



DOCUMENT PUBLIC

Prise en compte de l'incertitude dans l'évaluation du risque d'exposition aux polluants du sol

Programme GESSOL

Rapport final

**Juin 2002
BRGM/RP-51683-FR**





DOCUMENT PUBLIC

Prise en compte de l'incertitude dans l'évaluation du risque d'exposition aux polluants du sol

Programme GESSOL

Rapport final

D. Guyonnet, B. Bourguine, J.-P. Chilès

**Avec la collaboration de :
B. Côme, D. Dubois, H. Fargier**

**Juin 2002
BRGM/RP-51683-FR**



Mots clés : Incertitude, Evaluation des risques, Plantes, Métaux.

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Guyonnet, D., Bourguine, B., Chilès, J.-P., Dubois, D., Fargier, H., Côme, B. (2002) – Prise en compte de l'incertitude dans l'évaluation du risque d'exposition aux polluants du sol. Programme GESSOL. Rapport final. Rapport BRGM RP-51683-FR

© BRGM, 2002, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

Dans le cadre du Programme GESSOL, piloté par l'INRA pour le Ministère chargé de l'Environnement, le BRGM a réalisé un projet relatif à la prise en compte de l'incertitude dans l'évaluation du risque d'exposition de l'homme aux polluants du sol. Le principal objectif de ce projet est de développer une méthodologie permettant de prendre en compte l'incertitude liée aux valeurs des paramètres qui influencent le risque d'exposition, d'une manière qui soit cohérente par rapport à l'information dont on dispose dans la pratique.

Comme on s'intéresse ici à l'exposition de l'homme aux polluants du sol par le biais de la consommation de légumes, la première partie du rapport présente une synthèse sur l'assimilation des métaux par les plantes. Cette synthèse souligne la difficulté de prévoir le transfert sol - plante, en raison de la multiplicité des facteurs d'influence (spéciation du métal, type de sol, type de plante, etc.). Il est donc préférable, dans la pratique, de disposer de mesures directes de l'assimilation de métaux par des plantes cultivées sur site.

Deux principaux modes de représentation de l'incertitude liée aux valeurs des paramètres influençant le risque d'exposition sont présentés : les modes « probabiliste » qui utilise des fonctions de distribution de probabilité, et « possibiliste » qui fait appel à des nombres dits flous. L'approche possibiliste est particulièrement adaptée lorsque l'information dont on dispose est partielle ou vague. Or dans la pratique, il est fréquent que l'on ait affaire à la fois aux deux types d'information. Une méthode, dite « hybride », est proposée pour combiner ces deux modes de représentation de l'incertitude dans une même évaluation du risque d'exposition. Cette méthode, qui associe la technique dite Monte Carlo au calcul en nombres flous, permet d'éviter d'introduire artificiellement de la connaissance en supposant a priori des distributions de probabilité pour des paramètres pour lesquels on ne dispose que de peu d'information.

La méthode hybride est appliquée à un cas réel de site industriel dont les sols superficiels présentent des teneurs élevées en métaux lourds. L'application illustre le potentiel de cette méthode, qui permet d'exploiter l'information « riche » fournie par les distributions de probabilité, tout en conservant le caractère sécuritaire du calcul en nombres flous. Elle présente donc un intérêt en terme d'une application « raisonnable » du principe de précaution.

L'application concrète est suivie par un traitement du problème dit « inverse » : pour une possibilité de dépassement de la dose jugée tolérable, et compte tenu de l'incertitude liée aux paramètres du modèle, quelle peut être la concentration résiduelle maximale dans le sol (après un éventuel traitement) ?

Sommaire

1. Introduction	5
2. Synthèse sur les modèles d'assimilation des métaux par les plantes	6
2.1. Introduction	6
2.2. Les facteurs qui peuvent influencer le transfert sol-plante	9
2.3. Les modèles de transfert sol-plante.....	10
2.3.1. Introduction	10
2.3.2. Modèle A : HESP	11
2.3.3. Modèle B	14
2.3.4. Comparaison avec des données mesurées	15
2.3.5. Conclusions sur les modèles d'assimilation des métaux par les plantes	18
3. Prise en compte de l'incertitude dans l'évaluation du risque d'exposition.....	19
3.1. Introduction	19
3.2. Représentations probabiliste et possibiliste de l'incertitude	19
3.3. Calcul Monte Carlo et calcul en nombres flous.....	22
3.4. Comparaisons avec des critères de tolérance.....	25
3.5. Développement d'une approche « hybride » probabiliste-possibiliste	28
4. Application au cas d'un sol pollué par du cadmium	33
4.1. Données mesurées	33
4.2. Analyse géostatistique	35
4.3. Analyse corrélatoire floue	38
4.4. Calcul du risque d'exposition et représentation graphique	41
4.5. Conséquences de l'hypothèse de distributions de probabilité a priori.....	43
5. Traitement du problème « inverse »	47
5.1. Expression du problème inverse	47
5.2. Méthodologie générale	47
5.3. Méthodologie spécifique.....	48
5.4. Discussion	49
6. Conclusions et perspectives	53
 Annexe 1 – Synthèse sur la combinaison des représentations probabiliste et possibiliste	 59
Annexe 2 – Article dans le <i>Journal of Environmental Engineering</i> (sous presse)...	83

1. Introduction

Le Programme GESSOL, piloté par l'INRA pour le Ministère chargé de l'Environnement, vise notamment à définir des critères de qualité des sols qui ne soient pas uniquement liés à des concepts de fertilité physico-chimique et biologique, mais qui intègrent également les aspects liés à la santé humaine. L'évaluation d'un effet sur la santé humaine est généralement effectuée en intégrant, d'une part, le risque d'exposition d'une cible humaine aux polluants du sol, et d'autre part, une connaissance des relations doses-effets. Cette évaluation fait intervenir de nombreux paramètres dont la plupart sont, dans la pratique, entachés d'une certaine incertitude. Cette incertitude peut avoir essentiellement deux origines. Elle peut soit être liée au fait que le paramètre présente un caractère aléatoire (en raison de la variabilité naturelle du phénomène en jeu), ou alors elle peut être due à la nature partielle et incomplète de l'information disponible.

Comme il sera montré dans ce rapport, différents *types* d'incertitude appellent différents *modes* de représentation de l'incertitude. Une question scientifique importante est donc : **comment peut-on combiner différents modes de représentation de l'incertitude dans une même évaluation du risque d'exposition de l'homme aux polluants du sol ?** Le principal objectif du projet de recherche proposé par le BRGM dans le cadre de GESSOL est de développer une méthodologie permettant d'effectuer cette combinaison. Une telle méthodologie permet dès lors de prendre en compte l'incertitude dans l'évaluation du risque d'exposition, d'une manière qui est **cohérente avec l'information dont on dispose dans la pratique.**

Ce rapport est divisé en 6 chapitres. Le scénario d'exposition qui nous intéresse dans le cadre de ce projet étant l'exposition de l'homme aux polluants du sol par le biais de la consommation de cultures, le chapitre 2 présente une synthèse bibliographique relative à l'assimilation des métaux par les plantes, et aux principaux modèles visant à estimer cette assimilation (et plus particulièrement aux limites de ces modèles). Le chapitre 3 présente deux méthodes pour prendre en compte l'incertitude liée aux paramètres des modèles d'exposition (les méthodes probabiliste et possibiliste) et propose une approche, dite « hybride », pour combiner ces deux méthodes dans une même évaluation du risque. Le chapitre 4 présente l'application de l'approche hybride à un cas réel de risque d'exposition à des métaux lourds du sol par le biais de cultures. Le chapitre 5 s'intéresse au problème dit « inverse » : compte tenu d'un risque d'exposition jugé « tolérable », et de l'incertitude liée aux paramètres d'exposition, quelle peut être la concentration maximale admissible dans le sol ? Le chapitre 6 présente des conclusions et des perspectives de développement futur.

2. Synthèse sur les modèles d'assimilation des métaux par les plantes

2.1. INTRODUCTION

Toutes les plantes ont la faculté d'accumuler, à partir du sol et de l'eau, les métaux qui sont nécessaires à leur croissance : Fe, Mn, Cu, Zn, Mg, Mo. Mais certaines plantes peuvent également accumuler des métaux lourds qui n'ont aucune fonction biologique connue : Cd, Cr, Pb, Co, Ag, Se, Hg. La capacité des plantes à assimiler des métaux toxiques contenus dans le sol, ou à réduire leur mobilité, connaît un intérêt considérable depuis une dizaine d'années. En effet, la phytoremédiation est de plus en plus souvent considérée comme une solution alternative pour le traitement des sites pollués par des éléments métalliques. Le terme générique de phytoremédiation désigne en fait plusieurs procédés (Schnoor, 1997) :

- la phytoextraction, au cours de laquelle les métaux contenus dans les sols sont extraits et concentrés par la plante dans sa partie moissonnée (Kumar et al., 1995),
- la rhizofiltration, au cours de laquelle des métaux toxiques contenus dans des effluents sont absorbés, précipités, ou concentrés par les racines des plantes,
- la phytostabilisation, au cours de laquelle des plantes qui ont une tolérance vis à vis des métaux lourds, réduisent leur mobilité en diminuant l'érosion et l'envol de poussières.

Le processus qui nous intéresse plus particulièrement dans le cadre de la présente étude est la phytoextraction, puisque la partie moissonnée de la plante est celle qui est susceptible d'être consommée par l'homme.

La capacité des plantes à extraire les métaux du sol dépend notamment de la disponibilité de ces métaux. Or ils peuvent être présents dans le sol sous des formes très diverses :

- 1) ions et complexes métalliques en solution dans l'eau interstitielle,
- 2) ions métalliques présents sur les sites d'échange des constituants inorganiques du sol,
- 3) métaux adsorbés à de la matière organique,
- 4) composés métalliques précipités ou insolubles (oxydes, hydroxydes, carbonates, sulfures), etc.

Une des difficultés liées à l'estimation du transfert sol-plante a trait au fait que seule la fraction 1), et probablement une partie de la fraction 2), sont aisément extraites par la plante. Pour que l'extraction par la plante ait lieu, il est nécessaire que le métal passe en solution. Cette mobilisation peut être effectuée par plusieurs mécanismes (Figure 1 A) :

- 1) des molécules (des phytosidérophores), qui chélatent les métaux (les intègrent dans leur structure), peuvent être sécrétées dans la rhizosphère pour solubiliser des métaux fixés dans le sol (Mench et Fargues, 1994),
- 2) les racines peuvent réduire des métaux fixés dans le sol, ce qui augmente leur mobilité,
- 3) les racines peuvent émettre des protons et acidifier le sol qui les entoure, ce qui a pour effet de solubiliser les métaux lourds.

Les métaux en solution peuvent pénétrer la racine par voie extracellulaire (apoplasmique ; Figure 1 A et Figure 2), intracellulaire (symplasmique ; idem), ou transcellulaire (Figure 2). La voie apoplasmique est la plus accessible à l'eau et aux ions minéraux (Heller et al., 1998). La plupart des ions métalliques pénètrent la plante par l'intermédiaire de porteurs ou de canaux génériques (Clarkson et Luttge, 1989). La faible sélectivité des porteurs pour les métaux essentiels et non-essentiels expliquerait pourquoi ces derniers peuvent pénétrer la plante (même en présence d'un gradient de concentration contraire).

Une fois que les ions métalliques ont pénétré la racine ils peuvent être soit stockés, soit transportés vers la tige. Le transport vers la tige est lié essentiellement à l'appel créé par les parties aériennes (la transpiration). Des études (Salt et al., 1995) suggèrent que le transport de certains métaux non-essentiels vers la tige serait facilité par des acides organiques. La plupart des études témoignent de concentrations en métaux lourds non-essentiels nettement supérieures dans les racines que dans les tiges (Wheeler et Power, 1995). D'après Chaney et al. (1985), les concentrations en Zn, Cd, ou Ni dans les racines sont généralement au moins 10 fois supérieures à celles dans les tiges et les feuilles des plantes. Par contre, dans certaines plantes dites « hyperaccumulatrices », les concentrations dans les parties supérieures peuvent dépasser celles dans les racines (Brown et al., 1995).

Fig.1 - Chemins possibles pour l'accumulation du Cd dans les plantes (Salt et al., 1995)

Fig.2 – Entrées possibles pour l'eau dans la racine (Heller et al., 1998)

1) apoplasmique ; 2) symplasmique ; 3) transcellulaire. Co : cellule du cortex ;
E : endoderme ; Pe : péricycle ; PV : parenchyme vasculaire ; V : vaisseau.

2.2. LES FACTEURS QUI PEUVENT INFLUENCER LE TRANSFERT SOL-PLANTE

Comme il a été dit précédemment, un des principaux facteurs qui influence l'absorption des métaux par les plantes est la forme sous laquelle se trouvent les métaux dans le sol (ions libres, adsorbés, etc.). Les autres facteurs importants peuvent être subdivisés en facteurs qui sont liés à la plante, et ceux qui sont liés au sol. Certaines espèces de plantes ont la capacité d'émettre des agents chélatants qui permettent de solubiliser les métaux du sol. Mais deux éléments perturbateurs viennent compliquer les choses. D'une part, la variété du génotype au sein d'une même espèce aurait une influence importante sur la capacité des plantes à extraire les métaux (Michel Mench, comm. pers.). D'autre part, pour une même variété, l'influence de la série de sol (ludisols, calcosols, etc.) sur la phytodisponibilité des éléments métalliques serait prépondérante. Ces différents facteurs rendent particulièrement difficile l'élaboration d'un modèle fiable de transfert sol-plante.

Parmi les paramètres liés au sol on citera le pH du sol, qui est l'un des principaux paramètres influençant la mobilité des métaux. Le pH des sols varie généralement entre 4 et 8,5, avec un effet tampon par l'aluminium à faible pH et par le carbonate de calcium à pH élevé (Wild, 1988). La plupart des métaux lourds toxiques ont une mobilité accrue à faible pH. De nombreux auteurs constatent une nette augmentation de la concentration de métaux lourds dans les plantes lorsque le pH diminue, ou à l'inverse, une diminution de l'absorption par les plantes lorsque le pH augmente (Dijkshoorn et al., 1983; Singh et al., 1995; Xiong et Lu, 1993). Pour Dijkshoorn et al. (1983), l'importance de l'augmentation de l'absorption avec la diminution du pH diminuerait suivant la série Mn, Ni, Cd, Zn, Pb, Cu, Cr (voir aussi Smith, 1993). Ces auteurs notent que l'application de fertilisants a pour effet de diminuer les concentrations dans les plantes, l'utilisation des nitrates par les plantes ayant pour effet d'augmenter le pH du sol. Jopony et Young (1993) ont étudié la phyto-disponibilité du plomb dans des sols contaminés par des rejets miniers. Ils observent peu de corrélation entre l'extraction par les plantes et le pH ou la concentration totale en Pb dans le sol. Par contre, ces auteurs observent une bonne corrélation, dans une large gamme de pH, entre l'extraction par la plante et les concentrations en Pb dans des solutions équilibrées avec des suspensions de sol. Une faible corrélation entre l'absorption de Cd et Zn par les plantes et les concentrations totales dans les sols, est également constatée par Lorenz et al. (1997). Une corrélation bien plus significative est obtenue entre l'absorption et les concentrations dans l'eau interstitielle.

Le potentiel d'oxydo-réduction du sol a une influence importante sur la mobilité des métaux. Les conditions rédox du sol sont liées notamment à sa texture et à d'éventuelles pratiques agricoles. Des sols aérés auront un potentiel rédox élevé et la précipitation de métaux tels que le fer ou le manganèse sous forme d'oxydes sera favorisée. Pour le chrome au contraire, des conditions réductrices favoriseront la réduction du chrome VI, mobile et toxique, en chrome III, peu mobile et non toxique.

L'humidité et la température du sol favorisent, d'une part, la croissance de la plante, et d'autre part l'activité biologique dans la rhizosphère. Cette activité entraîne la production de molécules complexantes issues de la dégradation de substances organiques. L'association de ces molécules avec des métaux fixés dans le sol peut augmenter leur degré de mise en solution et donc leur phyto-disponibilité (Del Castillo et Chardon, 1995). D'après Chang et al. (1987), la température du sol serait l'un des principaux facteurs de variation influençant l'extraction des métaux par les plantes.

La compétition entre différents métaux lourds a une influence importante sur leur absorption par les plantes. Smilde et al. (1992) ont étudié l'absorption de Cd et Zn par différents végétaux élevés dans des pots (de la laitue, des endives, du maïs, du blé, des épinards), pour deux sols (un sol sableux et un sol argileux). Leurs résultats montrent que l'application de Cd au sol sableux contenant du Zn augmente l'extraction de Zn par la plante. A l'inverse, l'application de Zn à un sol sableux contenant du Cd diminue l'extraction de Cd par la plante. Ce dernier résultat est également obtenu pour le sol argileux. Par contre, l'application de Cd au sol argileux contenant du Zn diminue l'extraction de Zn par la plante (résultat inverse de celui obtenu pour le sol sableux). Ces travaux illustrent l'influence de la compétition entre les ions métalliques, et l'influence du type de sol. Un autre facteur d'influence mis en évidence par les auteurs est l'effet négatif de l'application de Zn sur la croissance de la plante. Pour Chaney et al. (1999), Zn inhibe à la fois l'absorption de Cd par la plante, et le transfert de Cd depuis les racines de la plante vers les parties aériennes.

La présence d'autres ions tels que Ca et Mn peut également influencer l'extraction de Cd par les plantes. Jarvis et al. (1976) montrent que la présence de ces ions en solution diminuent l'absorption de Cd par une herbacée, par un effet de compétition pour les sites d'échange à la surface des racines. La compétition est particulièrement importante entre Ca et Cd car ces ions ont des rayons très proches.

2.3. LES MODELES DE TRANSFERT SOL-PLANTE

2.3.1. Introduction

Au vu de la complexité des mécanismes impliqués dans la phyto-extraction des métaux lourds toxiques, il n'est pas surprenant qu'il existe à l'heure actuelle peu de consensus scientifique relatif à la manière adéquate de prévoir la concentration dans la plante à partir de la concentration dans le sol. Les modèles de calcul utilisés dans les outils d'évaluation des risques existants adoptent des hypothèses très simplificatrices (voire simplistes), en invoquant néanmoins le caractère « raisonnablement majorant » des résultats. Mais comme le montrent les calculs présentés plus bas, ce caractère « raisonnablement majorant » ne peut être supposé a priori.

2.3.2. Modèle A : HESP

Le modèle HESP (Human Exposure to Soil Pollutants ; Poels et al., 1990 ; Veerkamp et Berge, 1992) est un code de calcul de l'exposition de l'homme à des polluants du sol. Ce modèle considère de nombreuses voies d'exposition parmi lesquelles la consommation d'eau souterraine polluée, l'absorption de poussières, la consommation de végétaux, de volailles, etc. Ce modèle est utilisé surtout en Europe pour estimer les risques générés par les sites d'anciennes activités industrielles. Un autre modèle (CSOIL) est basé sur des hypothèses de calcul très semblables voire identiques.

Pour ce qui concerne l'exposition à des éléments métalliques par le biais des cultures, le modèle HESP cite les travaux de Baes (1982), qui utilise un facteur de bio-concentration (BCF) sol-plante :

$$BCF = \frac{C_{pl}}{C_s} \quad (1)$$

où : C_{pl} est la concentration en métal dans la plante (masse de polluant par unité de masse de plante sèche) ; C_s est la concentration en métal dans le sol (masse de polluant par unité de masse de sol sec).

En faisant l'hypothèse que la phytodisponibilité est inversement corrélée au coefficient de partage solide-liquide (K_d), Baes propose une équation reliant ces deux variables, dont les coefficients ont été ajustés à partir de données présentées par l'auteur :

$$\ln[BCF] = a - b \ln[K_d] \quad (2)$$

où : a et b sont des valeurs d'ajustement de cette équation aux valeurs observées utilisées par l'auteur (dans HESP on a : $a = 2.67$ et $b = 1.12$).

Les auteurs de HESP proposent des équations de corrélation entre le K_d pour différents métaux, et les proportions de matière organique et d'argile du sol. Pour Cd par exemple, l'équation est :

$$K_d = 95 + 1.7(A + 3MO) \quad (3)$$

où : K_d est en l/kg ; A est la proportion d'argile du sol (en %) ; MO est la proportion de matière organique du sol (en %).

Une correction est effectuée pour prendre en compte une éventuelle différence entre le pH du sol sur lequel est cultivée la plante, et celui du sol sur lequel a été, le cas échéant, mesuré le K_d :

$$BCF^* = BCF \times 10^{-0.25(pH_{sol} - pH_{Kd})} \quad (4)$$

où : BCF^* est le facteur de bio-concentration corrigé ; pH-sol est le pH du sol sur lequel est cultivée la plante ; pH-Kd est le pH de l'échantillon de sol sur lequel a été mesuré le K_d .

On remarque, par rapport à ce qui a été dit précédemment, qu'une lacune importante de ce modèle est qu'il se réfère à des concentrations totales en éléments métalliques dans le sol. Par ailleurs, la concentration dans la solution est abordée par l'intermédiaire du K_d , dont on sait pourtant qu'il est un descripteur peu prédictif du partage des métaux lourds entre la phase solide et liquide (large gamme de variabilité). Le K_d est utilisé pour décrire le partage entre une fraction de métal en solution et une fraction adsorbée. Or une concentration totale en métal dans le sol inclura des phases porteuses autres que la fraction adsorbée (carbonates, sulfures, phases silicatées, etc.).

Une prévision plus fiable de l'absorption par la plante serait obtenue si l'on connaissait la concentration en métal directement dans l'eau interstitielle du sol dans le sol superficiel. Ceci suppose des extractions de la solution du sol, extractions qui ne sont généralement pas réalisées lors des études de diagnostic des sites contaminés par des métaux. La littérature scientifique fait état de nombreuses expériences d'extraction à l'aide de différents extractants (solutions de sels neutres, DTPA, EDTA, NH_4NO_3 , etc. ; voir par exemple Tessier et al., 1979). A noter que Hooda et Alloway (1993) observent une absence de corrélation entre la concentration en Cd et Pb extraite du sol par le DTPA, et l'absorption de métal par les plantes (une herbacée). Jopony et Young (1993) observent par contre une bonne corrélation entre l'absorption de Pb par les plantes et la concentration en Pb dans des solutions équilibrées avec des suspensions de sol. Les temps d'équilibrage utilisés sont de 14 jours (voir Jopony, 1991). A noter que le caractère minorant, par rapport à la biodisponibilité, des extraits à l'eau, a été mis en évidence notamment par Kahru et al. (2002), à partir d'essais comparatifs d'écotoxicité sur des extraits à l'eau et des suspensions eau-sol.

Une illustration des résultats obtenus à l'aide du modèle de HESP est présentée ci-dessous. On considère un sol dont la concentration en Cd est de 10 mg par kg de sol sec. On suppose que ce Cd est phyto-disponible. La proportion d'argile est de 10% et la proportion de matière organique de 5%. L'équation (3) donne $K_d = 138 \text{ l/kg}$. La Figure 3 illustre l'influence du pH sur la concentration dans la plante, pour différentes valeurs de pH- K_d . Comme l'illustre cette figure, ce modèle tente de reproduire les observations reportées dans la littérature, qui témoignent d'une diminution de l'extraction par la plante lorsque le pH augmente. La correction introduite pour tenir compte de la différence entre le pH de l'échantillon sur lequel est mesuré le K_d (pH- K_d) est d'autant plus forte que pH- K_d est élevé. Bien sûr, lorsque pH- $K_d = \text{pH sol}$, chaque courbe donne la même valeur de concentration dans la plante. On note que sur cette gamme de valeurs de pH- K_d , les valeurs de C_{plante} calculées par HESP varient selon un facteur 3. La Figure 4 montre, pour un même pH du sol (pH-sol = 6), la sensibilité du calcul à la valeur de K_d . Compte tenu de l'incertitude relative à ce paramètre dans la pratique (au moins un ordre de grandeur), en particulier s'il est déterminé à partir de l'équation (3), cette figure illustre l'incertitude du résultat du calcul.

Une critique importante du modèle utilisé par le modèle HESP tel qu'il apparaît dans le manuel d'utilisation est qu'il ne tient pas compte des caractéristiques de la plante. La plante est considérée comme étant « générique » et le résultat du calcul sera a priori le même que l'on considère du tournesol ou du radis. C'est là une hypothèse extrêmement

simplificatrice auquel le modèle considéré plus bas tente de pallier. A noter, toutefois, que le rapport ECETOC (Poels et al., 1990), qui est à l'origine du modèle HESP, propose d'utiliser directement des valeurs de BCF sous forme de fourchettes, et présente des valeurs de BCF pour différents types de plantes (valeurs de BCF basses ou hautes).

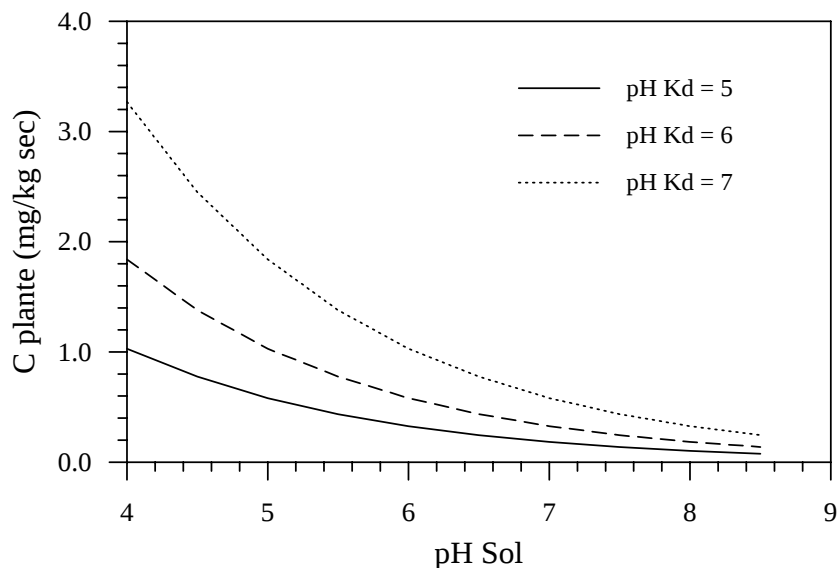


Fig.3 – Illustration de l'influence du pH sur la quantité de Cd extraite calculée par le modèle HESP

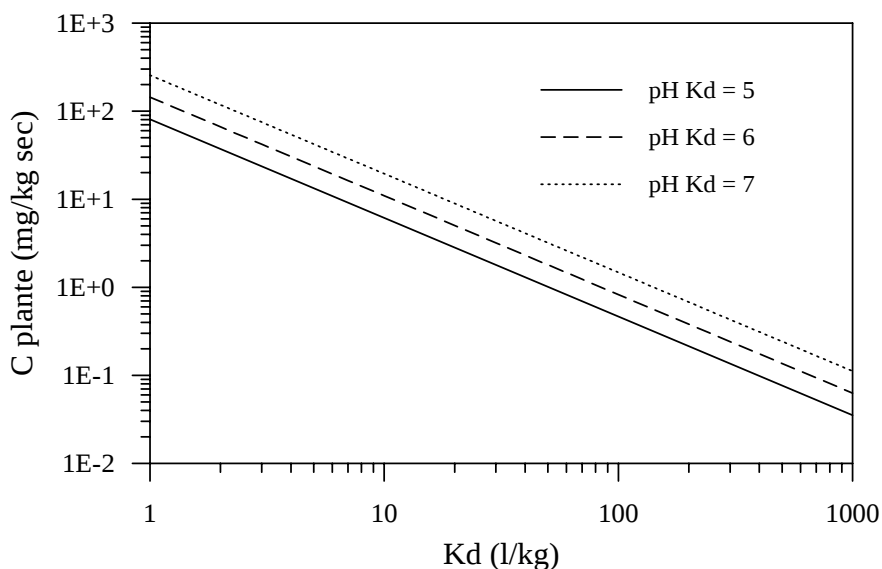


Fig.4 – Illustration de l'influence du K_d sur la quantité de Cd extraite calculée par le modèle HESP

2.3.3. Modèle B

Ce modèle combine une équation de Del Castilho et Chardon (1995), qui tente de corréler la concentration dans le sol avec celle en solution, avec une équation simple d'absorption par consommation racinaire. L'équation de consommation racinaire est (Palm, 1994) :

$$Ex_{plante} = C_{solution} \times r \quad (5)$$

où : Ex_{plante} est la quantité de métal qui est extraite par la plante (mg/jour et par m² de culture) ; $C_{solution}$ est la concentration en métal dans l'eau du sol dans la zone racinaire (mg/l) ; r est la consommation d'eau racinaire (mm/j).

Del Castilho et Chardon (1995) ont étudié l'absorption de Cd par différents végétaux. Ces auteurs supposent qu'à de faibles concentrations en Cd dans le sol, la distribution du Cd entre la solution et le sol peut être décrite par une isotherme de Freundlich :

$$Cd_{ads} = K Cd_{solution}^{1/n} \quad (6)$$

où : Cd_{ads} est la fraction adsorbée (mg/kg) ; $Cd_{solution}$ est la concentration en solution (µg/l) ; n et K sont des coefficients spécifiques au sol.

En se basant sur l'étude de 11 sols néerlandais, ces auteurs proposent une valeur de $1/n = 0.8$ et une corrélation entre le paramètre K et le pH du sol :

$$K = -0.328 + 0.053 \times 10^{0.26pH-sol} \quad (7)$$

Ce modèle est utilisé ci-dessous pour estimer la concentration de Cd dans la solution à partir de la concentration en Cd dans le sol. Cette concentration en solution sert ensuite pour estimer la concentration en Cd dans la plante en fonction d'une consommation racinaire (équation 5).

On considère, comme précédemment, un sol dont la concentration en Cd est de 10 mg/kg. Ce sol est cultivé par du blé dont la période de croissance est supposée de 150 jours et le rendement est de 0.3 kg/m² (Veerkamp et Berge, 1992). La consommation racinaire est calculée sur la base des valeurs d'évapotranspiration journalières (Penman-Monteith) mesurées sur un site près du Creusot (71) sur une période d'un an et demie, et en appliquant un bilan de Thornthwaite (Thornthwaite et Mather, 1955) pour estimer l'évapotranspiration « réelle » (ETR). On suppose une réserve utile (RFU) du sol de 50 mm et un coefficient cultural de 1 pour la période de février à juin (voir Nouzille et al., 1998). Une valeur d'ETR moyenne sur la période considérée de 2.3 mm/j est obtenue.

La Figure 5 présente les valeurs de concentration en Cd dans la plante estimées à l'aide du modèle B. On remarque des concentrations très fortes à faible pH. Ceci est lié au fait, d'une part, qu'à faible pH les équations (6) et (7) prévoient une concentration dans le fluide interstitiel relativement élevé, et d'autre part, il est supposé que le sol peut

« fournir » cette concentration tout au long de la croissance de la plante. Dans la réalité on peut s'attendre à une déplétion de la quantité de Cd dans le sol, ainsi qu'à un effet de la concentration en Cd de la plante sur sa croissance et donc sur sa consommation racinaire.

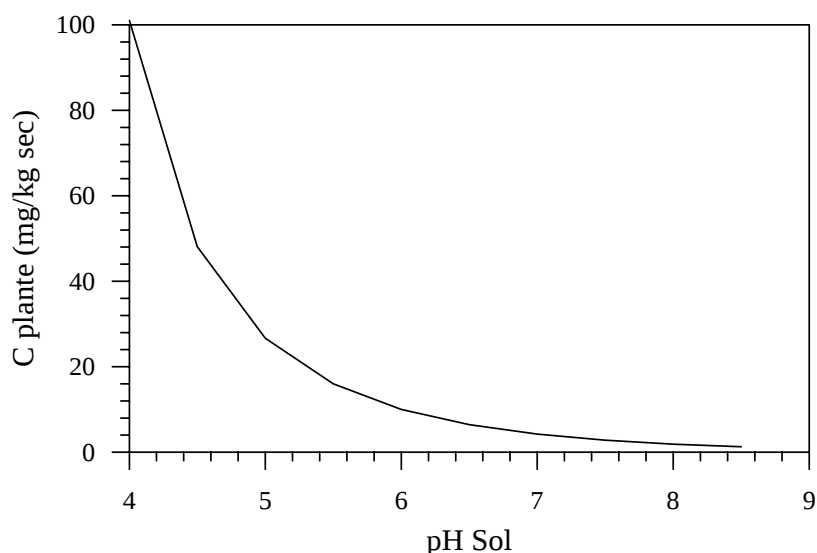


Fig.5 – Illustration de l'influence du pH sur la quantité de Cd extraite calculée par le modèle B

2.3.4. Comparaison avec des données mesurées

Les deux modèles décrits précédemment sont comparés aux données mesurées par Singh et al. (1995). Ces auteurs ont étudié l'influence du pH sur l'extraction de Cd par différents végétaux cultivés dans deux types de sols : un limon argileux et un limon. Les sols étudiés ont les caractéristiques suivantes :

Sol	pH	Carbone total (g/kg)	%Argile	% Sable	% Silt	Cd (mg/kg)*
Limon argileux	6.5	64	28	45	41	2.8
Limon	6.5	37	15	31	40	1.76

(* : Extrait à l'eau régale)

Tableau 1 – Caractéristiques des sols étudiés par Singh et al. (1995)

Le calcul est effectué pour des cultures de blé et de carottes. Ces végétaux ont été cultivés dans des pots de 7.2 dm³ au cours de 3 années consécutives. Les pH des sols ont été ajustés par ajout de H₂SO₄ et CaCO₃ pour arriver à 4 valeurs de pH : 5.5, 6.5, 7.0 et 7.5. Les végétaux ont été analysés à maturité et la concentration en Cd a été mesurée dans différentes parties de la plante. Sur les 3 années d'expérimentation, on obtient les valeurs moyennes suivantes :

	Limon argileux		Limon	
pH	Carottes	Blé	Carottes	Blé
5.5	3.65	1.70	5.08	2.03
6.5	1.41	0.61	1.90	0.77
7	1.52	0.81	1.67	0.78
7.5	0.92	0.65	1.28	0.74

Tableau 2 – quantités de Cd (mg par kg de végétal sec) mesurées dans les végétaux.

Ces valeurs sont comparées ci-dessous aux résultats calculés par le modèle HESP et le modèle B décrits précédemment.

L'approche HESP nécessite une valeur de K_d . A partir de la composition des sols et de l'équation (3) (utilisée par HESP) on arrive à des valeurs de K_d de 175 l/kg pour le limon argileux et 139 l/kg pour le limon. Il est supposé que ce K_d correspond à un pH qui est celui du sol avant ajouts effectués pour modifier le pH (pH = 6.5).

Pour appliquer le modèle B, il a été supposé une durée de croissance des carottes et du blé de 90 jours (Singh et al., 1995) et 150 jours respectivement. La consommation racinaire a été prise égale à 2.3 mm/j (voir sous-chapitre précédent). Les rendements des deux cultures sont prises égales à 0.38 et 0.30 kg/m² respectivement (Veerkamp et Berge, 1992).

Les résultats des calculs sont présentés dans les tableaux 3 et 4 et graphiquement dans les Figures 6 et 7. On constate que les valeurs calculées par le modèle HESP sont très fortement sous-estimées par rapport aux mesures. Les valeurs calculées par HESP sous-estiment les valeurs mesurées d'un facteur 11 à 28 pour les carottes, et d'un facteur 5 à 13 pour le blé. Le modèle B présente également des écarts importants par rapport aux valeurs mesurées, avec une sous-estimation d'un facteur 2 à 7 pour les carottes, et une sur-estimation jusqu'à un facteur 3 pour le blé.

pH	HESP	Modèle B	
		Carottes	Blé
5.5	0.22	1.77	3.74
6.5	0.12	0.72	1.51
7	0.09	0.47	0.99
7.5	0.07	0.31	0.66

Tableau 3 – valeurs de Cd (mg par kg de végétal sec) calculées par les deux modèles pour le limon argileux.

pH	HESP	Modèle B	
		Carottes	Blé
5.5	0.18	0.99	2.09
6.5	0.10	0.40	0.85
7	0.08	0.26	0.56
7.5	0.06	0.18	0.37

Tableau 4 – valeurs de Cd (mg par kg de végétal sec) calculées par les deux modèles pour le limon.

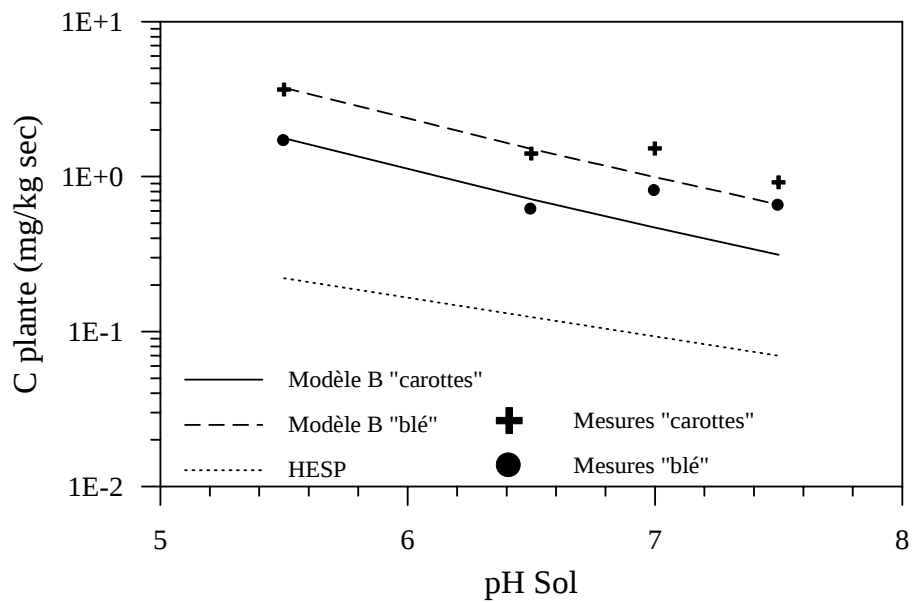


Fig. 6 – Comparaison entre les valeurs mesurées par Singh et al. (1995) et les valeurs calculées à l'aide de HESP et du modèle B. Sol : limon argileux

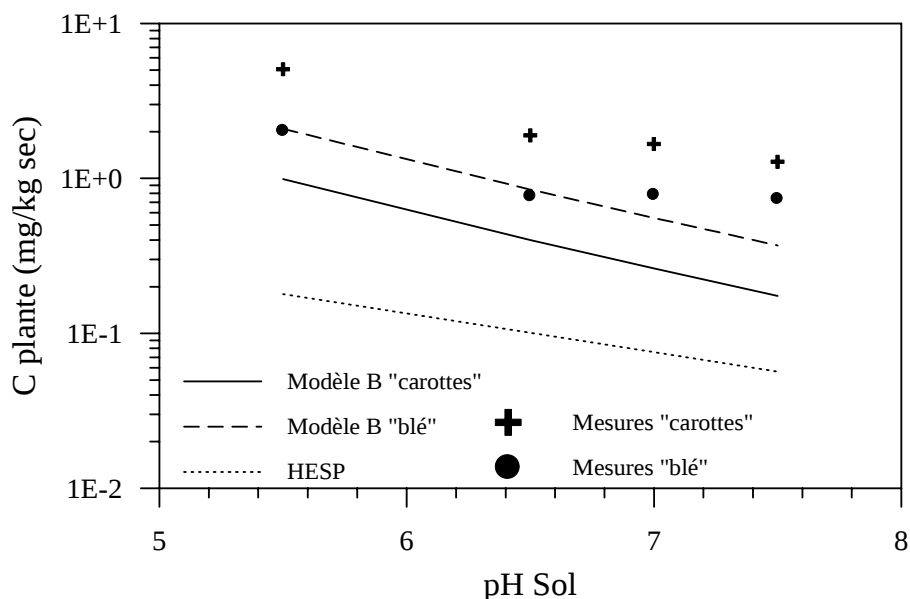


Fig. 7 – Comparaison entre les valeurs mesurées par Singh et al. (1995) et les valeurs calculées à l'aide de HESP et du modèle B. Sol : limon

2.3.5. Conclusions sur les modèles d'assimilation des métaux par les plantes

La revue bibliographique succincte présentée ci-dessus souligne les limites des modèles communément utilisés par les outils d'évaluation des risques pour estimer le transfert sol-plante. Compte tenu de la complexité des mécanismes en jeu, aucun des deux modèles testés ne peut être jugé satisfaisant. D'après la littérature, il y aurait peu de corrélation entre la concentration totale dans le sol et ce qui est réellement extrait par la plante. Par contre, certaines études montrent une corrélation significative entre la quantité de métal extraite et la concentration dans l'eau interstitielle du sol. De nombreux extractants (solutions de sels neutres, DTPA, EDTA, NH_4NO_3 , etc.) ont été testés par les chercheurs pour accéder à cette solution interstitielle.

Compte tenu de ce qui précède, il paraît clairement préférable de disposer directement de mesures de l'assimilation de métaux par des plantes cultivées sur le site même. Or c'est un des principaux avantages du jeu de données analysé dans le chapitre 4 que d'inclure des mesures d'assimilation de métaux par des légumes cultivés sur le site industriel étudié.

3. Prise en compte de l'incertitude dans l'évaluation du risque d'exposition

3.1. INTRODUCTION

Comme il a été souligné dans l'introduction générale, le principal objectif de l'étude proposée est de permettre de combiner plusieurs modes de représentation de l'incertitude dans un même calcul du risque d'exposition. Dans un premier temps, les méthodes probabiliste et possibiliste de représentation de l'incertitude sont décrites, et ensuite une approche (appelée « hybride ») pour combiner ces deux méthodes est proposée.

3.2. REPRESENTATIONS PROBABILISTE ET POSSIBILISTE DE L'INCERTITUDE

Dans le cadre des évaluations des risques d'exposition de l'homme aux polluants du sol, l'approche probabiliste est couramment utilisée pour représenter l'incertitude liée aux paramètres des modèles d'exposition. L'approche probabiliste suppose que les paramètres des modèles d'exposition sont des variables aléatoires pouvant être décrites par des fonctions de distribution de probabilité. Si on considère une variable aléatoire X dont les probabilités $P(x)$ associées à chaque valeur x de la variable X sont connues, la fonction de distribution $F(x)$ (notée aussi fonction de distribution cumulée) décrit la probabilité que la variable X prenne une valeur inférieure ou égale à une valeur x :

$$F(x) = P(X \leq x) \quad \text{pour tout } x \quad (8)$$

Si la variable X est continue, alors on peut définir une fonction de densité de probabilité $f(x)$:

$$f(x) = \frac{dF(x)}{dx} \quad (9)$$

La distribution normale est un exemple bien connu de la fonction de densité de probabilité. La Figure 8 illustre cette fonction ainsi que la fonction de distribution de probabilité cumulée $F(x)$.

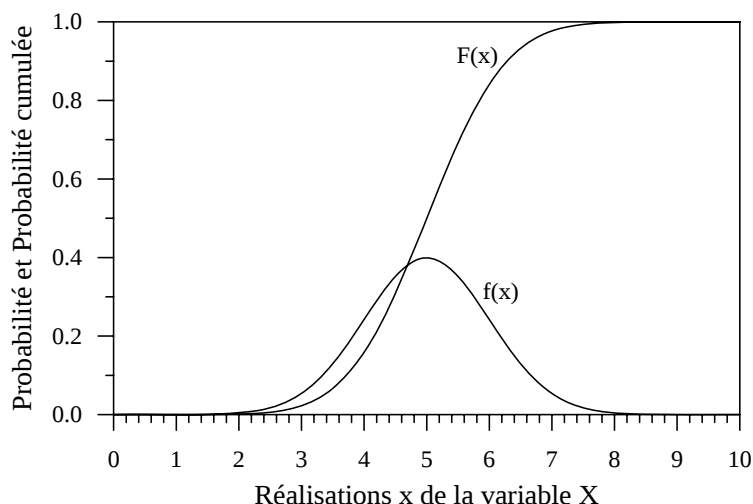


Fig. 8 - Exemple de fonction normale de densité de probabilité $f(x)$ et fonction associée de distribution de probabilité cumulée $F(x)$.

L'utilisation de l'approche probabiliste pour représenter l'incertitude suppose qu'on dispose de suffisamment de données pour définir des distributions de probabilité statistiquement significatives. Or dans la pratique, une telle quantité d'information fait souvent défaut. L'information dont on dispose est souvent de nature imprécise ou vague.

Certains chercheurs ont proposé de supposer « a priori » des distributions de probabilité pour représenter l'incertitude, même en l'absence d'informations permettant d'effectuer une analyse statistique. C'est l'approche dite « Bayésienne » des probabilités subjectives (voir par exemple Cullen et Frey, 1999) appliquée notamment par Bonano et al. (1990) dans le domaine de la sûreté nucléaire. Ces auteurs font appel à du jugement d'expert pour identifier des distributions de probabilité jugées les plus vraisemblables.

Dans le contexte de l'évaluation des risques pour la santé humaine, l'approche Bayésienne ne nous paraît pas satisfaisante pour plusieurs raisons. Tout d'abord elle suppose plus de connaissance qu'il n'en existe réellement : elle ne distingue pas entre le cas où on ne dispose pas d'information concernant un paramètre, de celui où on a réellement observé une variabilité aléatoire de ce paramètre. Ensuite, comme il sera montré dans le chapitre 4, l'hypothèse *a priori* de distributions de probabilité peut avoir des conséquences non sécuritaires (minorantes) sur l'estimation du risque. La vraie « force » de la théorie Bayésienne réside dans l'application du théorème de Bayes, qui permet de corriger les distributions de probabilité subjectives au fur et à mesure que de nouvelles informations sont recueillies. Cette théorie a été appliquée avec succès, notamment dans le domaine de l'exploration minière. Mais dans un contexte d'évaluation des risques, il est rare que de nouvelles informations soient disponibles permettant de corriger les distributions initiales. Ces distributions *a priori* deviennent donc *de facto* des distributions *a posteriori*, introduisant ainsi une illusion de connaissance (et de degré de confiance) qui n'est pas justifiée par les données disponibles.

Le besoin de traiter des données de type imprécises ou vagues a amené Zadeh (1965 et 1978) à développer une théorie dite des « possibilités », par opposition à la théorie plus connue des probabilités. Plutôt que de représenter une variable par une distribution de probabilité, Zadeh introduit la notion de nombre dit « flou ». Un tel nombre décrit, au travers d'une fonction d'appartenance (notée μ), le degré de « possibilité » qu'une variable X prenne telle ou telle valeur x . Ce degré de possibilité est analogue à la notion « d'absence de surprise ».

Pour illustrer le nombre flou on supposera que l'on dispose de quelques mesure du pH du sol, qui indiquent une valeur située entre 6.5 et 8 mais sans qu'il soit possible de définir une véritable distribution statistique pour ce paramètre (faute d'avoir un nombre suffisant de mesures). Par contre, l'expérimentateur pourrait estimer que des valeurs minimales et maximales de 6 et 8.5 sont possibles, compte tenu du type de sol ou du contexte. Cette information peut être représentée par un nombre flou tel que décrit dans la Figure 9.

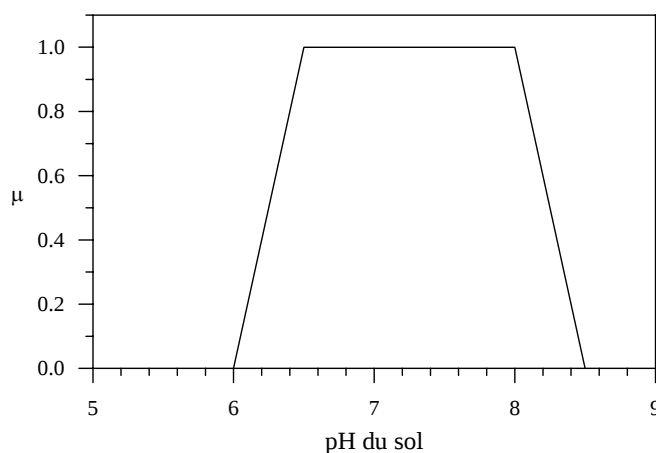


Fig. 9 - Exemple d'un nombre flou représentant les valeurs jugées vraisemblables du pH d'un sol

La fourchette 6.5 – 8 est appelée le « noyau » du nombre flou, tandis que la fourchette 6 – 8.5 est appelée le « support ». A noter que toutes les formes de nombres flous sont possibles, mais que leur définition devrait s'attacher à être cohérente avec l'information dont on dispose. Par exemple, si l'expérimentateur estime que les valeurs en dehors de la fourchette 6.5 – 8 sont possibles mais peu vraisemblables, les droites reliant le noyau au support pourraient être représentées par des courbes (Figure 10).

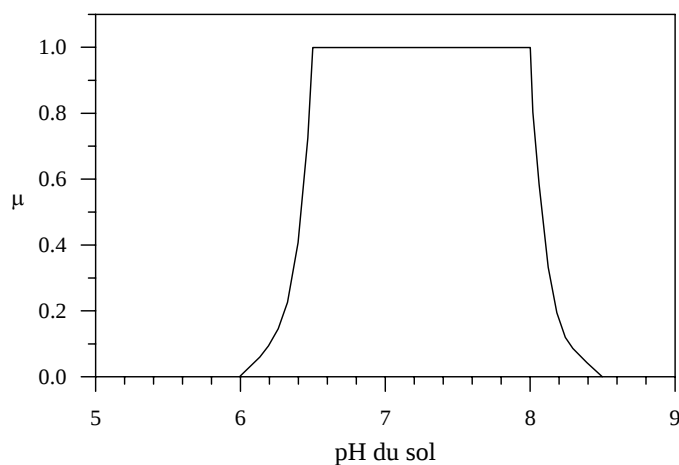


Fig. 10 - Même nombre flou qu'en Figure 9, mais les valeurs situées en dehors du noyau sont jugées moins vraisemblables.

Comme il sera montré dans le prochain sous-chapitre, la théorie des possibilités permet d'effectuer des calculs à partir de nombres flous (voir Prade et Dubois, 1988).

3.3. CALCUL MONTE CARLO ET CALCUL EN NOMBRES FLOUS

Si les variables intervenant dans un modèle sont représentées par des distributions de probabilité, un calcul probabiliste peut être effectué en utilisant la méthode dite « Monte Carlo » (voir Vose, 1996). Cette méthode consiste à échantillonner, de manière aléatoire, les différentes fonctions de distribution de probabilité (appelées PDF en anglais), à effectuer le calcul à partir du modèle, puis à répéter l'opération un grand nombre de fois. Dans la pratique, les fonctions de probabilité sont échantillonnées « au hasard » en générant des nombres aléatoires compris entre 0 et 1 (il existe pour cela des algorithmes spécifiques). Cette procédure est illustrée graphiquement dans la Figure 11. On voit que si le tirage aléatoire donne une valeur $\alpha = 0.65$, on obtient une valeur de la variable X : $x = 5.4$.

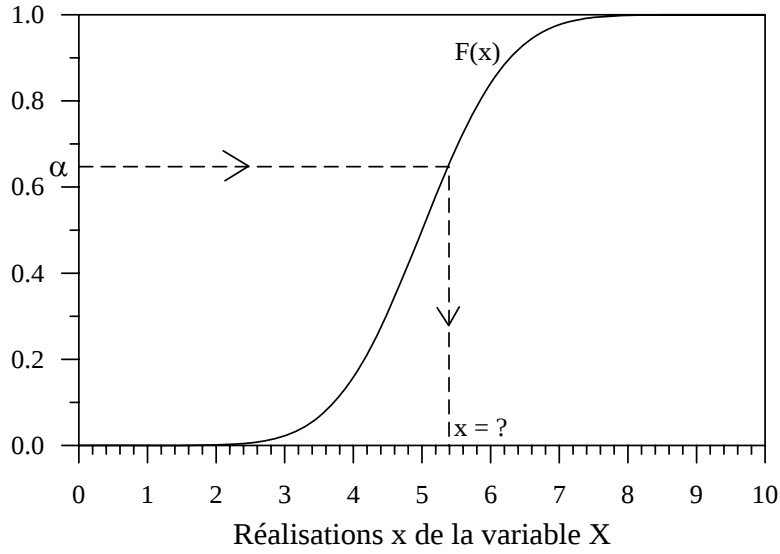


Fig. 11 - Principe de l'échantillonnage aléatoire des distributions de probabilité cumulée

Si les différentes variables $X_1, X_2, \dots, X_k$ du modèle sont supposées indépendantes, un nombre aléatoire est tiré pour chaque variable et ensuite le calcul du modèle $f(X_1, X_2, \dots, X_k)$ est effectué. En répétant la procédure un grand nombre de fois (on parle d'itérations), on peut exprimer le résultat du calcul sous la forme d'un histogramme de fréquences relatives, et d'un diagramme des fréquences relatives cumulées. Ce diagramme est analogue à une distribution de probabilité cumulée. Il peut ensuite être comparé à un critère d'acceptabilité (voir la section suivante).

Le calcul à partir de nombres flous, quant à lui, fait usage du principe d'extension énoncé par Zadeh (1978). Ce principe permet d'étendre aux fonctions d'appartenance, les opérations arithmétiques effectuées sur les valeurs d'un sous-ensemble flou. Il énonce qu'étant donné deux quantités floues X_1 et X_2 non liées, et une fonction réelle $f(x,y)$, la fonction d'appartenance de la quantité floue $f(X_1, X_2)$ est obtenue à partir des fonctions d'appartenance de X_1 et X_2 d'après :

$$\mu_{f(X_1, X_2)}(u) = \text{Sup} \left\{ \min \left(\mu_{X_1}(x), \mu_{X_2}(y) \right) \mid f(x, y) = u \right\} \quad (10)$$

où : $\mu_{f(X_1, X_2)}(u)$ est la fonction d'appartenance de $f(X_1, X_2)$ pour toute valeur u ; $\mu_{X_1}(x)$, $\mu_{X_2}(y)$ sont les fonctions d'appartenance des nombres flous X_1 et X_2 pour les valeurs x et y ; *Sup* désigne la plus grande valeur (le suprémum) ; et *min* désigne l'opérateur de minimisation des $\mu_{X_1}(x)$, $\mu_{X_2}(y)$ tels que $f(x,y) = u$.

L'équation (10) permet de définir les règles d'une arithmétique en nombres flous. On citera Bouchon-Meunier (1993) pour des applications de l'équation (10) à des opérations simples telles que l'addition, la soustraction ou la multiplication. Par contre, son application à des fonctions complexes peut se révéler très lourde. Une alternative pratique pour réaliser des opérations à partir de nombres flous est la méthode par découpage. Cette méthode consiste à sélectionner la gamme de valeurs (appelée α -

coupe) envisageables pour une certaine valeur α de la fonction d'appartenance d'un nombre flou X (voir Figure 12), et à faire usage de la relation ci-dessous.

Soit k quantités floues X_1 à X_k , et une fonction continue f de ces quantités (le modèle), on peut montrer que :

$$\left[f(X_1, \dots, X_k) \right]_{\alpha} = f(X_{1\alpha}, \dots, X_{k\alpha}) \quad (11)$$

pour toute valeur de α comprise entre 0 et 1.

Cette relation exprime le fait que la α -coupe correspondant au résultat du modèle est égale au résultat du modèle obtenu à partir des α -coupes de chaque quantité floue X_i intervenant dans le modèle. Dans la pratique, et pour le type de fonctions considérées ici, la méthode des α -coupes revient à effectuer un calcul d'intervalle classique pour différentes valeurs α de la fonction d'appartenance, et à reconstituer ainsi le résultat flou.

A noter qu'une différence fondamentale entre les approches floue et probabiliste est la non-multiplicité des degrés de vraisemblance. Il est rappelé, en effet, qu'étant donné deux événements A et B indépendants, la probabilité que A et B se réalisent simultanément est le produit des probabilités respectives de réalisation de A et de B :

$$P(A \cap B) = P(A) \cdot P(B) \quad (12)$$

Lors de simulations Monte Carlo, les scénarios associant plusieurs événements peu probables ont d'autant moins de chances d'être réalisés. L'approche floue, par contre, s'intéressant aux possibilités et non aux probabilités, ne répercute pas les degrés de vraisemblance respectifs des différentes variables dans celle du scénario tout entier.

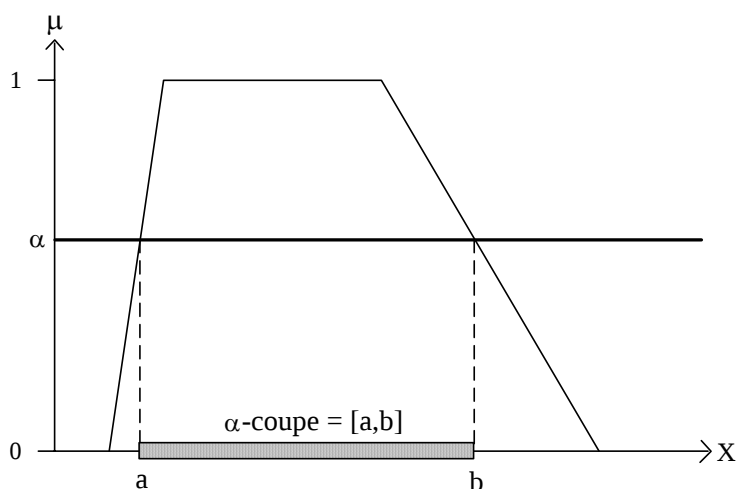


Fig. 12 - Principe de la méthode par découpage (α -coupes).

En se basant sur l'équation (11), le calcul flou peut être effectué en recherchant les minimas et les maxims du calcul du modèle, pour un nombre limité de niveaux de vraisemblance (valeurs α de la fonction d'appartenance), et en reconstituant le résultat flou complet en reliant les points ainsi définis. Pour k variables floues X_1 à X_k , le schéma de calcul est le suivant :

- ① : choisir une valeur α de la fonction d'appartenance (un niveau de vraisemblance),
- ② : sélectionner, pour chaque nombre flou X_1 à X_k , les valeurs a et b de la α -coupe correspondant à cette valeur α ,
- ③ : calculer les valeurs *min* et *max* de $f(X_1, \dots, X_k)$ en considérant toutes les valeurs situées entre a et b pour chaque nombre flou,
- ④ : affecter ces valeurs *min* et *max* aux limites inférieure et supérieure de la α -coupe de $f(X_1, \dots, X_k)$,
- ⑤ : répéter l'opération pour une autre α -coupe,
- ⑥ : reconstituer le résultat flou $f(X_1, \dots, X_k)$ à l'aide des valeurs *min* et *max* de chaque α -coupe de $f(X_1, \dots, X_k)$.

Cette procédure a été appliquée par Guyonnet et al. (1999) pour estimer l'impact d'une source de pollution sur les eaux souterraines. Ces auteurs ont également comparé les méthodes probabiliste (Monte Carlo) et possibiliste (calcul en nombres flous) pour un même scénario. Il est montré combien l'approche floue est sécuritaire par rapport à l'approche Monte Carlo. En effet, l'approche par calcul flou considère toutes les combinaisons possibles de valeurs de paramètres mais ne multiplie pas les degrés de vraisemblance (ou d'invraisemblance). Dans le calcul Monte Carlo au contraire, des scénarios qui combinent des valeurs peu probables des variables ont une probabilité quasi-nulle. A supposer qu'on échantillonne ces scénarios lors du tirage aléatoire, ils seront éliminés lorsqu'on comparera le résultat du calcul avec un critère d'acceptabilité, pour un certain pourcentage de confiance (95% par exemple). De nombreux scénarios peu probables se trouveront dans cette gamme de 5% restants. Si les valeurs des paramètres avaient été jugées « possibles » plutôt que « probables » cet effet de coupure n'aurait pas lieu. Cet effet minorant de l'approche Monte Carlo est illustrée plus en détail dans le chapitre 4, par comparaison avec la méthode « hybride » proposée.

3.4. COMPARAISONS AVEC DES CRITERES DE TOLERANCE

La Figure 13 présente un exemple de résultat de calcul Monte Carlo du risque de cancer additionnel lié à l'ingestion d'eau souterraine polluée par un produit chimique (du trichloréthylène ; voir Guyonnet et al., 1999). Le risque calculé est comparé à un critère d'acceptabilité défini par l'autorité compétente comme étant 10^{-5} . Cette valeur signifie que l'on accepte que dans une population de 10^5 personnes, un cancer additionnel soit imputable à la présence de la source de pollution. L'autorité compétente stipule par ailleurs que le risque calculé ne doit pas dépasser le critère d'acceptabilité pour un degré de confiance de 70%. La Figure 13 indique que le risque calculé est jugé acceptable. En effet, on voit que le risque calculé a plus de 70% de chances d'être inférieur à 10^{-5} .

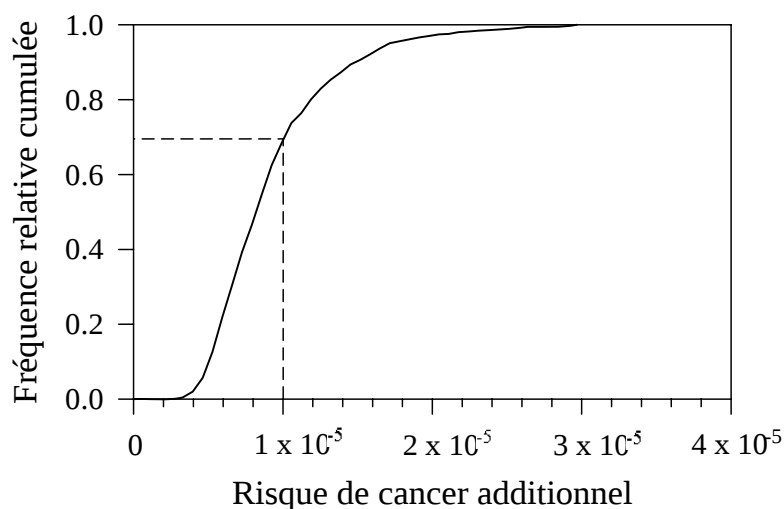


Fig. 13 - Comparaison du risque calculé (par la méthode Monte Carlo) avec un critère d'acceptabilité.

La comparaison d'un résultat flou avec un critère d'acceptabilité est légèrement moins « intuitive ». La théorie des possibilités permet la comparaison d'un critère (noté C) avec un nombre flou (noté F), en faisant intervenir deux indicateurs de la véracité de la proposition " F est inférieure à C ". Ces indicateurs, compris entre 0 et 1, sont appelés mesure de possibilité (Π) et mesure de nécessité (N). Ils peuvent être définis comme suit (Prade et Dubois, 1988, Bouchon-Meunier, 1993).

La mesure de possibilité Π que la proposition $F \leq C$ soit vraie est définie par :

$$\Pi(F \leq C) = \sup_u \min[\mu_F(u), \mu_C(u)] \quad (13)$$

où : $\mu_F(u)$ est le degré d'appartenance de la grandeur F pour toute valeur u ; $\mu_C(u)$ est le degré d'appartenance du critère C pour toute valeur u (note : $\mu_C(u) = 1$ si $u \leq C$ et 0 si $u > C$) ; $\sup$ désigne la plus grande valeur et $\min$ désigne l'opérateur de minimisation.

Dans l'équation (13), $\min[\mu_F(u), \mu_C(u)]$ représente l'ensemble des valeurs correspondant aux plus petits des degrés d'appartenance de F et de C . La mesure de nécessité N est définie par :

$$N(F \leq C) = \inf_u \max[1 - \mu_F(u), \mu_C(u)] \quad (14)$$

où $\inf$ désigne la plus petite valeur et $\max$ désigne l'opérateur de maximisation.

A partir de ces deux indicateurs, on peut distinguer 5 situations illustrées en Figure 14 pour un nombre flou F d'allure générale trapézoïdale, un critère C (supposé non-flou), et la proposition $F \leq C$:

- Figure 14 a) : $\Pi = 1$, $N = 1$. La proposition est nécessairement vraie,
- Figure 14 b) : $\Pi = 1$, $N = 1 - \alpha$. La proposition est vraisemblable, pour une nécessité de $1 - \alpha$,
- Figure 14 c) : $\Pi = 1$, $N = 0$. La proposition est peut-être vraie,
- Figure 14 d) : $\Pi = \beta$, $N = 0$. La proposition est vraisemblablement fausse, mais peut être vraie pour une possibilité de β ,
- Figure 14 e) : $\Pi = 0$, $N = 0$. La proposition est nécessairement fausse.

On notera que N est toujours inférieur à Π , et que si $N = 1$, alors Π est forcément aussi égal à 1. En effet, pour une proposition A on a : $N(A) = 1 - \Pi(\bar{A})$, où $(\bar{A})$ représente la proposition contraire de A . Or si la mesure de nécessité de la proposition A est égale à 1, alors la mesure de possibilité de la proposition contraire de A est égale à 0. Par conséquent la mesure de possibilité de la proposition A est égale à 1.

Pour la proposition considérée dans la Figure 14, il est conseillé (voir Côme et al., 1997) de sélectionner N comme véritable indicateur de l'acceptabilité, car ce critère est un critère "strict", compatible avec une application raisonnable du principe de précaution.

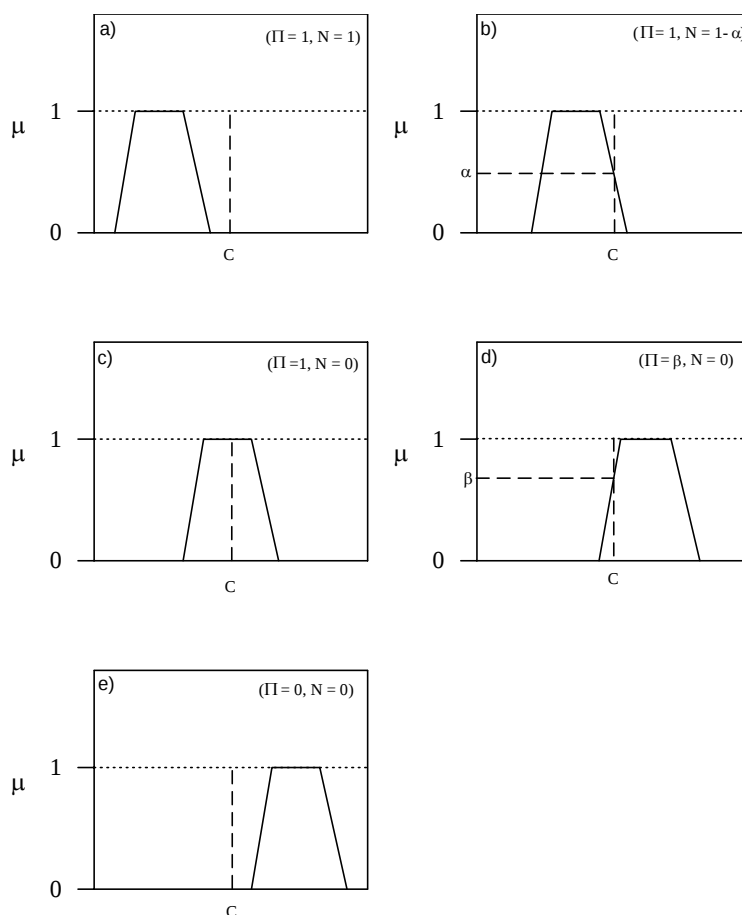


Fig. 14 - Comparaison d'un résultat flou (F) avec un critère d'acceptabilité (C) pour la proposition : résultat flou F est inférieur ou égal à C

La Figure 15 compare un résultat de risque flou à un seuil en utilisant les indicateurs présentés plus haut. En supposant que l'autorité compétente stipule que le risque calculé doit être inférieur à 10^{-5} pour une valeur de nécessité de 70 %, la Figure 15 suggère que le risque soit jugé inacceptable. En effet, la valeur de risque correspondant à cette valeur de nécessité est : 3.5×10^{-5} .

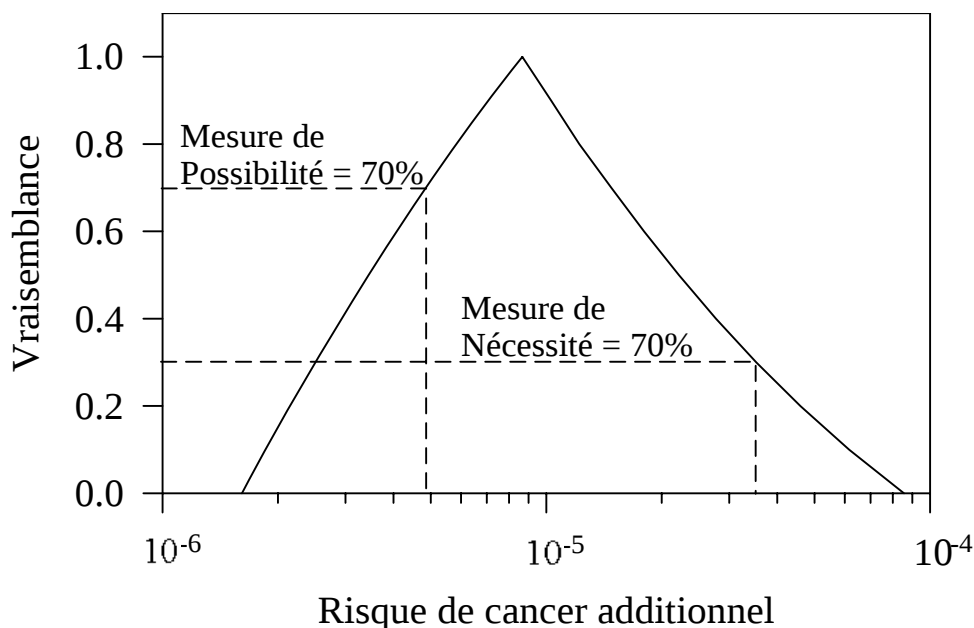


Fig. 15 - Valeurs maximales de risque calculé pour des mesures de possibilité (Π) et de nécessité (N) de 70%.

3.5. DEVELOPPEMENT D'UNE APPROCHE « HYBRIDE » PROBABILISTE-POSSIBILISTE

L'approche « hybride » proposée a été développée en collaboration avec l'Université Paul Sabatier de Toulouse. Elle permet de combiner, dans un même calcul du risque, la méthode dite Monte Carlo avec le calcul en nombres flous (méthode des alpha-coupes). L'approche est décrite ci-dessous.

On considère un modèle M faisant intervenir un certain nombre de paramètres dont certains peuvent être représentés par des distributions de probabilité, tandis que d'autres sont jugés mieux représentés par des nombres flous (l'information étant incomplète ou vague). Pour se référer à l'exemple concret traité dans le chapitre 4, on considère un calcul de dose de métal absorbée par une cible humaine.

On a : $\text{Dose} = M(P_1, \dots, P_n, F_1, \dots, F_m)$

où : P_1 à P_n sont les n variables pouvant être représentées par des distributions de probabilité ; F_1 à F_m sont les m variables pouvant être représentées par des nombres flous.

On supposera que les n variables P sont indépendantes.

Le calcul « hybride » consiste à :

- 1) générer n nombres aléatoires et échantillonner les n distributions de probabilité P_1 à P_n . On obtient un échantillon $(P_{x1}, \dots, P_{xn})$,
- 2) choisir une valeur α de la fonction d'appartenance des nombres flous (en pratique on commence à la valeur 0),
- 3) sélectionner, pour chaque nombre flou $F_1, \dots, F_m$, les valeurs de F_i correspondant à cette valeur de α (α -coupes),
- 4) chercher les valeurs *min* et *max* de $M(P_{x1}, \dots, P_{xn}, F_1, \dots, F_m)$ sur les α -coupe des F_i ,
- 5) affecter ces valeurs *min* et *max* aux limites inférieure et supérieure de la α -coupe de $M(P_{x1}, \dots, P_{xn}, F_1, \dots, F_m)$ pour cette valeur de α ,
- 6) répéter l'opération pour une autre valeur de α (on retourne au pas 2). En pratique on procède par pas de 0.1 pour aller de 0 à 1.
- 7) reconstituer le résultat flou $M(P_{x1}, \dots, P_{xn}, F_1, \dots, F_m)$ à l'aide des valeurs min et max de chaque α -coupe de $M(P_{x1}, \dots, P_{xn}, F_1, \dots, F_m)$,
- 8) générer de nouveau n nombres aléatoires et échantillonner les n distributions de probabilité. On obtient un nouvel échantillon $(P_{y1}, \dots, P_{yn})$,
- 9) recommencer le calcul en nombres flous.
- 10) poursuivre le processus jusqu'à obtenir un nombre « suffisant » de résultats flous.

En résumé, le processus consiste à générer ω doses calculées, chacune étant représentée par un nombre flou. Ceci est représenté de manière schématique par la Figure 16. A noter que l'approche proposée est analogue à un calcul d'intervalle flou (Dubois et Prade, 1991).

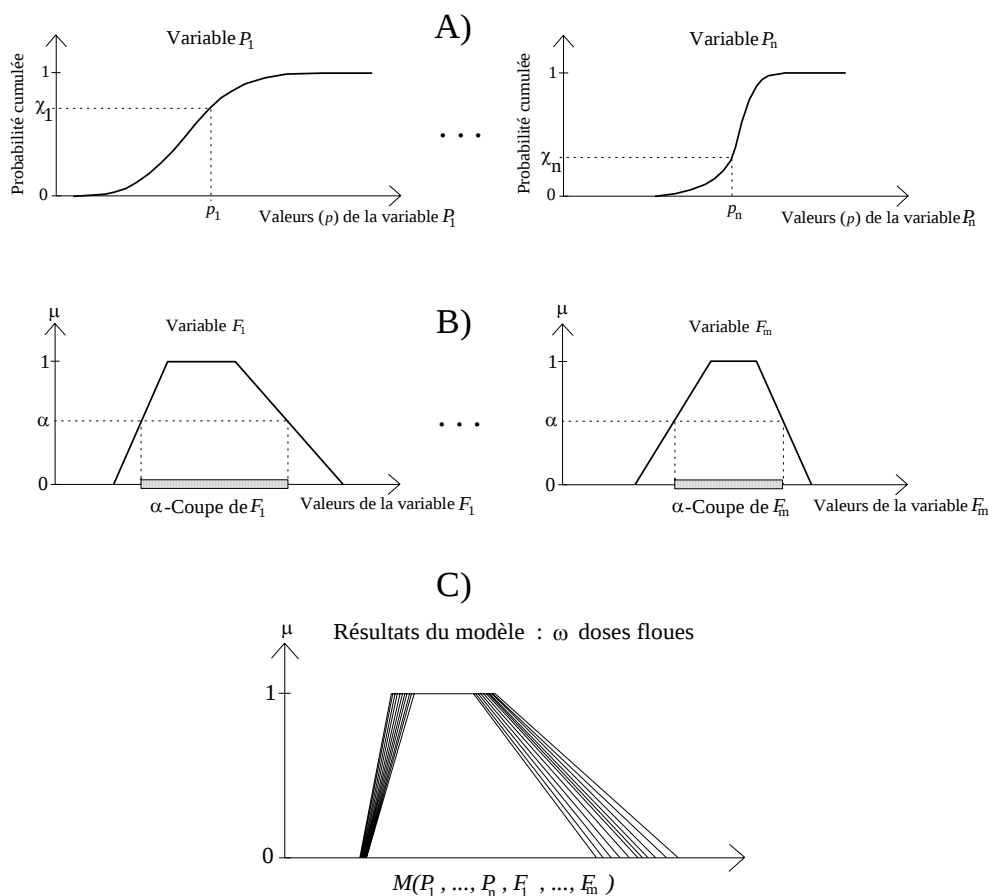


Fig. 16 – Représentation schématique du calcul «hybride »

- A) Générer n nombres aléatoires (χ) pour échantillonner les n distributions de probabilité : on obtient n valeurs $p_1, \dots, p_n$.
- B) Appliquer la méthode des α -coupes : chercher les valeurs *Inf* et *Sup* de $M(p_1, \dots, p_n, F_1, \dots, F_m)$ sur les α -coupes. Construire le nombre flou de $M(P_1, \dots, P_n, F_1, \dots, F_m)$ reporté en C).
- C) Répéter la procédure ω fois : on obtient ω résultats flous de $M(P_1, \dots, P_n, F_1, \dots, F_m)$

La question se pose ensuite de la représentation finale de ce calcul sous la forme d'un résultat unique. Une alternative consiste à prendre l'enveloppe de tous les résultats flous. Cette approche, excessivement sécuritaire, serait analogue à supposer la totale dépendance entre les différentes variables aléatoires. Elle ne tient donc pas compte de la multiplicité des probabilités, un scénario combinant des valeurs peu probables des paramètres d'entrée du modèle ayant très peu de chances d'être réalisé.

Une autre alternative, jugée plus réaliste, consiste à dresser des diagrammes de fréquence cumulée pour les valeurs *min* et *max* des réalisations de $M(P_1, \dots, P_n, F_1, \dots, F_m)$ pour chaque valeur de α , et à sélectionner les valeur *min* et *max* finales pour un certain degré de confiance (par exemple 95%). Cette approche est cohérente avec le fait que la dispersion de ces valeurs *min* et *max* est entièrement imputable à l'échantillonnage aléatoire probabiliste. Elle est illustrée par la Figure 17.

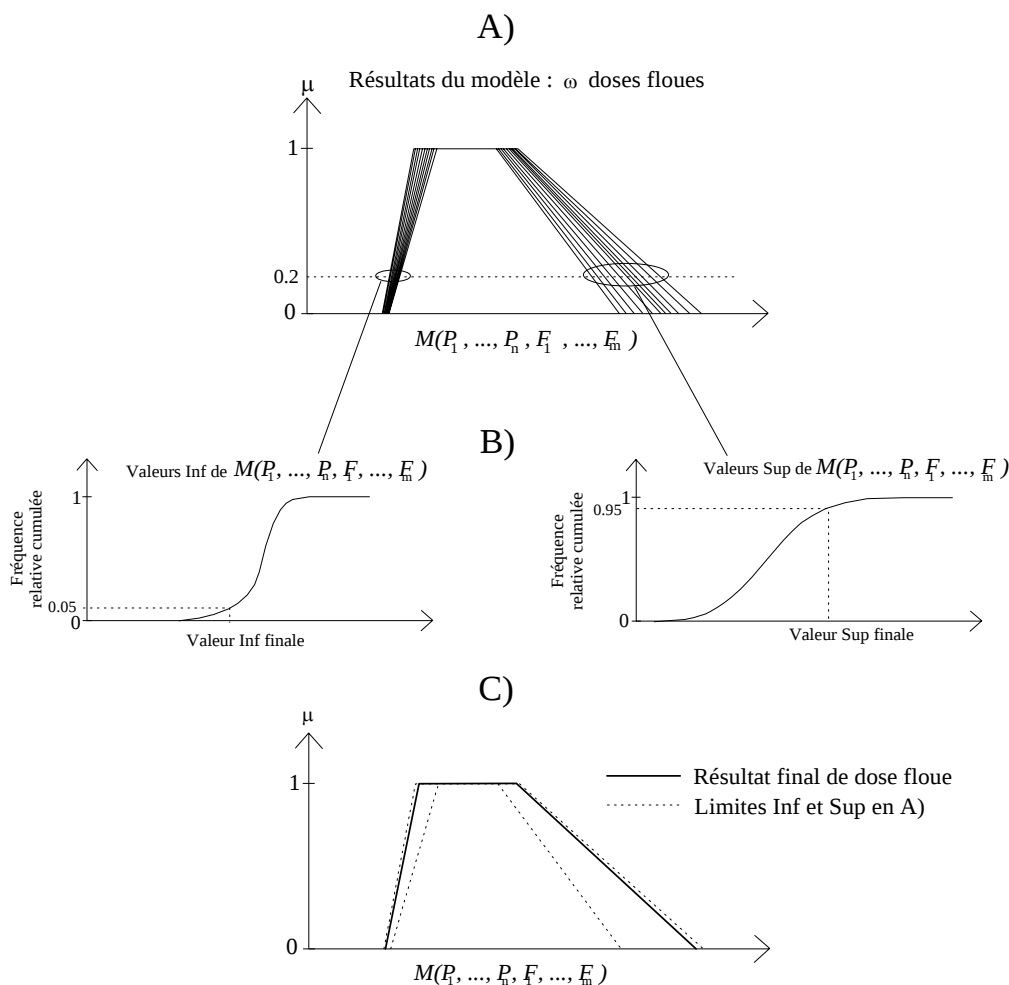


Fig. 17 – Méthode pour extraire le résultat final

- A) Sélectionner une valeur α et construire le diagramme des fréquences relatives cumulées des valeurs *Inf* et *Sup* de $M(P_1, \dots, P_n, F_1, \dots, F_m)$.
- B) Sélectionner les valeurs finales de *Inf* et *Sup* de $M(P_1, \dots, P_n, F_1, \dots, F_m)$ pour un degré de confiance de 95%.
- C) Répéter la procédure pour chaque valeur de α pour obtenir le résultat flou final de $M(P_1, \dots, P_n, F_1, \dots, F_m)$.

On soulignera que cette méthode « hybride » permet de représenter l'incertitude de manière cohérente par rapport à l'information dont on dispose, et éviter notamment de tirer des distributions de probabilité « d'un chapeau » lorsqu'il n'y a pas suffisamment d'information pour les justifier. Par ailleurs, parce qu'elle combine le calcul Monte Carlo avec le calcul par nombres flous, la méthode « hybride » permet de bénéficier de l'information « riche » fournie par les distributions de probabilité, tout en conservant le caractère sécuritaire du calcul flou. Elle présente donc une utilité en terme d'une « application raisonnable » du principe de précaution. Ce dernier point est illustré par le cas concret présenté dans le chapitre suivant.

4. Application au cas d'un sol pollué par du cadmium

4.1. DONNEES MESUREES

Le site étudié est celui de l'usine métallurgique de Métalleurop à Noyelles-Godault. Les sols superficiels de ce site, qui font l'objet d'investigations depuis les années 70, présentent localement des teneurs élevées en certains métaux (Pb, Cd, ..), en raison notamment de retombées liées aux fumées émises par une cheminée implantée sur le site de l'usine. Des teneurs totales en Cd mesurées dans les sols superficiels (0-10 cm) de ce site sont présentées dans le Tableau 5. Les sols ont été analysés par spectrophotométrie d'absorption atomique après mise en solution par de l'acide fluorhydrique. Chaque prélèvement de sol est référencé par coordonnées Lambert. Le nombre important de valeurs permet une interprétation de la variabilité spatiale de la teneur en cadmium du sol (voir sous-chapitre suivant).

Un avantage important de ce site par rapport à l'objectif de la présente étude est l'existence de mesures de Cd dans des plantes (légumes) cultivées directement sur site (Luttringer et Cormis, 1979). Des valeurs de cadmium mesurées dans les parties comestibles de poireaux sont présentées dans le Tableau 6. Les analyses ont été effectuées après un lavage identique à celui pratiqué par une ménagère en vue de la consommation des produits. Le cadmium a été mesuré après attaque des échantillons, préalablement calcinés, par de l'acide chlorhydrique puis par $\text{HCO}_4\text{-HF}$. Bien que ces mesures soient très peu nombreuses, elles permettent néanmoins de se rapprocher de la réalité de manière beaucoup plus représentative qu'à partir d'un modèle de calcul. En effet, comme il a été montré dans le chapitre 2, il n'existe pas de modèle fiable permettant de déduire les quantités de métal absorbé par la plante, sur la base des teneurs totales dans les sols.

Tableau 5 – Teneurs totales en Cd dans les sols superficiels du site (0-10 cm)

No. point	ppm Cd	No. point	ppm Cd	No. point	ppm Cd	No. point	ppm Cd
1	16.7	32	2.0	63	2.7	94	0.9
2	8.2	33	1.6	64	0.4	95	0.8
3	5.2	34	1.8	65	1.0	96	8.7
4	3.5	35	1.3	66	1.2	97	5.7
5	0.7	36	10.5	67	11.6	98	3.2
6	1.3	37	4.0	68	5.1	99	1.1
7	0.8	38	3.4	69	2.8	100	0.0
8	0.7	39	3.1	70	1.0	101	6.1
9	7.6	40	7.7	71	0.9	102	3.4
10	4.1	41	2.3	72	0.6	103	4.3
11	3.8	42	1.8	73	18.2	104	1.1
12	5.6	43	27.4	74	6.2	105	0.7
13	0.8	44	19.1	75	4.5	106	0.7
14	7.7	45	4.1	76	2.5	107	8.6
15	5.4	46	3.6	77	1.7	108	3.2
16	3.6	47	2.6	78	1.1	109	2.2
17	0.7	48	3.1	79	0.9	110	0.9
18	0.6	49	7.7	80	0.8	111	0.8
19	1.1	50	8.6	81	13.8	112	0.6
20	20.4	51	1.7	82	8.3	113	5.7
21	14.3	52	7.8	83	4.1	114	3.2
22	5.7	53	4.5	84	3.1	115	3.2
23	4.0	54	4.3	85	1.7	116	3.4
24	2.7	55	2.8	86	0.9	117	0.6
25	2.1	56	5.0	87	0.9	118	9.1
26	0.6	57	1.4	88	0.6	119	4.5
27	1.2	58	2.0	89	15.6	120	3.9
28	12.3	59	16.6	90	11.3	121	2.3
29	7.0	60	7.4	91	8.1	122	0.9
30	3.8	61	4.7	92	4.3	123	0.8
31	3.8	62	3.8	93	2.4	124	1.3

Tableau 6 – Valeurs mesurées dans les poireaux (lavés)
(Luttringer et Cormis, 1979)

Sols (mg/kg sec)	2.6	4.3	5.4	8.3	11.6
Poireaux lavés (mg/kg sec)	0.9	1.7	1.9	1.7	2

4.2. ANALYSE GEOSTATISTIQUE

L'analyse de la répartition des 124 teneurs en Cd dans les sols révèle une décroissance au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la cheminée d'usine, source de la pollution. On établit donc une régression entre la teneur en Cd et la distance à la cheminée (Figure 18). Plus exactement, cette régression est calculée sur les logarithmes des teneurs. En chaque point de mesure on dispose ainsi du logarithme de la teneur en Cd mesurée, LCd , ainsi que de la valeur de la régression compte tenu de la distance échantillon-cheminée.

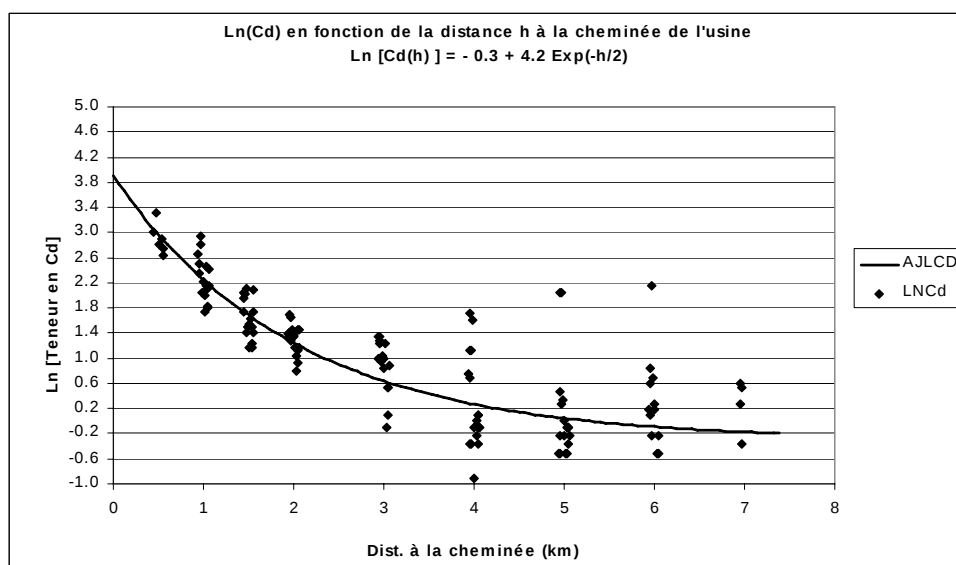


Fig. 18 – Corrélation entre le logarithme de la teneur en Cd et la distance entre le point de mesure et la cheminée de l'usine

Soit LCd^* cette valeur. A partir de ces deux valeurs, un résidu $R = LCd - LCd^*$ est calculé. On notera que le fait de travailler en logarithme permet d'obtenir un résidu R relativement indépendant de l'échelle des teneurs. Il est ensuite possible d'étudier la répartition spatiale de ce résidu. Le variogramme de R apparaît isotrope (Figure 19) et le variogramme toutes directions confondues peut être ajusté par un modèle linéaire (Figure 20).

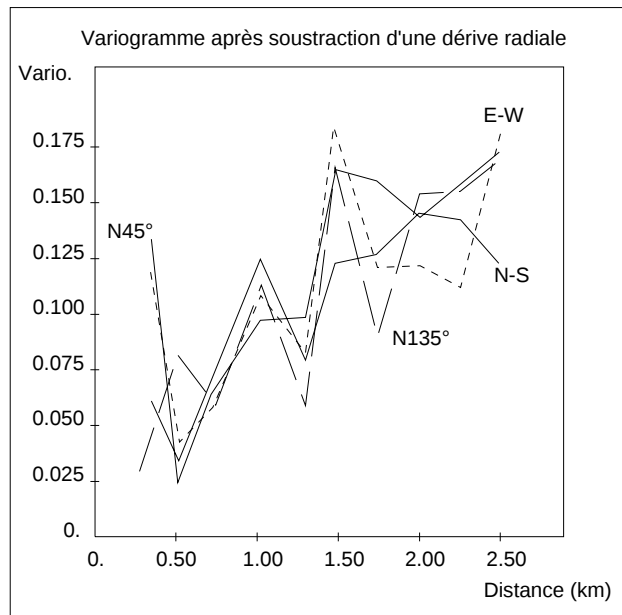


Fig. 19 - Variogramme des résidus après soustraction d'une dérive. 4 directions de calcul (N-S, E-W, N45°, N135°). Ce variogramme est isotrope

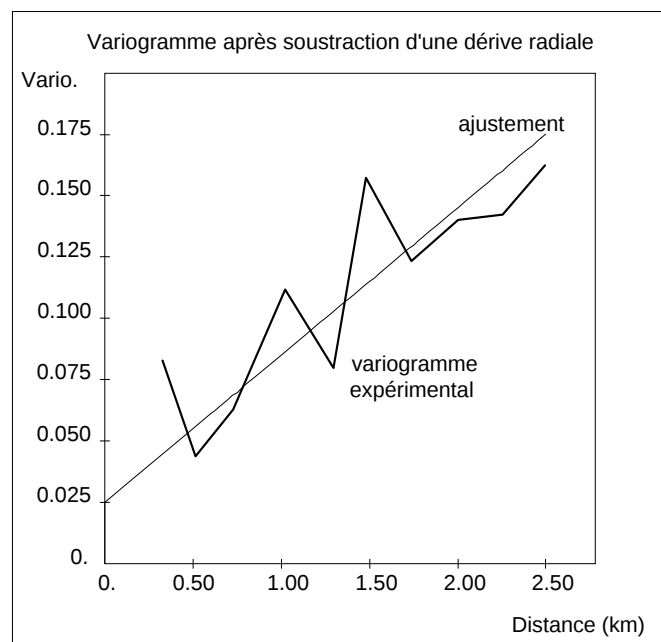


Fig. 20 - Variogramme toutes directions confondues des résidus après soustraction d'une dérive Ajustement par un schéma linéaire : $\gamma(h) = 0.025 + 0.06 h$

Les teneurs en Cd (leur logarithme) peuvent alors être interpolées par krigeage, méthode qui présente l'avantage de pouvoir calculer également l'écart-type de krigeage, c'est-à-dire un ordre de grandeur de la précision avec laquelle l'estimation est réalisée. En rajoutant la dérive et en prenant l'exponentielle du résultat, on revient aux teneurs

brutes. Ceci permet de tracer la carte des teneurs en Cd (Figure 21), ainsi que la carte des erreurs d'estimation des teneurs (Figure 22). Par rapport à un krigeage direct, sans prise en compte de la dérive, cette méthode permet d'obtenir des erreurs d'estimation plus réalistes.

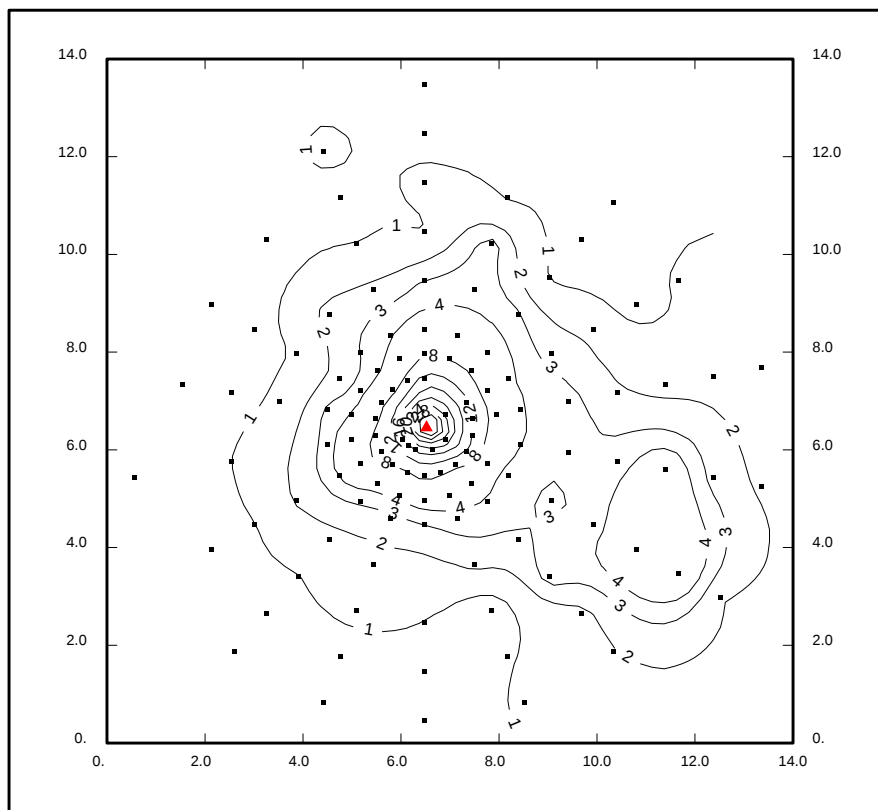


Fig. 21 – Carte de répartition des teneurs en Cd (ppm) des sols superficiels

La carte de répartition des erreurs fait apparaître des « creux », qui correspondent aux points de mesure. En effet, là où la teneur a été directement mesurée, l'erreur sur l'estimation est minimale (et correspond à l'erreur de mesure). En chaque point du maillage, la teneur en Cd du sol peut donc être représentée par une valeur moyenne (la valeur estimée ; Figure 21) et par un écart type (obtenu à partir de la carte des erreurs sur l'estimation ; Figure 22). On a donc une représentation « statistique » de la teneur en Cd en chaque point du maillage.

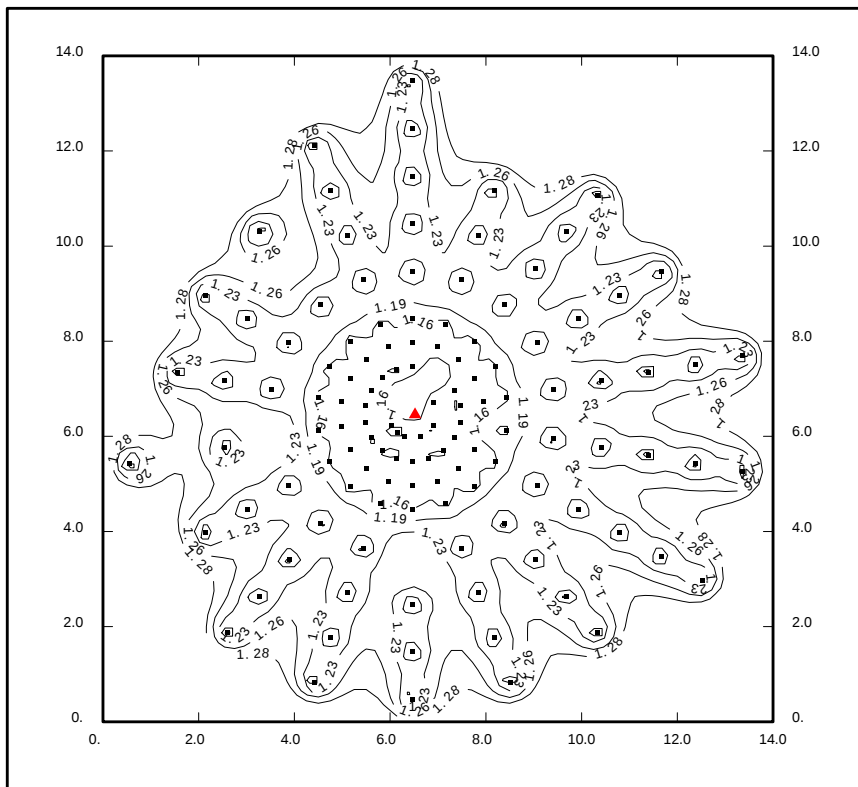


Fig. 22 – Carte de répartition de l’erreur sur l’estimation de la teneur en Cd

4.3. ANALYSE CORRELATOIRE FLOUE

Les mesures de teneurs dans les plantes (Tableau 6) ne sont pas en nombre suffisant pour permettre une analyse statistique. Une analyse de type possibiliste se prête bien plus à l’information dont on dispose dans ce cas.

Dans un premier temps, on a tenté de délimiter les données mesurées par des droites de régression en établissant des bornes internes, et une borne supérieure jugée sécuritaire (Figure 23).

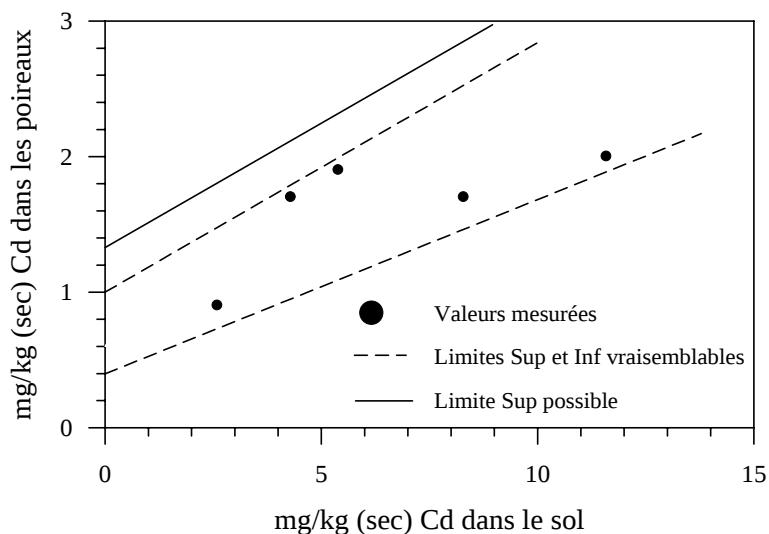


Fig. 23 – Encadrement des données mesurées dans les poireaux par des droites

Mais un défaut important de cette représentation est qu'elle ne tient pas compte de l'existence d'un seuil d'absorption par la plante : elle suppose qu'au fur et à mesure qu'augmente la teneur dans le sol, la teneur dans la plante augmente proportionnellement. Une représentation jugée plus réaliste est celle de la Figure 24.

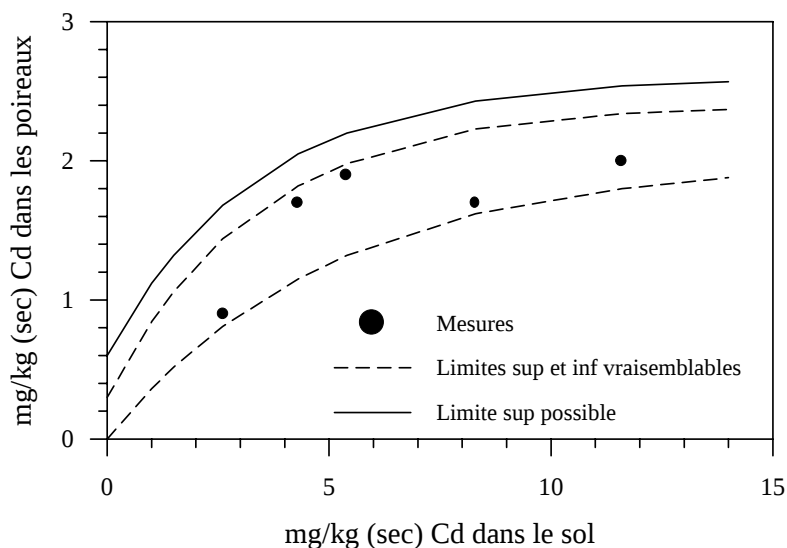


Fig. 24 – Encadrement des données mesurées dans les poireaux par des courbes.

Les courbes en pointillés de la Figure 24 signifient que si on mesure la concentration dans des poireaux cultivés sur ce site, il est vraisemblable qu'on obtienne une valeur située entre ces deux courbes. La courbe en trait plein représente une limite supérieure jugée possible pour cette concentration. Tandis que l'on peut débattre sur la position précise de cette courbe haute, on notera que ce mode de représentation est cohérent avec

les quelques données disponibles, et qu'elle peut être facilement modifiée pour prendre en compte l'avis d'experts en sciences agronomiques.

A partir de la Figure 24, on établit une corrélation entre la teneur en cadmium dans les poireaux, et celle dans le sol :

$$Cd_{pl}^* = Or + (As - Or) (1 - \exp(-k Cd_s)) \quad (15)$$

où : Cd_{pl}^* = concentration en cadmium dans la partie comestible de la plante (mg Cd / kg plante sèche) ; Cd_s = concentration en cadmium mesurée dans le sol (mg Cd / kg sol sec) ; Or = valeur de Cd_{pl}^* à l'origine ($Cd_s = 0$) ; As = Asymptote (Cd_{pl}^* pour des valeurs élevées de Cd_s) ; k = paramètre contrôlant la forme de la courbure dans la Figure 24.

Les paramètres Or , As et k dans l'équation (15) sont représentés par des nombres flous, tandis que les valeurs de Cd_s sont représentées par des fonctions de distribution de probabilité qui découlent de l'analyse géostatistique (voir sous-chapitre précédent). En s'appuyant de nouveau sur la Figure 24, on identifie les nombres flous qui sont représentés dans la Figure 25 (ainsi qu'un autre paramètre décrit plus bas).

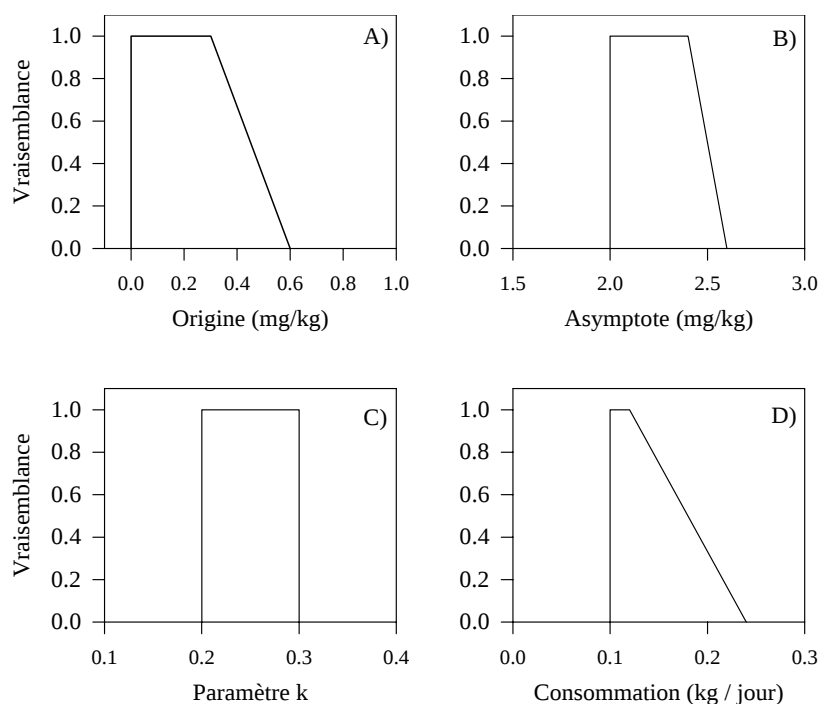


Fig. 25 – Nombres flous pour plusieurs paramètres

Par exemple le nombre flou en Figure 25.B) signifie que la valeur maximale de cadmium est vraisemblablement située entre 2 et 2.4 mg/kg, tandis qu'une valeur maximale de 2.6 mg/kg est considérée comme étant possible.

4.4. CALCUL DU RISQUE D'EXPOSITION ET REPRESENTATION GRAPHIQUE

Le calcul de dose est effectué à partir de l'équation suivante :

$$Dose = \frac{Cd_{pl}^* \cdot 1000 \cdot Con \cdot DMC}{BW} \quad (16)$$

où : Dose = dose absorbée par la cible humaine (µg Cd par jour et par kg de poids corporel) ; Con = consommation journalière de poireaux (kg par jour) ; DMC = teneur en matière sèche des poireaux (pourcentage pondéral) ; BW = Poids corporel de la cible humaine (kg).

La teneur en matière sèche des poireaux tient compte du fait que la consommation journalière est définie par rapport à la masse totale humide, tandis que la concentration en cadmium dans les poireaux est définie par rapport à la masse sèche. La concentration en cadmium dans les poireaux (Cd_{pl}^*) obtenue à l'aide de l'équation de corrélation floue (équation 15).

Il est supposé (hypothèse simplificatrice) que les poireaux sont représentatifs des légumes pour ce qui concerne l'exposition de l'homme au cadmium par le biais de la consommation de légumes. La consommation journalière de légumes et la teneur en matière sèche sont sélectionnées sur la base de données proposées par INERIS (1999). La consommation vraisemblable est prise entre 100 et 120 g/jour, tandis qu'une valeur haute possible est prise comme étant égale à deux fois la valeur haute. (240 g/jour). La teneur en matière sèche (DMC) et le poids corporel sont considérés comme étant constants : 15% et 70 kg respectivement.

Un exemple de résultat du calcul hybride pour Cd_s moyen = 7.97 ppm, avec une erreur de 1.15, est présenté en Figure 26.

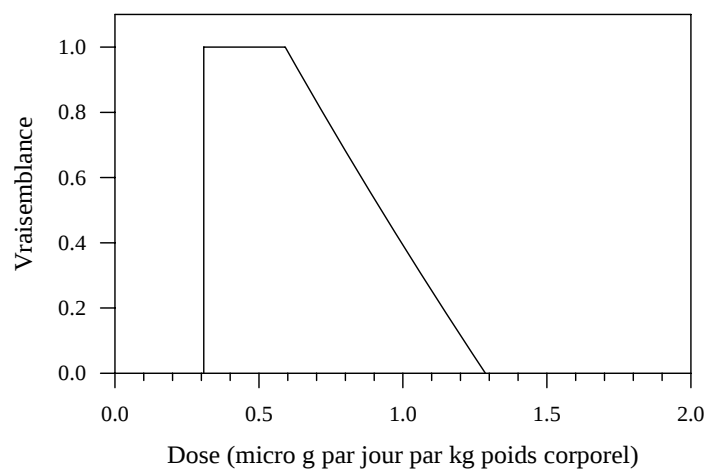


Fig. 26 – Résultat de calcul de dose pour Cd_s moyen = 7.97 ppm et erreur = 1.15

On s'intéresse ici à la **possibilité de dépassement d'une dose jugée tolérable**. On choisit comme dose journalière tolérable la valeur de $1 \mu\text{g}/\text{kg j}^{-1}$ préconisée par l'OMS (OMS, 1994).

En appliquant la procédure décrite dans le sous-chapitre 3.4 on obtient une carte de possibilité de dépassement de la dose tolérable qui est présentée dans la Figure 27.

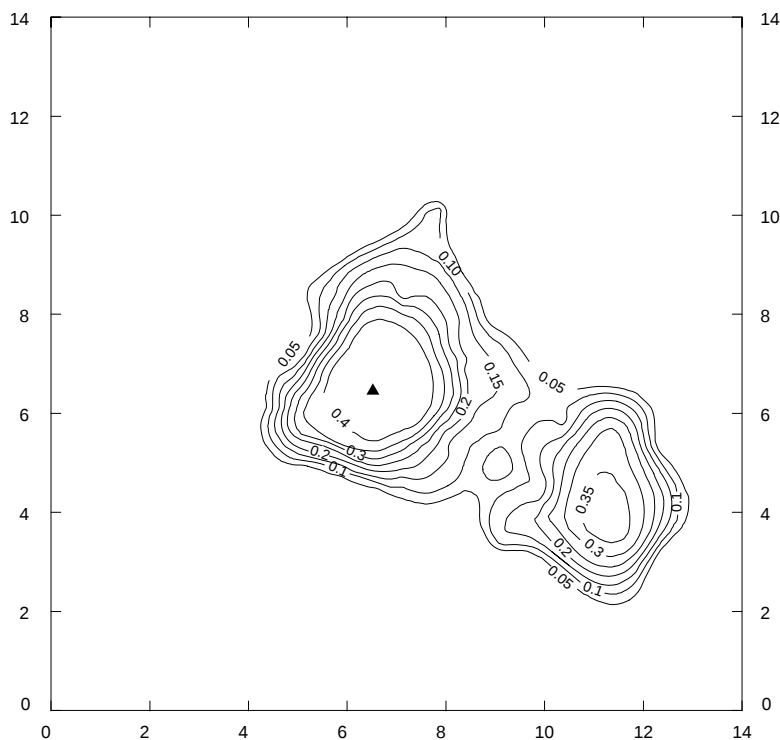


Fig. 27 – Carte de la « possibilité » que la dose absorbée suite à la consommation de légumes dépasse la dose jugée tolérable ($1 \mu\text{g}/\text{kg j}^{-1}$)

On distingue des zones où il y a une forte possibilité de dépassement (les zones proches de la cheminée d'usine au centre) et des zones où cette possibilité est faible voire nulle.

Ce type de représentation constitue un outil d'aide à la décision en matière de gestion de la contamination du site. A noter **qu'il appartiendra à l'autorité sanitaire compétente de fixer une limite pour le niveau de possibilité de dépassement de la dose tolérable**. Des valeurs de 0.1 ou 0.2, par exemple, se traduisent par une restriction sur la culture de légumes destinés à la consommation humaine, sur une superficie d'environ 20 kilomètres carrés. A noter qu'exiger une possibilité de zéro peut, dans de nombreuses situations, être trop strict et se traduire par des restrictions d'usage sur des superficies de terrain trop importantes, ou par des coûts de réhabilitation trop élevés. Comme le calcul en nombres flous est plus majorant que le calcul Monte Carlo (voir sous-chapitre suivant), les critères de tolérance en terme de possibilités ne doivent pas être aussi stricts qu'en terme de probabilités résultant d'une analyse Bayésienne.

4.5. CONSEQUENCES DE L'HYPOTHESE DE DISTRIBUTIONS DE PROBABILITE A PRIORI

Pour illustrer les possibles conséquences de l'hypothèse de distributions de probabilité, les nombres flous de la Figure 25 ont été convertis en fonctions de densité de probabilité, puis en fonctions de distribution, en ajustant les axes des Y pour que les intégrales sous les courbes soient égales à 1. On notera que cette procédure ne constitue pas la manière rigoureuse d'établir une correspondance entre des distributions de probabilité et des nombres flous, mais qu'elle « simule » l'hypothèse d'assigner des probabilités aux valeurs limites plutôt que des possibilités.

Pour le calcul, une valeur élevée de cadmium dans le sol a été sélectionnée ($Cd_s = 25$ ppm, erreur = 1.2) c'est à dire une valeur située tout près de la cheminée. Les distributions de probabilité et les résultats de la simulation Monte Carlo (1000 itérations) sont présentées dans la Figure 28. Dans la Figure 29, la fréquence relative cumulée est comparée à la dose de référence.

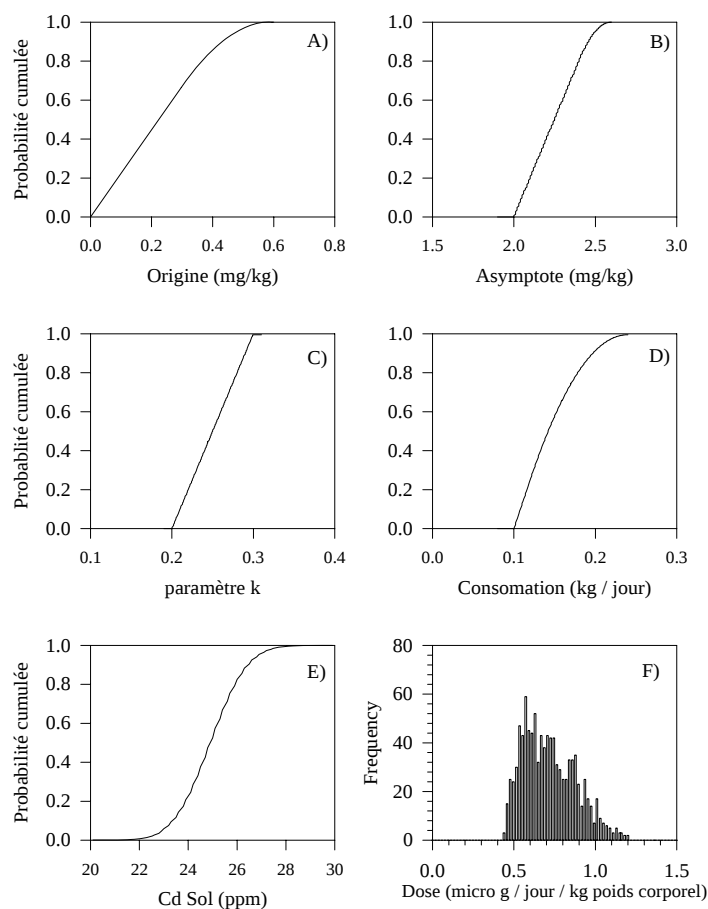


Fig. 28 – PDF utilisés pour la simulation Monte Carlo et résultat (F)

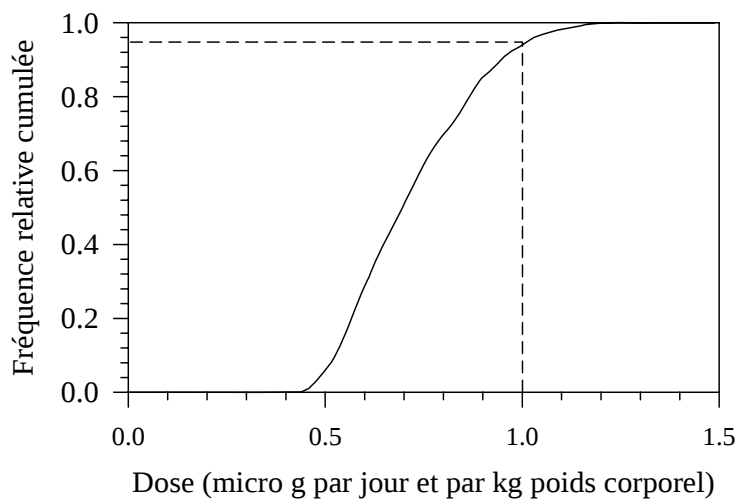


Fig. 29 – Comparaison du résultat de la simulation Monte Carlo avec la dose jugée tolérable ($1 \mu\text{g/kg.j}^{-1}$)

On constate dans la Figure 29 que la dose calculée est jugée tolérable, puisqu'il y a une probabilité inférieure à 5% d'avoir une valeur supérieure à la dose maximale admissible ($1 \mu\text{g/kg j}^{-1}$). Comme la valeur de Cd_{sol} utilisée correspond à une valeur mesurée très près de la cheminée, on en déduirait que tout le site serait « apte » à la culture de légumes à des fins de consommation. Cet exemple illustre donc bien le caractère non-sécuritaire de l'hypothèse des probabilités subjectives.

5. Traitement du problème « inverse »

5.1. EXPRESSION DU PROBLEME INVERSE

On s'intéresse ici à la question suivante : **comment définir la concentration du sol C_s de manière à ce que la dose estimée ne dépasse pas la dose jugée tolérable (notée D_o) ?**

Compte tenu de l'incertitude liée aux différents paramètres du modèle de calcul de la dose, cette question peut s'exprimer dans un cadre possibiliste de la manière suivante :

« Comment définir la concentration du sol C_d de manière à ce que la possibilité (notée Π) que la dose calculée dépasse la dose tolérable D_o ne soit pas supérieure à une certaine valeur ? ».

Cette formulation du problème est illustrée graphiquement dans la Figure 2 ci-dessous (voir Prade et Dubois, 1988). La dose calculée est un nombre flou représenté par sa fonction de répartition (μ). La possibilité de dépassement de la dose tolérable (D_o , considérée ici comme étant un nombre précis) est ici une valeur notée α .

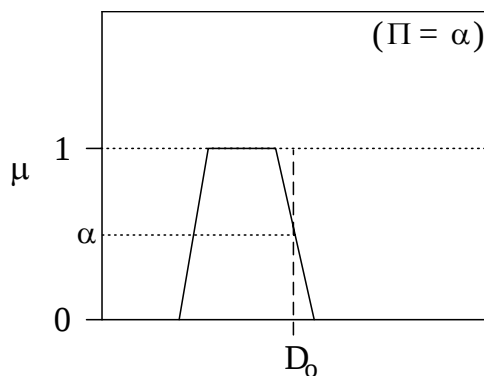


Fig. 30 – Comparaison possibiliste d'une dose calculée et d'un seuil D_o .
La possibilité de dépassement du seuil est ici : $\Pi = \alpha$.

5.2. METHODOLOGIE GENERALE

Ce problème inverse peut être traité de manière générale à l'aide d'une approche itérative. L'approche hybride définie dans le chapitre 3 peut être mise en œuvre en faisant varier C_d jusqu'à ce que la possibilité de dépassement de la dose tolérable D_o par la dose floue calculée corresponde à la valeur souhaitée. Mais cette approche peut

s'avérer être très lourde en temps de calcul, aussi dans les cas simples est-il préférable d'adopter une approche spécifique

5.3. METHODOLOGIE SPECIFIQUE

Cette méthodologie est illustrée à partir du même calcul de dose que dans le chapitre 4. L'examen des Equations (15) et (16) montre que la dose calculée atteint son maximum lorsque les paramètres Or , As , k et Con sont maximaux. Ces valeurs maximales, en fonction du degré de vraisemblance α , sont :

$$Or_{\max} = 0.6 - 0.3 \alpha$$

$$As_{\max} = 2.6 - 0.2 \alpha$$

$$k_{\max} = 0.3$$

$$Con_{\max} = 0.24 - 0.12 \alpha$$

A noter que pour un nombre flou de forme trapézoïdale, de support $[a, b]$ et de noyau $[c, d]$, la valeur maximale en fonction du degré de vraisemblance α est : $d - (d - b) \alpha$.

La dose maximale est donc (17) :

$$Dose_{\max} = DMC \cdot 1000 \cdot (0.24 - 0.12\alpha) \cdot [0.6 - 0.3\alpha + (2 + 0.1\alpha)(1 - \exp[-0.3C_s])] / BW$$

A partir de l'équation (17), on peut exprimer Cd_s en fonction de α en fixant : $Dose_{\max} = D_o$, la limite jugée tolérable. On obtient :

$$Cd_s = \ln \left[1 + \frac{(0.6 - 0.3\alpha)}{(2 + 0.1\alpha)} - \frac{D_o}{(0.24 - 0.12\alpha)\lambda(2 + 0.1\alpha)} \right] / (-0.3)$$

où : $\lambda = MS \cdot 1000 / BW$

Pour une dose journalière maximale recommandée de $1 \mu g / j \text{ kg}^{-1}$ (OMS, 1994), on obtient le graphique de la Figure 31.

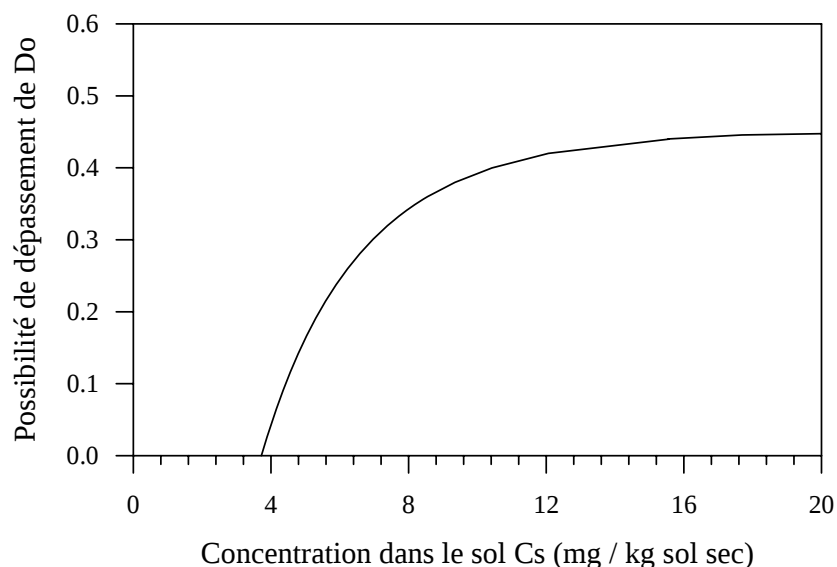


Fig. 31 – Concentrations en Cd dans le sol correspondant à différentes possibilités de dépassement de la dose jugée tolérable ($1 \mu\text{g} / \text{j kg}^{-1}$).

On note en Figure 31 qu'en dessous d'une concentration dans le sol d'environ 4 mg/kg, un dépassement de la dose tolérable est jugée impossible. Au fur et à mesure que la concentration dans le sol augmente, la possibilité de dépassement de la dose tolérable augmente également. Mais cette possibilité n'atteint jamais 1 en raison de l'effet de seuil pris en compte sur la base des données mesurées (Figure 24).

5.4. DISCUSSION

La Figure 31 présente la possibilité de dépassement d'une dose jugée tolérable. On notera **qu'il appartient à l'Autorité Sanitaire compétente de définir la valeur réglementairement acceptable pour le niveau de possibilité d'excéder cette dose tolérable.**

Il est rappelé que dans un cadre possibiliste, exiger une possibilité nulle d'excéder la dose tolérable aboutirait à des objectifs de dépollution extrêmement stricts, peut-être difficilement atteignables à un coût raisonnable. Vollmer et al. (1995) ont proposé une valeur de 0.3 pour établir un critère de concentration en Cd dans des sols superficiels. Comme l'approche adoptée par ces auteurs est très semblable à celle utilisée ici, elle est résumée ci-après.

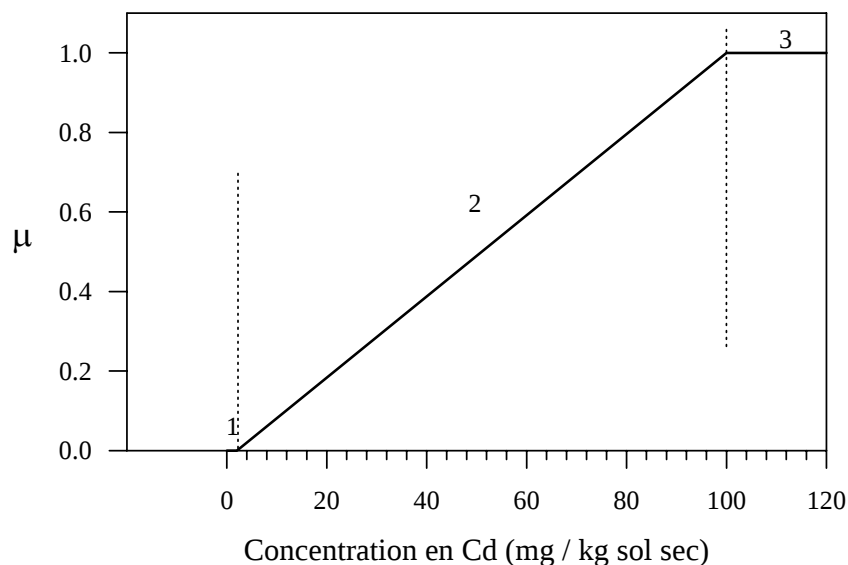
Sur la base de considérations écotoxicologiques, Vollmer et al. (1995) établissent les propositions suivantes :

- Aucune nuisance aux plantes et animaux de ferme, ni à l'être humain, n'est constatée pour des concentrations en cadmium inférieures ou égales à 2 mg/kg de sol sec.

- Il y a quasi-certitude d'effets sur la santé des animaux d'élevage pour des concentrations supérieures ou égales à 150 mg/kg.
- Il y a quasi-certitude d'effets sur la santé humaine pour des concentrations de l'ordre de 100 mg/kg.

Une valeur de qualité du sol en cadmium, dite "d'intervention", protégeant le récepteur le plus sensible (l'homme) est donc située entre 2 et 100 mg/kg.

Vollmer et al. font l'hypothèse que la possibilité d'effets nuisibles croît linéairement entre la valeur de 2 mg/kg (possibilité nulle) et celle de 100 mg/kg (possibilité totale, fixée à 1). Le critère de qualité du sol est alors représenté, en nombre flou, par la Figure 32.



- 1 : Zone d'acceptabilité totale
 3 : Zone d'inacceptabilité totale
 2 : Zone intermédiaire

Fig. 32 – Critère de qualité flou d'un sol (Vollmer et al., 1995).

L'ordonnée de cette figure permet de déterminer une valeur jugée pratiquement acceptable. Vollmer et al. (1995) indique que le niveau de possibilité d'effets nuisibles peut être fixé à 0,3. Ceci correspond à un seuil de teneur en Cd dans le sol de 30 mg/kg.

A noter qu'il s'agit d'un objectif générique, ne tenant pas compte des spécificités locales éventuelles. Cette approche est elle-même dérivée d'un travail antérieur concernant la détermination, en nombres flous, de valeurs limites d'émissions de polluants atmosphériques dont le SO₂ (Pohl et al., 1995).

La démarche suivie comporte plusieurs étapes :

- Construire la fonction d'appartenance de la concentration en SO₂ dans la perspective de la santé humaine : pour cette dernière, il est admis qu'une concentration en SO₂ dans l'air inférieure ou au plus égale à 5 µg/m³ rend impossible les nuisances à la santé, et une valeur supérieure à 200 µg/m³ correspond à une quasi-certitude d'effets nuisibles.
- Prendre en compte de la même façon les aspects liés aux nuisances sur les plantes (ces dernières étant plus sensibles au SO₂ que les humains).
- A l'aide d'un "opérateur de pondération", combiner ces deux fonctions d'appartenance en une courbe unique, assurant le meilleur compromis entre ces deux aspects ; cet opérateur est choisi de manière à ce que la concentration limite actuelle réglementaire (en Suisse), soit 30 µg/m³, soit obtenue pour une fonction d'appartenance (= possibilité d'effets indésirables) de 0,5 (il est reconnu que cette dernière valeur est **arbitraire**).
- Utiliser la fonction d'appartenance ainsi déterminée pour la concentration en SO₂ dans l'air pour calculer un "volume (d'air) critique flou", c'est-à-dire le volume d'air dans lequel il faut dissoudre 1 g de SO₂ pour garantir la concentration floue tolérable.

Dans ce travail, on utilise donc le fait que la fonction d'appartenance de la concentration dans l'air représente la mesure de possibilité qu'une valeur de concentration induise un effet sanitaire adverse.

6. Conclusions et perspectives

Le projet sur la prise en compte de l'incertitude dans l'évaluation du risque d'exposition de l'homme aux polluants du sol, réalisé dans le cadre du Programme GESSOL piloté par l'INRA pour le compte du Ministère chargé de l'Environnement, a permis de mettre au point une méthodologie qui présente des avantages pratiques importants. Elle permet, en effet, de prendre en compte l'incertitude liée aux valeurs des paramètres qui influencent l'exposition de l'homme aux polluants du sol, de manière cohérente par rapport à l'information dont on dispose dans la pratique. Elle se démarque de l'approche dite « Bayésienne », plus communément utilisée, en ce qu'elle s'attache à ne pas introduire artificiellement plus de connaissance qu'il n'en existe réellement. Elle fournit un pont entre les approches probabiliste et possibiliste et permet de bénéficier de leurs avantages respectifs.

Malgré ces atouts, on citera deux inconvénients de la méthode proposée. Le premier est d'ordre opérationnel. La méthode « hybride » combine deux techniques de calcul qui sont gourmandes en temps de calcul : la méthode dite Monte Carlo, et le calcul en nombres flous. Le modèle utilisé dans l'exemple traité dans le chapitre 4 était simple (calcul d'une dose liée à la consommation de légumes). Dans le cas de modèles plus complexes, analytiques ou numériques, il est à craindre que l'application de la méthode ne soit limitée par la puissance des machines disponibles.

L'autre inconvénient que l'on peut citer est d'ordre sociologique. Les décideurs en matière de sols pollués et de risques en général commencent seulement à prendre en compte la notion de « probabilité d'apparition de dommages ». Celle de « possibilité d'apparition de dommages » pourrait rencontrer une certaine réticence de leur part, ou de la part du public et des médias. Il suffit en effet de constater « l'aversion » des médias à l'égard de l'incertitude (« les experts sont payés pour savoir ») pour se rendre compte que la perception sociologique du risque est un aspect auquel il faudra s'intéresser dans l'avenir si l'on souhaite que la démarche de l'évaluation des risques soit utilisée à bon escient.

La méthode « hybride » proposée dans ce rapport pour combiner différents modes de représentation de l'incertitude dans une même évaluation des risques est une alternative parmi d'autres. Comme il est montré en Annexe 1 de ce rapport, il en existe d'autres. Des travaux sont actuellement en cours de démarrage qui viseront à :

- examiner ces autres alternatives,
- déterminer leurs validités et modalités d'application respectives,
- les appliquer à des cas synthétiques et réels.

Références

- Baes, C. (1982) – Prediction of radionuclide Kd values from soil-plant concentration ratios. *Trans. Amer. Nucl. Soc.* 41:53-54.
- Bonano, E., Hora, S., Keeney, R., and von Winterfeldt, D. (1990). "Elicitation and use of expert judgement in performance assessments for high-level radioactive waste repositories." *Sandia National Laboratories Report SAND89-1821*, Albuquerque, New Mexico.
- Bouchon Meunier, B. (1993). La logique floue. *Editions "que sais-je"*, Presses Universitaires de France.
- Brown, S., Chaney, R., Angle, J., Baker, A. (1995) – Zinc and cadmium uptake of *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution. *Soil Sci Soc Am J*, 59 :125-133.
- Chaney, R., Brow, S., Stuczynski, T., Daniels, W., Henry, C., Li, Y.-M., Siebielec, G., Malik, M., Angle, J., Ryan, J., Compton, H. (1999) – In-situ remediation and phytoextraction of metals from hazardous contaminated soils. *Dans : Innovative clean-up approaches : Investments in technology developments, results & outlooks for the future*. Nov.2-4, Bloomington, USA.
- Chaney, R. (1985) – Potential effects of sludge-borne heavy metals and toxic organics on soils, plants, and animals, and related regulatory guidelines. Annex 3, Workshop Paper 9, pp.1-56. *Dans : Final Report of the Workshop on the International Transportation, Utilization or Disposal of Sewage Sludge Including Recommendations*. PNSP/85-01. Pan American Health Organization, Washington, DC.
- Chang, A., Page, A., Warneke, J. (1987) – Long-term sludge application on cadmium and zinc accumulation in Swiss chard and radish. *Journal of Environmental Quality*, 16, 217-221.
- Clarkson, D., Luttge, U. (1989 – Mineral nutrition : divalent cations, transport and compartmentalization. *Prog. Botany*, 51 : 93-112.
- Côme, B., Guyonnet, D., Magnouni, S. (1997) - Apports potentiels de la théorie des possibilités à l'évaluation des risques environnementaux. *Déchets-Sciences et Techniques no.7*, pp.40-46.
- Cullen, A.C., and Frey, H.C. (1999). - Probabilistic techniques in exposure assessment: a handbook for dealing with variability and uncertainty in models and inputs. New York Plenum Press, 333 pp.
- Del Castilho, P., Chardon, W. (1995) – Uptake of soil cadmium by three field crops and its prediction by a pH-dependent Freundlich sorption model. *Plant and Soil*, 171 :263-266.
- Delgado, M., Moral, S. (1987) - On the concept of possibility-probability consistency . *Fuzzy Sets and Systems* 21, 311-318.

- Dijkshoorn, W., Lampe, J., VanBroekhoven L. (1989) – The effect of soil pH and chemical form of nitrogen fertilizer on heavy metal contents in ryegrass. *Fertilizer Research*, 4 :63-74.
- Dubois, D., Prade, H. (1982) - On Several Representations of an Uncertain Body of Evidence. *Fuzzy Information and Decision Processes* (M. M. Gupta, E. Sanchez editeurs),167-181.
- Dubois, D., Prade, H. (1994) - Unfair Coins and Necessity Measures », *Fuzzy Sets and Systems* 10, 15-20.
- Guyonnet, D., Côme, B., Perrochet, P., Parriaux, A. (1999) – Comparing two methods for addressing uncertainty in risk assessments. *Journal of Environmental Engineering*, 125 :7, 660-666.
- Heller, R., Esnault, R., Lance, C. (1998) – Physiologie végétale. 1. Nutrition. *Editions Dunod*, Paris.
- Hooda, P.S., Alloway, B.J. (1993) – Effects of time and temperature on the bioavailability of Cd and Pb from sludge-amended soils. *Journal of Soil Science*, 44:97-110.
- INERIS (1999) – Méthode de calcul des valeurs de constat d'impact dans les sols. INERIS, Verneuil-en-Halatte, France.
- Jarvis, S., Jones, L., Hopper, M. (1976) – Cadmium uptake from solution by plants and its transport from roots to shoots. *Plant and Soil*, 44 :179-191.
- Jopony, M. (1991) – The solubility of lead and cadmium in contaminated soils. Thèse de l'Université de Nottingham (Royaume Uni).
- Kahru, A., Pollumaa, L., Ivask, A., Virta, M., Douay, F., Doubourguier, H.C. (2002) – Biodisponibilité et écotoxicité des métaux lourds dans les sols agricoles pollués par les activités industrielles. *FORUM Qualité de sols*. Ministère de l'Agriculture, 15-16 mai 2002, Paris.
- Klir, G. J. (1990) - A principle of uncertainty and information invariance. *International Journal of General Systems*, 17(2-3), 249-275.
- Kumar, P., Dushenkov, V., Motto, H., Raskin, I. (1995) - Phytoextraction – the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environ. Sci. Technol.* 29 : 1232-1238.
- Lorenz, S., Hamon, R., Holm, P., Domingues, H., Sequeira, E., Christensen, T., McGrath, S. (1997) – Cadmium and zinc in plants and soil solutions from contaminated soils. *Plant and Soil*, 189:21-31.
- Luttringer, M., de Cormis, L. (1979) – La pollution par les métaux lourds à Noyelles-Godault et ses environs (Pas de Calais). Rapport INRA.
- Mench, M., Fargues, S. (1994) – Metal uptake by iron-efficient and inefficient oats. *Plant and Soil*, 165 :227-233.
- Nouzille, C., Nicoullaud, B., Duval, O., Golaz, F., Couturier, A., Bruand, A. (1998) - Etude de l'alimentation naturelle de la nappe de Beauce. Elaboration d'un modèle de calcul de l'infiltration efficace. Rapport INRA, Orléans.

- Palm (1994) – A model for sorption, flux and plant uptake of cadmium in a soil profile : model structure and sensitivity analysis. *Water, Air and Soil Pollution* 77 :169-190.
- Poels, C.L.M., Gruntz, U., Isnard, P., Riley, D., Spiteller, M., ten Berge, W., Veerkamp, W., Bontinck, W., (1990) – ECETOC technical report nr.40. »Hazard Assessment of Chemical Contaminants in Soil.
- OMS (1994) – Directives de qualité pour l'eau de boisson. Volume 1 : Recommandations. 2^{ème} édition. Organisation Mondiale de la Santé, Genève Suisse.
- Prade, H., Dubois, D. (1988) - Théorie des possibilités - Application à la représentation des connaissances en informatique. *Collection "Méthode et Programmes"*, Masson Ed., Paris.
- Pohl, C., Ros M., Waldeck, B., Dinkel, F. (1995) - Fuzzy - Immissionsgrenzwerte. Eine Methodik zur unscharfen Modellierung von Immissionsgrenzwerten. Carbotech AG, Basel (CH).
- Salt, D., Blayblock, M., Kumar, N., Dushenkov, V., Ensley, B., Raskin, I. (1995) - Phytoremediation : a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*, Vol.13, pp.468-474.
- Schnoor, J. (1997) – Phytoremediation. Technology Evaluation Report. TE-98-01. *GWRTAC Series*, Pittsburg, PA.
- Shafer, G. (1976) - *A Mathematical Theory of Evidence*. Princeton University Press.
- Singh, B., Narwal, R., Jeng, A., Almas, A. (1995) – Crop uptake and extractability of cadmium in soils naturally high in metals at different pH levels. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 26(13&14), 2123-2142.
- Smets, P. et R. Kennes (1994) - « The transferable belief model », *Artificial Intelligence* 66 : 191-234.
- Smilde, K., Van Luit, B., Van Driel, W. (1992) – The extraction by soil and absorption by plants of applied zinc and cadmium. *Plant and Soil*, 143 :233-238.
- Smith, S. (1993) – Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils. I. Nickel, Copper and Zinc uptake and toxicity to ryegrass. *Environmental Pollution* 85 :321-327.
- Tessier, A.P., Campbell, G.C., Bisson, M. (1979) – Sequential extraction procedure for speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry* 51, pp.844-850.
- Thornthwaite, C. & Mather, J. (1955) The water balance. *Climatology Vol. 8 No. 1*. Laboratory of Climatology, Centerton, New Jersey, USA.
- Veerkamp, W., Berge, W. (1992) – Hazard assessment of chemical contaminants in soil. ECETOC Technical Report 40 Revised. Appendix III. ECETOC, Bruxelles.
- Vollmer M.K., Gupta S.K., Krebs R. (1995) - New standards on contaminated soils in Switzerland. Comparison with Dutch and German quality criteria. Proceedings of "Contaminated Soils", Third International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, Paris, May 1995.

- Vose D. (1996) - Quantitative risk analysis - A guide to Monte-Carlo simulation modelling. *John Wiley & Sons Ltd.*
- Wheeler, D., Power, I. (1995) – Comparison of plant uptake and plant toxicity of various ions in wheat. *Plant and Soil*, 172 :167-173.
- Wild, A. (1988) – Russell's Soil Conditions and Plant Growth. 11^{ème} édition, Longman, Londres.
- Xiong, L., Lu, R. (1993) – Effect of liming on plant accumulation of cadmium under upland or flooded conditions. *Environmental Pollution* 79:199-203.
- Zadeh L. (1965) - Fuzzy Sets - *Information and Control*, no.8, pp. 338-353.
- Zadeh, L. (1978) - Fuzzy sets as a basis for a theory of possibility. *Fuzzy Sets and Systems*, no.1, pp.3-28.

Annexe 1

Synthèse sur la combinaison des représentations probabiliste et possibiliste

Annexe 2

Article dans *Journal of Environmental Engineering* (sous presse)

BRGM
SERVICE EPI
Unité SIS

BP 6009 – 45090 Orléans cedex 2 – France – Tél. : 33 (0)2 38 64 34 34