date de labour de l'herbe ;
- $t_{\text{lab,lég_feui}}$: date de labour des légumes feuilles ;
- $t_{\text{lab,lég_fr}}$: date de labour des légumes fruits ;
- $t_{\text{lab,lég_rac}}$: date de labour des légumes racines ;
- $\text{Surf}_{\text{maïs}}$: pourcentage de la surface des terres de grandes cultures occupé par le maïs (-) ;
- $\text{Surf}_{\text{cér}}$: pourcentage de la surface des terres de grandes cultures occupé par les céréales (-) ;
- $\text{Surf}_{\text{herbe}}$: pourcentage de la surface des terres de grandes cultures occupé par l'herbe (-) ;
- $\text{Surf}_{\text{lég_rac}}$: pourcentage de la surface des potagers occupé par les légumes racines (-) ;
- $\text{Surf}_{\text{lég_fr}}$: pourcentage de la surface des potagers occupé par légumes fruits(-) ;
- $\text{Surf}_{\text{lég_feuille}}$: pourcentage de la surface des potagers occupé par légumes feuilles (-) ;
- Surf_{gc} : pourcentage de la surface agricole occupée par des grandes cultures (-) ;
- Surf_{pot} : pourcentage de la surface agricole occupée par des potagers (-) ;
- ? : fraction de l'eau d'irrigation provenant de la rivière (-).

➤ Paramètres végétaux

- $?_w$: constante de perte par action du climat à la surface des feuilles (j^{-1}) ;
- m_v^p : coefficient d'interception foliaire de la phase dissoute ($m^2\text{sol}\cdot\text{kg}^{-1}\text{MS}$) ;
- $B_{\text{rec,maïs}}$: biomasse aérienne à la récolte du maïs ($\text{kg MS}\cdot\text{m}^{-2}\text{sol}$) ;
- $B_{\text{rec,cér}}$: biomasse aérienne à la récolte des céréales ($\text{kg MS}\cdot\text{m}^{-2}\text{sol}$) ;
- $B_{\text{rec,herbe}}$: biomasse aérienne à la récolte de l'herbe ($\text{kg MS}\cdot\text{m}^{-2}\text{sol}$) ;
- $B_{\text{rec,lég_feuille}}$: biomasse aérienne à la récolte des légumes feuilles ($\text{kg MS}\cdot\text{m}^{-2}\text{sol}$) ;
- $B_{\text{rec,lég_fr}}$: biomasse aérienne à la récolte des légumes fruits ($\text{kg MS}\cdot\text{m}^{-2}\text{sol}$) ;
- $B_{\text{rec,lég_rac}}$: biomasse aérienne à la récolte des légumes racines ($\text{kg MS}\cdot\text{m}^{-2}\text{sol}$) ;

ANNEXE 1 (suite)

- $f_{tr,maïs}^{max}$: rapport de translocation maximal du maïs (-);
- $b_{tr,maïs}$: pente d'évolution cinétique du rapport de translocation du maïs (j^{-2});
- $\delta t_{tr,maïs}^{max}$: nombre de jours avant la récolte où le rapport de translocation maximal du maïs est atteint (j) ;
- $f_{tr,cér}^{max}$: rapport de translocation maximal des céréales (-);
- $b_{tr,cér}$: pente d'évolution cinétique du rapport de translocation des céréales (j^{-2});
- $\delta t_{tr,cér}^{max}$: nombre de jours avant la récolte où le rapport de translocation maximal des céréales est atteint (j) ;
- $f_{tr,lég_fr}^{max}$: rapport de translocation maximal des légumes fruits (-);
- $b_{tr,lég_fr}$: pente d'évolution cinétique du rapport de translocation des légumes fruits (j^{-2});
- $\delta t_{tr,lég_fr}^{max}$: nombre de jours avant la récolte où le rapport de translocation maximal des légumes fruits est atteint (j)
- $f_{tr,lég_rac}^{max}$: rapport de translocation maximal des légumes racines (-);
- $b_{tr,lég_rac}$: pente d'évolution cinétique du rapport de translocation des légumes racines (j^{-2});
- $\delta t_{tr,lég_rac}^{max}$: nombre de jours avant la récolte où le rapport de translocation maximal des légumes racines est atteint (j) ;
- m_v^p : coefficient d'interception foliaire de la phase particulière ($m^2 \text{sol} \cdot \text{kg}^{-1} \text{MS}$) ;
- $B_{v,maïs}$: facteur de transfert sol-plante du maïs ($\text{kg sol sec} \cdot \text{kg}^{-1} \text{végétal sec}$) ;
- $B_{v,cér}$: facteur de transfert sol-plante des céréales ($\text{kg sol sec} \cdot \text{kg}^{-1} \text{végétal sec}$) ;
- $B_{v,herbe}$: facteur de transfert sol-plante de l'herbe ($\text{kg sol sec} \cdot \text{kg}^{-1} \text{végétal sec}$) ;
- $B_{v,lég_feuil}$: facteur de transfert sol-plante des légumes feuilles ($\text{kg sol sec} \cdot \text{kg}^{-1} \text{végétal sec}$) ;
- $B_{v,lég_fr}$: facteur de transfert sol-plante des légumes fruits ($\text{kg sol sec} \cdot \text{kg}^{-1} \text{végétal sec}$) ;
- $B_{v,lég_rac}$: facteur de transfert sol-plante des légumes racines ($\text{kg sol sec} \cdot \text{kg}^{-1} \text{végétal sec}$) ;
- $Y_{maïs,réc}$: rendement de la culture à la récolte du maïs ($\text{kg végétal sec} \cdot \text{m}^{-2} \text{sol}$) ;
- $Y_{cér,réc}$: rendement de la culture à la récolte des céréales ($\text{kg végétal sec} \cdot \text{m}^{-2} \text{sol}$) ;
- $Y_{lég_feuil,réc}$: rendement de la culture à la récolte des légumes feuilles ($\text{kg végétal sec} \cdot \text{m}^{-2} \text{sol}$) ;
- $Y_{lég_fr,réc}$: rendement de la culture à la récolte des légumes fruits ($\text{kg végétal sec} \cdot \text{m}^{-2} \text{sol}$) ;
- $Y_{lég_rac,réc}$: rendement de la culture à la récolte des légumes racines ($\text{kg végétal sec} \cdot \text{m}^{-2} \text{sol}$) ;
- $\tau_{maïs}$: teneur en eau du maïs (-) ;
- $\tau_{cér}$: teneur en eau des céréales (-) ;
- $\tau_{lég_feuil}$: teneur en eau des légumes feuilles (-) ;
- $\tau_{lég_fr}$: teneur en eau des légumes fruits (-) ;
- $\tau_{lég_rac}$: teneur en eau des légumes racines (-).

➤ Paramètres animaux

- : constante d'élimination biologique du lait de vache ($j_{vache_lait,bio} \cdot \text{d}^{-1}$);
- : constante d'élimination biologique de la viande de bœuf ($j_{boeuf_viande,bio} \cdot \text{d}^{-1}$);
- : coefficient de transfert vers le lait de vache ($j \cdot \text{kg}_{vache_lait} \cdot \text{F}^{-1}$) ;
- : coefficient de transfert vers la viande de boeuf ($j \cdot \text{kg}_{boeuf_viande} \cdot \text{F}^{-1}$) ;
- : ratio d'ingestion sol-pâture ($\text{kg sol} \cdot \text{kg}_{herbe/sol} \cdot \text{X}^{-1} \text{MS herbe}$).

ANNEXE 1 (suite)

➤ Paramètres pratiques de l'homme

- $Q_{\text{eau},j}$: quantité quotidienne d'eau ingérée par l'homme ($\text{m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$);
- $Q_{\text{poisson},j}$: quantité quotidienne de poisson ingérée par l'homme ($\text{kg frais} \cdot \text{j}^{-1}$);
- $Q_{v4,j}$: quantité quotidienne de légumes feuilles ingérée par l'homme ($\text{kg frais} \cdot \text{j}^{-1}$);
- $Q_{v5,j}$: quantité quotidienne de légumes fruits ingérée par l'homme ($\text{kg frais} \cdot \text{j}^{-1}$);
- $Q_{v6,j}$: quantité quotidienne de légumes racines ingérée par l'homme ($\text{kg frais} \cdot \text{j}^{-1}$);
- $Q_{a1,j}$: quantité quotidienne de lait ingérée par l'homme ($\text{l} \cdot \text{j}^{-1}$);
- $Q_{a2,j}$: quantité quotidienne de viande de bœuf ingérée par l'homme ($\text{kg frais} \cdot \text{j}^{-1}$);
- $Q_{\text{sol},j}$: quantité quotidienne de sol ingérée par l'homme ($\text{kg sec} \cdot \text{j}^{-1}$);
- $Q_{\text{séd},j}$: quantité quotidienne de sédiment ingérée par l'homme ($\text{kg sec} \cdot \text{j}^{-1}$);
- $?_m$: fraction de l'eau de boisson provenant de l'eau de rivière (-);
- P_{corp} : poids corporel (kg);
- F : fréquence ou taux d'exposition (-);
- $\text{VTR}_{d,\text{ing}}$: Valeur toxicologique de référence, effet toxique à seuil, voie orale ($\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$);
- $\text{VTR}_{d,\text{inh}}$: Valeur toxicologique de référence, effet toxique à seuil, inhalation ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^3$);
- T : durée d'exposition (années);
- $_mT$: période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée, conventionnellement la vie entière (années);
- $\text{ERU}_{0,\text{ing}}$: excès de risque unitaire par voie orale, effet toxique sans seuil ($\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$);
- $\text{ERU}_{0,\text{inh}}$: excès de risque unitaire par inhalation, effet toxique sans seuil ($\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$).

Annexe 2 : Valeurs des paramètres non spécifiques au bore utilisées pour l'étude

Nom du paramètre	Notation	Unité	Valeur de meilleure estimation	Loi de distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références bibliographiques
Paramètres rivière								
largeur de la rivière au point étudié	l	m	316					Etude EDF
hauteur d'eau au point étudié	h	m	1.9					Etude EDF
1 ^{er} paramètre de calage de la relation MES-Débit	a	-	0.003	Log normale	0.004	0.00205		Ciffroy et al., 2005 d'après Luck, 2001
2 ^{ème} paramètre de calage de la relation MES-Débit	b	-	1.41	Normale	1.47	1.35		Ciffroy et al., 2005 d'après Luck, 2001
coefficient de friction de Manning	nMa	s.m ⁻³	0.045	Normale	0.07	0.02		Ciffroy et al., 2005 d'après Luck, 2001 ; Siclet, 2002
vitesse de chute des particules	Wc	m.j ⁻¹	3.5	Log normale	35	0.35		Ciffroy et al., 2005
tension de cisaillement critique de dépôt	τ_d	Pa	0.3	Log triangulaire	0.4	0.05		Ciffroy et al., 2005
taux d'érosion	e	g.m ⁻² .j ⁻¹	100000	Log triangulaire	100000	250		Ciffroy et al., 2005
tension de cisaillement critique de remise en suspension	τ_r	Pa	4	Log triangulaire	4	0.1		Ciffroy et al., 2005
Paramètres sol et nappe								
profondeur de la zone cultivable du sol	hsol	m	1	Uniforme	1.4	0.6		Ciffroy et al., 2005

Nom du paramètre	Notation	Unité	Valeur de meilleure estimation	Loi de distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références bibliographiques
densité apparente du sol	ρ_{sol}	kg.m^{-3}	1400	Uniforme	1800	1000		Ciffroy et al., 2005 d'après Soltner, 1994
profondeur de labour	h_{lab}	m	0.225	uniforme	0.3	0.15		Ciffroy et al., 2005 d'après Soltner, 1994
profondeur de la zone superficielle du sol	h_{ss}	m	0.0055	Uniforme	0.01	0.001		Ciffroy et al., 2005 d'après Whicker and Kirchner, 1987; Müller and Pröhl, 1993; Abbott and Rood, 1994; Simmons et al, 1995
taux moyen d'érosion	Q_{er}	$\text{kg.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	0.0000775 ($7.75.10^{-5}$)	LogUniform	0.002	0.000003 (3.10^{-6})	Données issues de plusieurs rivières européennes	Ciffroy et al., 2005 d'après Soltner, 1995
constante d'équilibre sol-air	K_{res}	$\text{m}^2 \text{ sol.m}^{-3} \text{ air}$	$2.6.10^{-8}$	Log normal	4.10^{-7}	$1.7.10^{-9}$	Données collectées après l'incident de Tchernobyl	Ciffroy et al., 2005 d'après Garland et al, 1992
hauteur totale de la zone non saturée	H	m	7.5	Uniforme	10	5		Cavereau , 2005
coefficient de dispersion dans la zone non saturée du sol	D_e	$\text{m}^2.\text{s}^{-1}$	0.1					Cavereau , 2005
porosité de la nappe	ϕ	-	0.3					Cavereau , 2005
taux d'humidité à la capacité au champ	θ_{cc}	$\text{m}^3 \text{ eau.m}^{-3} \text{ sol}$	0.34	uniforme	0.47	0.22	Catégorie « tous types de sols »	Ciffroy et al., 2005 d'après Baes and Sharp, 1983
taux d'humidité au point de flétrissement	θ_{fl}	$\text{m}^3 \text{ eau.m}^{-3} \text{ sol}$	0.165	uniforme	0.27	0.06	Catégorie « tous types de sols »	

Nom du paramètre	Notation	Unité	Valeur de meilleure estimation	Loi de distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références bibliographiques
nombre de courbe ²	CN	-	75	Uniforme	90	60	Terres agricoles avec sol nu, pâtures et cultures	Ciffroy et al., 2005
Paramètres pratiques agricoles								
quantité d'eau d'irrigation par passage pour le maïs	$Q_{irr,maïs,pass}$	m	0.035	uniforme	0.04	0.03		Chambre d'Agriculture d'Indre et Loire, communication personnelle
quantité d'eau d'irrigation par passage pour les céréales	$Q_{irr,cér,pass}$	m	0					
quantité d'eau d'irrigation par passage pour l'herbe	$Q_{irr,herbe,pass}$	m	0					
date de récolte du maïs	$t_{rec,maïs}$		255				16 sept	
date de germination du maïs	$t_{germ,maïs}$		125				07 mai	
date de récolte des céréales (blé d'hiver)	$t_{rec,cér}$		205				27 juillet	
date de germination des céréales (blé d'hiver)	$t_{germ,cér}$		1				Normalement 16 octobre	
date de récolte de l'herbe pour le 1 ^{er} cycle de plantation de l'année	$t_{rec,herbe,1}$		115				Herbe ensilage 27 avril	Chambre d'Agriculture d'Indre et Loire, communication personnelle
date de germination de l'herbe pour le 1 ^{er} cycle de plantation de l'année	$t_{germ,herbe,1}$		1				Normalement 6 sept	

Nom du paramètre	Notation	Unité	Valeur de meilleure estimation	Loi de distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références bibliographiques
date de récolte de l'herbe pour le 2 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{rec,herbe},2}$		165				foin 17 juin	
date de germination de l'herbe pour le 2 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{germ,herbe},2}$		116				31 avril	
date de récolte de l'herbe pour le 3 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{rec,herbe},3}$							
date de germination de l'herbe pour le 3 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{germ,herbe},3}$							
date de récolte des légumes feuilles pour le 1 ^{er} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{rec,lég_feui},1}$		135				Laitue 17 mai	
date de germination des légumes feuilles pour le 1 ^{er} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{germ, lég_feui},1}$		75				17 mars	
date de récolte des légumes feuilles pour le 2 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{rec, lég_feui},2}$		360				Poireau 1 ^{er} janvier	Chambre d'Agriculture d'Indre et Loire, communication personnelle
date de germination des légumes feuilles pour le 2 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{germ, lég_feui},2}$		240				1 ^{er} sept	

Nom du paramètre	Notation	Unité	Valeur de meilleure estimation	Loi de distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références bibliographiques
date de récolte des légumes feuilles pour le 3 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{rec, lég_feui},3}$							Chambre d'Agriculture d'Indre et Loire, communication personnelle
date de germination des légumes feuilles pour le 3 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{germ, lég_fr},3}$							
date de récolte des légumes fruits pour le 1 ^{er} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{rec, lég_fr},1}$		240				melons 1 ^{er} sept	
date de germination des légumes fruits pour le 1 ^{er} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{germ, lég_fr},1}$		135				17 mai	
date de récolte des légumes fruits pour le 2 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{rec, lég_fr},2}$							
date de germination des légumes fruits pour le 2 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{germ, lég_fr},2}$							
date de récolte des légumes fruits pour le 3 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{rec, lég_fr},3}$							

Nom du paramètre	Notation	Unité	Valeur de meilleure estimation	Loi de distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références bibliographiques
date de germination des légumes fruits pour le 3 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{germ, lég_fr,3}}$							
date de récolte des légumes racines pour le 1 ^{er} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{rec,lég_rac,1}}$		135				Asperges 17 mai	
date de germination des légumes racines pour le 1 ^{er} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{germ, lég_rac,1}}$		75				17 mars	
date de récolte des légumes racines pour le 2 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{rec, lég_rac,2}}$		285				Céleris-raves 16 octobre	
date de germination des légumes racines pour le 2 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{germ, lég_rac,2}}$		136				18 mai	
date de récolte des légumes racines pour le 3 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{rec, lég_rac,3}}$							Chambre d'Agriculture d'Indre et Loire, communication personnelle
date de germination des légumes racines pour le 3 ^{ème} cycle de plantation de l'année	$t_{\text{germ, lég_rac,3}}$							

Nom du paramètre	Notation	Unité	Valeur de meilleure estimation	Loi de distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références bibliographiques
date de labour du maïs	$t_{lab,maïs}$		100				12 avril	
date de labour des céréales	$t_{lab,cér}$		275				6 octobre	
date de labour de l'herbe	$t_{lab,herbe}$		230				22 août	
date de labour des légumes feuilles	$t_{lab,lég_feui}$		165				17 juin (labour poireaux)	
date de labour des légumes fruits	$t_{lab,lég_fr}$		315				16 nov	
date de labour des légumes racines	$t_{lab,lég_rac}$							
pourcentage de la surface des terres de grandes cultures occupé par le maïs	$Surf_{maïs}$		4.1				Données département 37	Agreste 1989-2005
pourcentage de la surface des terres de grandes cultures occupé par les céréales	$Surf_{cér}$		62.4				Données département 37	Agreste 1989-2005
pourcentage de la surface des terres de grandes cultures occupé par l'herbe	$Surf_{herbe}$		9.5				Données département 37	Agreste 1989-2005
pourcentage de la surface des potagers occupé par les légumes racines	$Surf_{lég_rac}$		3.5				Données département 37	Agreste 2005 (que 2005 car culture de 300 ha de melon alors que de 1989 à 2004

Nom du paramètre	Notation	Unité	Valeur de meilleure estimation	Loi de distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références bibliographiques
pourcentage de la surface des potagers occupé par légumes fruits	Surf _{lég_fr}		1.5				Données département 37	seulement quelques ha de concombres)
pourcentage de la surface des potagers occupé par légumes feuilles	Surf _{lég_feuil}		95				Données département 37	
pourcentage de la surface agricole occupée par des grandes cultures	Surf _{gc}		87.7				Données département 37	Agreste 1989-2005
pourcentage de la surface agricole occupée par des potagers	Surf _{pot}		0.2				Données département 37	Agreste 1989-2005
fraction de l'eau d'irrigation provenant de la rivière	χ		1				Hyp : toute l'eau d'irrigation vient de la rivière	
Paramètres végétaux								
biomasse aérienne à la récolte du maïs	B _{rec,maïs}	kg MS.m ⁻² sol	1.4	uniforme	1.6	1.2		Ciffroy et al., 2005 d'après Soltner 1990
biomasse aérienne à la récolte des céréales	B _{rec,cér}	kg MS.m ⁻² sol	1.2	uniforme	1.4	1		Ciffroy et al., 2005 d'après Soltner 1990
biomasse aérienne à la récolte de l'herbe	B _{rec,herbe}	kg MS.m ⁻² sol	0.9	uniforme	1	0.8		Ciffroy et al., 2005 d'après Soltner 1990
biomasse aérienne à la récolte des légumes feuilles	B _{rec,lég_feuil}	kg MS.m ⁻² sol	0.9	uniforme	1	0.8		Ciffroy et al., 2005 d'après Soltner 1990
biomasse aérienne à la récolte des légumes fruits	B _{rec,lég_fr}	kg MS.m ⁻² sol	0.775	uniforme	0.8	0.75		Ciffroy et al., 2005 d'après Soltner 1990

Nom du paramètre	Notation	Unité	Valeur de meilleure estimation	Loi de distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références bibliographiques
biomasse aérienne à la récolte des légumes racines	$B_{\text{réc, lég_rac}}$	kg MS.m ⁻² sol	0.9	uniforme	1	0.8		Ciffroy et al., 2005 d'après Soltner 1990
rendement de la culture à la récolte du maïs	$Y_{\text{maïs, réc}}$	kg végétal sec.m ⁻² sol	0.7	triangulaire	1	0.4		Ciffroy et al., 2005 d'après Soltner, 1990 ; Anonymous, 2002
rendement de la culture à la récolte des céréales	$Y_{\text{cér, réc}}$	kg végétal sec.m ⁻² sol	0.75	triangulaire	1.2	0.3		Ciffroy et al., 2005 d'après Soltner, 1990 ; Anonymous, 2002
rendement de la culture à la récolte des légumes feuilles	$Y_{\text{lég_feuille, réc}}$	kg végétal sec.m ⁻² sol	0.3	triangulaire	0.6	0.06		Ciffroy et al., 2005 d'après Soltner, 1990 ; Anonymous, 2002
rendement de la culture à la récolte des légumes fruits	$Y_{\text{lég_fr, réc}}$	kg végétal sec.m ⁻² sol	0.06	triangulaire	0.1	0.01		Ciffroy et al., 2005 d'après Soltner, 1990 ; Anonymous, 2002
rendement de la culture à la récolte des légumes racines	$Y_{\text{lég_rac, réc}}$	kg végétal sec.m ⁻² sol	0.6	triangulaire	1.2	0.2		Ciffroy et al., 2005 d'après Soltner, 1990 ; Anonymous, 2002
teneur en eau du maïs	$\tau_{\text{maïs}}$	-	0.5	uniforme	0.6	0.4		Ciffroy et al., 2005 d'après IAEA, 1994
teneur en eau des céréales	$\tau_{\text{cér}}$	-	0.125	uniforme	0.2	0.05		
teneur en eau des légumes feuilles	$\tau_{\text{lég_feuille}}$	-	0.9	uniforme	0.95	0.85		
teneur en eau des légumes fruits	$\tau_{\text{lég_fr}}$	-	0.775	uniforme	0.85	0.7		
teneur en eau des légumes racines	$\tau_{\text{lég_rac}}$	-	0.775	uniforme	0.85	0.7		

Nom du paramètre	Notation	Unité	Valeur de meilleure estimation	Loi de distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références bibliographiques
Paramètres animaux								
ratio d'ingestion sol-pâture	$X_{\text{sol/herbe}}$	kg sol.kg ⁻¹ MS herbe	0.1075	Uniforme	0.2	0.015	Utilisation valeurs extrêmes de la littérature	Ciffroy et al., 2005 d'après Healy, 1968; Fries, 1982; Beresford and Howard, 1991; Green and Dodd, 1988; Thornton and Abrahams, 1983
Paramètres pratiques de l'homme								
quantité quotidienne d'eau ingérée par l'homme	$Q_{\text{eau,j}}$	m ³ .j ⁻¹	0.002				Valeur utilisée généralement par l'US EPA pour les adultes	US EPA, 1997 : Exposure Factor Handbook
			0.0029				95 ^{ème} percentile pour l'ingestion d'eau toutes sources confondues	US EPA, 2004b
			0.002	Uniforme	0.003	0.001	Loi de distribution basée sur les 2 valeurs précédentes	
quantité quotidienne de poisson ingérée par l'homme	$Q_{\text{poisson,j}}$	kg frais.j ⁻¹	0.04	triangulaire	0.08	0.02		Ciffroy et al., 2005
quantité quotidienne de légumes feuilles ingérée par l'homme	$Q_{\text{v4,j}}$	kg frais.j ⁻¹	0.045	triangulaire	0.09	0.025		Ciffroy et al., 2005

Nom du paramètre	Notation	Unité	Valeur de meilleure estimation	Loi de distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références bibliographiques
quantité quotidienne de légumes fruits ingérée par l'homme	$Q_{v5,j}$	kg frais.j ⁻¹	0.14	triangulaire	0.28	0.07		Ciffroy et al., 2005
quantité quotidienne de légumes racines ingérée par l'homme	$Q_{v6,j}$	kg frais.j ⁻¹	0.12	triangulaire	0.24	0.06		Ciffroy et al., 2005
quantité quotidienne de lait ingérée par l'homme	$Q_{a1,j}$	l.j ⁻¹	0.32	triangulaire	0.64	0.16		Ciffroy et al., 2005
quantité quotidienne de viande de bœuf ingérée par l'homme	$Q_{a2,j}$	kg frais.j ⁻¹	0.055	triangulaire	0.11	0.03		Ciffroy et al., 2005
quantité quotidienne de sol ingérée par l'homme	$Q_{sol,j}$	kg sec.j ⁻¹	0.00005				adulte	US EPA, 1997 : Exposure Factor Handbook
quantité quotidienne de sédiment ingérée par l'homme	$Q_{séd,j}$	kg sec.j ⁻¹	0.00005				adulte valeur prise égale au sol par défaut	
fraction de l'eau de boisson provenant de l'eau de rivière	χ_m	-	1				Hypothèse maximisante	
poids corporel	P_{corp}	kg	67					US EPA, 2004b
fréquence ou taux d'exposition	F	-	1				Hypothèse maximisante	
durée d'exposition	T	années	40				durée de vie d'une tranche	
période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée	T_m	années	70				vie entière	

Annexe 3 : Valeurs des paramètres spécifiques au bore utilisées pour l'étude

Nom paramètre	Notation	Unité	Valeur meilleure estimation	Loi distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références biblio
Coefficient de transfert vers la viande de bœuf	$F_{\text{viande_boeuf}}$	j.kg^{-1}	0.0012	Log normale	0.0028	0.00052		Forbes and Mitchell 1957 ; Ku et al 1991 ; Baes and Sharp 1984
constante d'élimination biologique de la viande de bœuf	$\lambda_{\text{bio,viande_boeuf}}$	j^{-1}	1	Log uniforme	10	0.1	Pas de données sur le bœuf	Moseman 1994 ; Pfeiffer 1945 ; Ku et al 1991 ; Jansen et al 1984a ; Astier et al 1988 ; Bai and Hunt 1996
Coefficient de transfert vers le lait de vache	$F_{\text{lait_vache}}$	j.kg^{-1}	0.0018	Log normale	0.0062	0.00051	Hypothèse : même loi et même écart type que viande de bœuf	Owen 1944 ; Ng et al 1977
constante d'élimination biologique du lait de vache	$\lambda_{\text{bio,lait_vache}}$	j^{-1}	0.25	Log uniforme	0.7	0.085		Owen 1944 ; Baes & Sharp 1984 ; Ng et al 1977
Coefficient de transfert eau/poisson	B_p	$\text{m}^3.\text{kg}^{-1}\text{frais}$	0.002	Log normale	0.14	0.00003		Thompson et al. 1976 ; Tsui and McCart 1981 ; Suloway et al. 1983 ; Saiki et al. 1993
constante d'élimination biologique du poisson	$\lambda_{\text{bio,p}}$	j^{-1}	1	Log uniforme	10	0.1	Pas de référence bibliographique. Utilisation des valeurs de la viande de bœuf car	

Nom paramètre	Notation	Unité	Valeur meilleure estimation	Loi distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références biblio
							selon Thompson et al. (1976) le bore est éliminé rapidement	
Coefficient de distribution dans le sol	$K_{d,soil}$	$m^3.kg^{-1}$	0.0026	Log normale	0.029	0.00024	Méthodologie EMRAS Test de Kolmogorov Smirnov non vérifié	Biggar and Fireman 1960 ; Rhoades et al. 1970 ; Singh 1971 ; Bingham et al. 1971 ; Griffin and Burau 1974 ; Wierenga et al. 1975 ; Wild and Mazaheri 1979 ; Keren et al. 1981 ; Keren and Mezuman 1981 ; Baes and Sharp 1984 ; Sakata 1987 ; Marzadori et al. 1991 ; Shani et al. 1992 ; Lemarchand et al. 2005
Coefficient de distribution dans l'eau	K_d	$m^3.kg^{-1}$	0.0037	Log normale	0.013	0.001	1 seule publication sur MES Utilisation données sur cendres et argiles	Hollis et al. 1988 Spivack et al. 1987 Karahhan 2006
Facteur de transfert racinaire sol/plante		$Kg\ sol\ sec.kg^{-1}\ végétal\ sec$					Méthode de détermination de [B]sol influence le résultat d'un	

Nom paramètre	Notation	Unité	Valeur meilleure estimation	Loi distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références biblio
							facteur 50 à 600	
Maïs et autres céréales	$B_{v,maïs}$		2.2	Log normale (normalement loi log triangulaire)	50	0.1	Test de Kolmogorov Smirnov non vérifié et coefficient de régression < 0.9	Furr et al. 1978b Furr et al. 1979 Furr et al. 1980 Elseewi et al. 1980 Tolle et al. 1983 Baes and Sharp 1984
Herbe	$B_{v,herbe}$		2.8	Log normale	41	0.19	SSWD en mode « moyenne » sinon le test de Kolmogorov Smirnov n'est pas vérifié	Price et al. 1955 ; Singh and Rhandhawa 1977 ; Furr et al. 1978a ; Furr et al. 1978b ; Furr et al. 1979 ; Gutenmann et al. 1979 ; Gestring and Soltanpour 1987 ; Furr et al. 1980 ; Tolle et al. 1983 ; Baes and Sharp 1984 ; Rosen et al. 1994 ; Banuelos et al. 1995 ; Wong and Su 1997 ; Sloan et al. 1999 ; Matsi and Keramidas 1999
Légumes feuilles	$B_{v,lég_feuil}$		13	Log normale	180	1	Pas de mesure directe du paramètre Extrapolation des données des	Furr et al. 1977 ; Furr et al. 1978b ; Furr et al. 1979 ; Furr et al. 1980 ; Baes and Sharp 1984 ; Rosen et al. 1994

Nom paramètre	Notation	Unité	Valeur meilleure estimation	Loi distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références biblio
Légumes fruits	$B_{v,lég_fr}$		7	Log normale	70	0.7	publications Hypothèse loi Log Normale	Furr et al. 1978b ; Furr et al. 1979 ; Furr et al. 1980 ; Baes and Sharp 1984 ; Smith and Clark 1989
Légumes racines	$B_{v,lég_rac}$		4	Log normale	40	0.4		Furr et al. 1978b ; Furr et al. 1979 ; Furr et al. 1980 ; Baes and Sharp 1984
Rapport de translocation maximal feuilles/fruits ou grains		-					Hyp simplificatrice pour passer des données de la littérature au paramètre d'OURSON	
Maïs et autres céréales	$f_{tr,maïs}^{max}$		0.1	Log normale	0.3	0.03	Pas de ref sur application foliaire Mesure sur grains et autres tissus	Eaton 1944
Légumes racines	$f_{tr,lég_rac}^{max}$		0.1	Log normale	0.3	0.03	Hyp loi LN et arrondir résultats → proche valeurs céréales donc on prend les mêmes.	Shann and Adriano 1988

Nom paramètre	Notation	Unité	Valeur meilleure estimation	Loi distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références biblio
Légumes fruits	$f_{tr,lég_fr}^{max}$		0.45	Uniforme	0.75	0.15	1 seule valeur dans la littérature (pomme qui n'est pas réellement un légume fruit)	Brown and Hu 1996
Tous végétaux²⁰	f_{tr}^{max}		0.041*	Log normale	0.29	0.006	14 valeurs	Brown and Hu 1996, Shann and Adriano 1988
Coefficient d'interception foliaire de la phase dissoute	m_v^d	m ² sol.kg ⁻¹ MS	2.07	Log normale	4.5	0.95	Pas de valeur dans la bibliographie Utilisation valeur radionucléides	
coefficient d'interception foliaire de la phase particulaire	m_v^p	m ² sol.kg ⁻¹ MS	1.94	Log normale	4.2	0.9	Pas de valeur dans la bibliographie Utilisation valeurs radionucléides	Hoffman et al, 1992 ; Hoffman et al, 1995
Coefficient de perte par action du climat à la surface des feuilles	λ_w	j ⁻¹	0.041	Log normale	0.089	0.019	Pas de valeur dans la bibliographie Utilisation valeurs radionucléides	

²⁰ Suite à la fragilité des données fournies par CAPSIS pour ce paramètre et aux premiers résultats montrant l'importance des légumes dans la dose d'exposition, une étude bibliographique complémentaire a été réalisée et des valeurs communes aux différents végétaux ont été calculées (cf paragraphe 3.2.3)

Nom paramètre	Notation	Unité	Valeur meilleure estimation	Loi distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références biblio
pente d'évolution cinétique du rapport de translocation du maïs	$b_{tr,maïs}$	j^{-2}	0				Hypothèse maximisante en considérant que le rapport de translocation est maximal dès la germination	
nombre de jours avant la récolte où le rapport de translocation maximal du maïs est atteint	$\delta t_{tr,maïs}^{max}$	j	0					
pente d'évolution cinétique du rapport de translocation des céréales	$b_{tr,cér}$	j^{-2}	0					
nombre de jours avant la récolte où le rapport de translocation maximal des céréales est atteint	$\delta t_{tr,cér}^{max}$	j	0					
pente d'évolution cinétique du rapport de translocation des légumes fruits	$b_{tr,lég_fr}$	j^{-2}	0					
nombre de jours avant la récolte où le rapport de translocation maximal des légumes fruits est atteint	$\delta t_{tr,lég_fr}^{max}$	j	0					

Nom paramètre	Notation	Unité	Valeur meilleure estimation	Loi distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références biblio
pen­te d'évo­lu­tion ciné­ti­que du rap­port de trans­lo­ca­tion des lé­gumes raci­nes	$b_{tr,lég_rac}$	j^{-2}	0				Hypothèse maximisante en considérant que le rapport de translocation est maximal dès la germination	
nom­bre de jours avant la ré­col­te où le rap­port de trans­lo­ca­tion max­i­mal des lé­gumes raci­nes est at­teint	$\delta t_{tr,lég_rac}^{max}$	j	0					
Valeur toxicologique de référence, effet toxique à seuil, voie orale	VTR ²¹ _{d,ing}	$\mu g.kg^{-1}.j^{-1}$	35 EB = 200.2 B	Etude Weir et Fisher, 1972 NOAEL 17.5 mg/kg/j F = 500 (10 variation intra-espèce ; 10 variation inter-espèce ; 5 raideur de la pente de la courbe dose réponse)				Santé Canada, 1990
			10 EB = 57.2 B*	Etude Heindel et al, 1991 LOAEL = 13.6 mg/kg/j F = 1000 (10 utilisation LOAEL ; 10 extrapolation animal-homme ; 10 variabilité inter-humaine)				ATSDR, 1992
			400 EB = 2288.3 B	Etude Heindel et al, 1992 et Price et al. 1996 NOAEL 9.6 mg/kg/j F = 25 (2.5 (valeur par défaut) * 1.26 (valeur par défaut de 3.98 réduite par groupe de travail) variation inter espèces ; 3.16 (valeur par défaut) * 2.5 (valeur par défaut de 3.16 réduite par groupe de travail) variation intra espèces)				WHO, 1998. IPCS, Environmental Health Criteria 204

²¹ Le choix de la VTR est explicité dans le paragraphe 4.2

Nom paramètre	Notation	Unité	Valeur meilleure estimation	Loi distribution	Valeur maximale	Valeur minimale	Remarque	Références biblio
			200 EB = 1144.1 B	Etude Heindel et al, 1992 et Price et al. 1996 BMDL ₀₅ = 10.3 mg/kg/j F = 66 (valeurs par défaut pour différence inter-individu et inter-espèce au niveau toxicodynamique et toxicocinétique : 3.3*3.16*2*3.3)				US EPA, 2004
			160 EB = 915.3 B	Etude Heindel et al, 1992 et Price et al. 1996 NOAEL = 9.6 mg/kg/j F = 60 (10 extrapolation animal-homme ; 6 variation intra-espèce (réduction de 10 à 6 basée sur étude OMS 1994))				OMS, 2003. Boron in drinking water

EB = Equivalent Bore ; B = Acide borique

* lorsque plusieurs valeurs sont disponibles, la valeur retenue pour l'étude est celle en **gras**

Abstract

Simulation model of pollutants transfer in the environment after discharge in mainland water – Case study of boron

Nuclear power plants discharge several substances into the environment. The existing models of pollutants transfer are not totally satisfactory to assess dynamic transfers or to take into account the discharge into the aquatic environment. Therefore EDF R&D has developed a research project aiming to propose homogeneous and operational tools to assess environmental and health risk due to the discharge of chemicals from nuclear power plants. However, the model OURSON developed by EDF doesn't have a set of equations for inorganic substances like boron. But boron has environmental fate comparable to the one of heavy metals due to his physicochemical properties. The aim of this study is also to judge the relevance of the use of the "heavy metals" OURSON model to simulate boron transfer after discharge from a nuclear power plant.

To do this, a health risk assessment has been done with the model for the discharge of a nuclear power plant of the Loire river. The first requirement to use the "heavy metals" model for boron is to know the value of parameters specific of boron necessary for the model. A literature review has been conducted but for some parameters there were few or no data or the data were not well adapted. The sensitivity analysis of the results shows that some sensitive parameters, especially the translocation factors of vegetables, have an important influence on the result. Because of the lack of literature data for this parameter, it will be necessary to do experimental research to improve the results of the model.

To judge the relevance of the model, the consistency between the results of the model and the environmental fate of boron found in the literature has been studied. This analysis shows that the equations of the "heavy metals" model seem to be relevant to model boron transfer. The results of the model are consistent with the environmental concentration of boron found in the literature except for the vegetables, probably because of a bad estimation of some sensitive parameters.