

CHAPITRE 3

INCERTITUDES

Auteurs

Christopher Frey (États-Unis), Jim Penman (Royaume-Uni)

Lisa Hanle(États-Unis), Suvi Monni (Finlande), et Stephen Ogle (États-Unis)

Table des matières

3	Incertitudes.....	3.6
3.1	Introduction	3.6
3.1.1	Vue d'ensemble de l'analyse des incertitudes	3.6
3.1.2	Structure globale de l'analyse des incertitudes.....	3.6
3.1.3	Concepts clés et terminologie.....	3.7
3.1.4	Base pour l'analyse des incertitudes.....	3.9
3.1.5	Causes des incertitudes.....	3.10
3.1.6	Réduction des incertitudes.....	3.13
3.1.7	Implications du choix méthodologique	3.14
3.2	Quantification des incertitudes.....	3.15
3.2.1	Sources de données et d'information.....	3.15
3.2.1.1	Incertitudes associées aux modèles.....	3.15
3.2.1.2	Données empiriques sur les sources, les puits et l'activité	3.16
3.2.1.3	L'opinion d'experts comme source d'information	3.22
3.2.2	Techniques pour la quantification des incertitudes	3.22
3.2.2.1	Incertitude associées aux modèles	3.22
3.2.2.2	Analyse statistique des données empiriques	3.23
3.2.2.3	Méthodes de codage des opinions d'experts.....	3.23
3.2.2.4	Recommandations en matière de sélection des courbes de densité de probabilité.....	3.25
3.2.3	Méthodes pour la combinaison des incertitudes.....	3.31
3.2.3.1	Niveau 1: propagation d'erreur.....	3.31
3.2.3.2	Niveau 2: Simulation Monte Carlo	3.36
3.2.3.3	Combinaisons des méthodes de Niveau 1 et 2.....	3.42
3.2.3.4	Comparaison entre les Niveaux	3.43
3.2.3.5	Recommandations sur le choix de la méthode.....	3.44
3.3	Incertitude et autocorrélation temporelle.....	3.45
3.4	Utilisation d'autres techniques appropriées.....	3.45
3.5	Présentation et documentation.....	3.46
3.6	Exemples.....	3.49
3.7	Informations techniques de base	3.66
3.7.1	Variables et équations du Niveau 1	3.66
3.7.2	Niveau 1 – détails des équations de l'incertitude de la tendance.....	3.68
3.7.3	Traiter les incertitudes élevées et asymétriques dans les résultats de l'analyse de Niveau 1	3.69
3.7.4	Méthodologie pour le calcul de la contribution à l'incertitude.....	3.72
	Références.....	3.74

Équations

Equation 3.1 Combinaison des incertitudes – Niveau 1 – multiplication.....	3.32
Equation 3.2 Combinaison des incertitudes – Niveau 1 – addition et soustraction.....	3.33
Equation 3.3 Facteur de correction pour la moitié de la plage d’incertitude.....	3.70
Equation 3.4 moitié de la plage d’incertitude corrigée	3.70
Equation 3.5 Intervalles de confiance asymétriques – moyenne géométrique.....	3.71
Equation 3.6 Intervalles de confiance asymétriques – écart type géométrique.....	3.71
Equation 3.7 Moitié de la plage d’incertitude inférieure/supérieure sur base de la propagation d’erreur.....	3.71
Equation 3.8 Contribution de la catégorie de source X – variance de l’incertitude symétrique.....	3.72
Equation 3.9 Contribution de la catégorie de source X – variance de l’incertitude asymétrique.....	3.72

Figures

Figure 3.1	Structure globale d’une analyse générique des incertitudes	3.7
Figure 3.2	Illustration de l’exactitude et de la précision.....	3.8
Figure 3.3	Exemples d’incertitudes symétriques et asymétriques associées à un facteur d’émission	3.10
Figure 3.4	Exemple d’incertitudes associées aux mesures d’émission et au taux moyen d’émission	3.17
Figure 3.5	Exemples de modèles de courbe de densité de probabilité couramment utilisés.....	3.27
Figure 3.6	Illustration de la méthode Monte Carlo.....	3.39
Figure 3.7	Diagramme de calcul pour l’analyse Monte Carlo des émissions absolues et de la tendance pour une catégorie individuelle, estimées en multipliant le facteur d’émission par un taux d’activité.....	3.41
Figure 3.8	Exemple de graphes de fréquence des résultats d’une simulation Monte Carlo.....	3.42
Figure 3.9	Estimations des plages d’incertitude asymétriques par rapport à la moyenne arithmétique selon une distribution log-normale basée sur une moitié de plage d’incertitude calculée à l’aide d’une méthode de propagation d’erreur	3.72

Tableaux

Tableau 3.1 Stratégies typiques pour traiter les différentes causes d'incertitudes	3.13
Tableau 3.2 Calcul de l'incertitude de Niveau 1	3.35
Tableau 3.3 Tableau de présentation général des incertitudes	3.48
Tableau 3.4 Exemple d'une analyse de l'incertitude de Niveau 1 pour la Finlande	3.51
Tableau 3.5 Exemple de présentation d'une analyse des incertitudes de Niveau 2 utilisant un tableau de présentation général des incertitudes	3.61

Encadrés

Encadré 3.1 Bref exemple d'opinion d'experts détaillée	3.25
Encadré 3.2 Exemple d'une évaluation des incertitudes traitant les corrélations par la méthode Monte Carlo	3.30
Encadré 3.3 Traiter l'incertitude du modèle dans une analyse probabiliste	3.44

3 INCERTITUDES

3.1 INTRODUCTION

Le présent chapitre décrit les directives en matière d'estimation et de présentation des incertitudes associées aux estimations annuelles des émissions et des absorptions et aux tendances des émissions et des absorptions dans le temps. Il a été rédigé du point de vue de l'organisme chargé de l'inventaire et présente, exemples à l'appui, deux méthodes permettant de combiner les incertitudes associées aux catégories de source afin d'obtenir une estimation des incertitudes pour les émissions nationales totales nettes et leur tendance.

3.1.1 Vue d'ensemble de l'analyse des incertitudes

L'estimation des incertitudes est un élément essentiel d'un inventaire complet sur les émissions et les absorptions de gaz à effet de serre. Elle doit être réalisée à la fois au niveau national et au niveau de l'estimation de la tendance, ainsi que pour les différents composants de l'estimation tels que les facteurs d'émission, les données sur les activités et les autres paramètres d'estimation pour chaque catégorie. Ces directives présentent dès lors une approche structurée afin d'estimer les incertitudes de l'inventaire. Elles présentent des méthodes pour :

- Déterminer les incertitudes pour les variables individuelles utilisées dans l'inventaire (par ex., l'estimation des émissions liées à des catégories, facteurs d'émission et données sur les activités spécifiques) ;
- Regrouper les incertitudes des différents composants dans l'inventaire total ;
- Déterminer les incertitudes dans les tendances ; et
- Identifier des sources importantes d'incertitudes dans l'inventaire pour permettre d'allouer des priorités pour la collecte des données et les efforts dans le but d'améliorer l'inventaire.

Bien que les méthodes présentées ci-dessous aient pour objectif l'estimation des incertitudes dans les inventaires nationaux, il est important de reconnaître que certaines incertitudes non traitées par des méthodes statistiques peuvent exister, y compris des incertitudes dues à des omissions, un double comptage ou d'autres erreurs conceptuelles. Elles peuvent également résulter d'une compréhension incomplète des procédés qui peuvent provoquer des inexactitudes dans les estimations développées sur base des modèles.

Une analyse des incertitudes doit être considérée, avant toute chose, comme un moyen permettant d'établir des priorités dans les efforts nationaux visant à réduire les incertitudes dans les inventaires à l'avenir, et de guider les décisions portant sur les choix méthodologiques. Par conséquent, les méthodes d'évaluation des incertitudes doivent être pratiques, scientifiquement valables, suffisamment robustes pour être appliquées à diverses catégories d'émissions par source et d'absorptions par puits, méthodes et circonstances nationales, et présentées sous une forme compréhensible pour les utilisateurs de l'inventaire. Une section de référence est fournie pour des informations plus détaillées et plus théoriques sur les sujets abordés dans ce chapitre.

Une analyse quantitative des incertitudes est réalisée en estimant l'intervalle de confiance de 95 pour cent des estimations des émissions et des absorptions pour les catégories individuelles et pour l'inventaire total. La définition de l'intervalle de confiance de 95 pour cent est donnée à la Section 3.1.3, Concepts clés et terminologie.

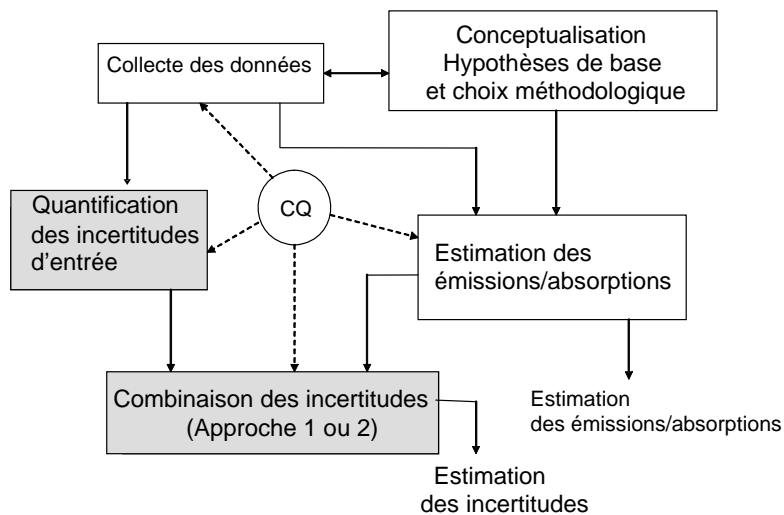
3.1.2 Structure globale de l'analyse des incertitudes

Cette section propose un bref aperçu de la structure globale de l'analyse des incertitudes, telle qu'illustrée à la Figure 3.1. Les estimations des émissions/absorptions sont basées sur : (1) la conceptualisation ; (2) les modèles ; et (3) les données d'entrée et les hypothèses (par ex. les facteurs d'émission et les données sur les activités). Chacun d'eux peut être une source d'incertitude. L'analyse commence avec une *conceptualisation*. Il s'agit d'un ensemble d'hypothèses relatives à la structure d'un inventaire ou d'un secteur. Ces hypothèses comprennent généralement la portée géographique, la moyenne temporelle, les catégories, les procédés d'émission ou d'absorption et les gaz qui sont inclus. Ces hypothèses et le choix méthodologique déterminent les besoins en données et en information. Il peut y avoir une certaine interaction entre les données et les hypothèses et le choix méthodologique, indiqué par la flèche à double sens dans la figure. Par exemple, la capacité de désagréger les catégories, qui peut être nécessaire pour des méthodologies de niveau supérieur, peut dépendre de la disponibilité

des données. Qu'elles soient empiriques ou basées sur l'opinion d'experts, les données doivent être soumises aux procédures appropriées en matière de collecte de données et de CQ, tel qu'expliquées en détail aux Chapitres 2, Méthodes de collecte des données, et 6, Assurance de la qualité/contrôle de la qualité et vérification, respectivement.

Les modèles peuvent être de simples multiplications arithmétiques des facteurs d'activité et d'émission pour chaque catégorie et la sommation qui s'en suit pour toutes les catégories, mais peuvent également inclure des modèles de procédé complexes spécifiques à des catégories particulières. Les données et les informations obtenues au cours de la collecte de données entrent dans une base de connaissances de données et d'informations pour les incertitudes plus spécifique, tel qu'illustré et abordé en détail à la Section 3.2.1, Sources de données et d'information. Les causes spécifiques d'incertitudes associées à la conceptualisation, aux modèles et aux données, sont abordées à la Section 3.2.1 et les techniques permettant de quantifier les incertitudes des données d'entrée sont présentées à la Section 3.2.2. Ces données nécessaires comprennent des estimations du pourcentage d'incertitude et les courbes de densité de probabilité sous-jacentes (les CDP sont abordées à la Section 3.1.4) pour les entrées dans une analyse des incertitudes d'un inventaire des émissions. Des méthodes permettant de combiner les incertitudes d'entrée afin d'arriver à une estimation des incertitudes pour des catégories individuelles et les résultats globaux de l'inventaire sont expliquées en détail à la Section 3.2.3. Deux approches sont présentées pour combiner les incertitudes. La première approche consiste en une procédure de calcul relativement simple, à base de tableurs, qui se fonde sur quelques hypothèses pour simplifier les calculs. La seconde approche est basée sur une simulation Monte Carlo et peut être appliquée de manière beaucoup plus générale. Les deux approches permettent d'obtenir une estimation des incertitudes globales associées à un inventaire total des gaz à effet de serre.

Figure 3.1 Structure globale d'une analyse générique des incertitudes



Note : les cases ombrées sont l'objet de ce chapitre.

3.1.3 Concepts clés et terminologie

Les définitions associées à la réalisation d'une analyse des incertitudes comprennent les termes *incertitude*, *exactitude*, *précision* et *variabilité*. Ces termes sont quelquefois utilisés approximativement et peuvent être mal compris. Ils ont en réalité des définitions statistiques claires qu'il convient d'utiliser afin d'avoir une idée claire quant à ce qui est quantifié et présenté. Diverses définitions sont données ci-dessous, par ordre alphabétique :

Biais : Manque d'exactitude. Un biais (erreur systématique) peut se produire si tous les procédés pertinents n'ont pas été pris en compte, si les données disponibles ne sont pas représentatives de toutes les situations du monde réel ou si une erreur d'instrument s'est produite.

Courbe de densité de probabilité (CDP) : La courbe de densité de probabilité (CDP) désigne la plage et la vraisemblance relative des valeurs possibles. La CDP peut être utilisée afin de décrire l'*incertitude* dans l'estimation d'une quantité, c'est-à-dire une constante fixe dont la valeur n'est pas connue exactement, ou elle peut être utilisée afin de décrire une *variabilité* inhérente. L'objectif de l'analyse de l'incertitude pour l'inventaire des émissions est de quantifier l'*incertitude* dans la valeur fixe inconnue des émissions totales, ainsi

que les émissions et l'activité afférentes aux catégories spécifiques. Dès lors, dans ce chapitre, il est sous-entendu que la CDP est utilisée afin d'estimer l'incertitude, et non la variabilité, à moins qu'il n'en soit spécifié autrement.

Erreurs aléatoires : Variation aléatoire supérieure ou inférieure à une valeur moyenne. L'erreur aléatoire est inversement proportionnelle à la précision. En règle générale, l'erreur aléatoire est quantifiée par rapport à une valeur moyenne, mais la moyenne peut être biaisée ou non. Dès lors, l'erreur aléatoire est un concept distinct de l'erreur systématique.

Erreur systématique : Un synonyme de *biais* qui réfère au manque d'exactitude.

Exactitude : Agrément entre la valeur réelle et la moyenne d'observations ou estimations mesurées répétées d'une variable. Une mesure ou une prédiction exacte ne présente pas de biais ou, de manière équivalente, d'erreur systématique.

Incertitude : Absence de connaissance de la valeur vraie d'une variable qui peut être décrite comme une courbe de densité de probabilité (CDP) caractérisant la fourchette et la vraisemblance des valeurs possibles. L'incertitude dépend de l'état des connaissances de l'analyste, qui dépend de la qualité et de la quantité de données applicables ainsi que de la connaissance des procédés sous-jacents et des méthodes d'inférence.

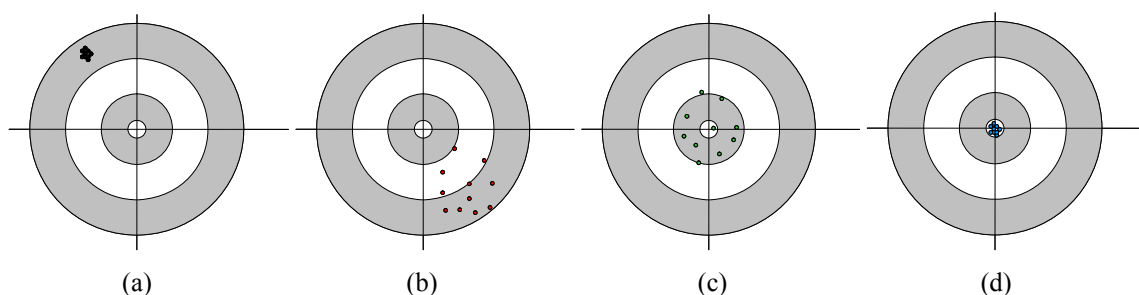
Intervalle de confiance : La valeur réelle de la quantité pour laquelle l'intervalle doit être estimé est une constante fixe mais inconnue, comme les émissions annuelles totales dans une année donnée pour un pays donné. L'intervalle de confiance est une plage qui englobe la valeur vraie de cette quantité fixe inconnue avec un certain niveau de confiance (probabilité). En règle générale, un intervalle de confiance de 95 pour cent est utilisé dans les inventaires de gaz à effet de serre. Dans une perspective statistique traditionnelle, l'intervalle de confiance de 95 pour cent a une probabilité de 95 pour cent d'englober la valeur vraie mais inconnue de la quantité. Une autre interprétation est que l'intervalle de confiance est une fourchette qui peut sans risque être déclarée cohérente avec les données ou informations observées. L'intervalle de confiance de 95 pour cent est situé entre le 2,5^e centile et le 97,5^e centile de la courbe de densité de probabilité.

Précision : Agrément entre des mesures répétées de la même variable. Une meilleure précision signifie moins d'erreur aléatoire. La précision est indépendante de l'exactitude.

Variabilité : L'hétérogénéité d'une variable dans le temps, l'espace ou les membres d'une population (Morgan et Henrion, 1990 ; Cullen et Frey, 1999). La variabilité peut être le résultat, par exemple, de différences de conception d'un émetteur à l'autre (variabilité inter-usine ou spatiale) et dans les conditions de fonctionnement à un émetteur donné d'un moment à un autre (variabilité intra-usine). La variabilité est une propriété inhérente du système ou de la nature, et non de l'analyste.

Figure 3.2 Illustration de l'exactitude et de la précision

(a) inexact mais précis ; (b) inexact et imprécis ; (c) exact mais imprécis ; et (d) exact et précis.



Les inventaires doivent être exacts en ceci qu'ils ne sont ni surestimés ni sous-estimés autant qu'on puisse en juger, et précis en ceci que les incertitudes sont réduites autant que possible. La Figure 3.2 présente une comparaison conceptuelle de l'exactitude et de la précision. Un inventaire exact ne présente pas de biais mais peut être précis ou imprécis. Un inventaire précis peut présenter une faible incertitude mais si l'inventaire est inexact, alors l'inventaire surestime ou sous-estime systématiquement les émissions ou absorptions réelles. L'inexactitude, ou le biais, peut se produire si tous les procédés d'émissions ou d'absorptions pertinents n'ont pas été pris en compte ou si les données disponibles ne sont pas représentatives de situations du monde réel. Il n'y a pas de niveau de précision prédéterminé, en partie à cause de la variabilité inhérente de certaines catégories.

3.1.4 Base pour l'analyse des incertitudes

Ce chapitre fait référence à deux concepts statistiques fondamentaux : la courbe de densité de probabilité (CDP) et l'intervalle de confiance définis à la section précédente. Alors que ce chapitre porte sur les aspects des incertitudes permettant une quantification de celles-ci, il existe également des incertitudes généralement non quantifiables. L'analyse quantitative des incertitudes tend à traiter principalement des erreurs aléatoires basées sur la variabilité inhérente d'un système et la taille finie de l'échantillon des données disponibles, les composants aléatoires d'une erreur de mesure ou les inférences quant au composant aléatoire de l'incertitude obtenue de l'opinion d'experts. Au contraire, les erreurs systématiques qui peuvent survenir suite à des imperfections dans la conceptualisation, les modèles, les techniques de mesure ou d'autres systèmes utilisés pour enregistrer ou provoquer des inférences des données, peuvent être bien plus difficiles à quantifier. Ainsi qu'il est mentionné à la Section 3.5, Établissement des rapports et documentation, les *bonnes pratiques* recommandent de décrire des sources potentielles d'incertitudes qui n'ont pas été quantifiées, en particulier en termes de conceptualisation, de modèles et de données, et de faire tous les efforts possibles afin de les quantifier à l'avenir.

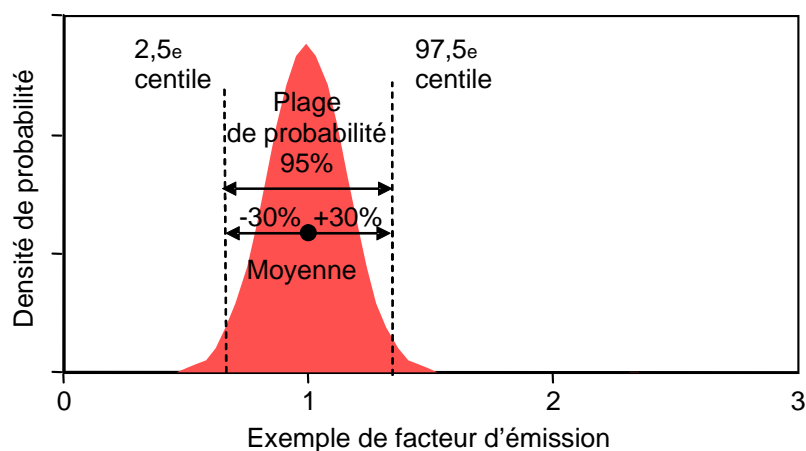
Conformément aux *bonnes pratiques*, le biais dans les conceptualisations, les modèles et les entrées aux modèles doit si possible être évité, notamment à l'aide de procédures AQ/CQ appropriées. Lorsque les biais ne peuvent être évités, il faut, conformément aux *bonnes pratiques*, les identifier et les corriger lors du développement d'une estimation moyenne de l'inventaire. En particulier, l'estimation ponctuelle utilisée pour présenter l'inventaire ne doit contenir aucun biais autant que cela soit possible et pratique. Une fois que les biais sont corrigés autant que possible, l'analyse des incertitudes peut alors se concentrer sur la quantification des erreurs aléatoires par rapport à l'estimation moyenne.

Les *bonnes pratiques* recommandent l'utilisation d'un intervalle de confiance de 95 pour cent pour quantifier les erreurs aléatoires. Elles peuvent également être exprimées en pourcentage de l'estimation centrale. Lorsque la CDP est symétrique, l'intervalle de confiance peut être aisément exprimé comme plus ou moins la moitié de la largeur de l'intervalle de confiance divisée par la valeur estimée de la variable (par ex., $\pm 10\%$). Lorsque la CDP n'est pas symétrique, les limites supérieures et inférieures de l'intervalle de confiance doivent être spécifiées séparément (par ex., -30% , $+50\%$).

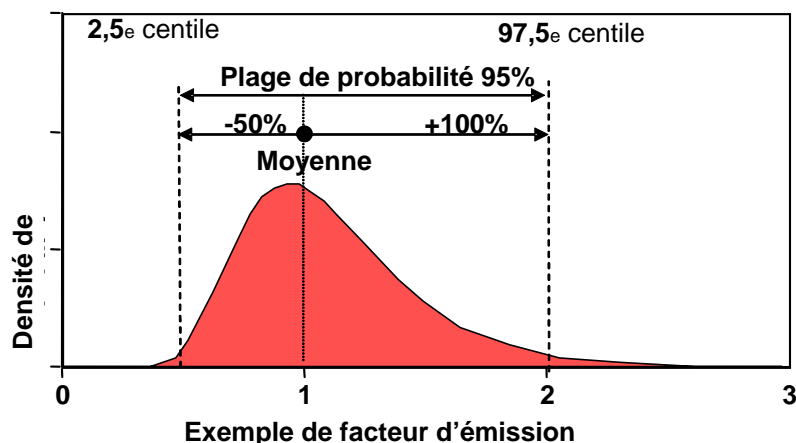
Si la plage des incertitudes pour une variable non-négative est suffisamment petite par rapport à la valeur moyenne, alors les incertitudes peuvent souvent être décrites comme une plage symétrique par rapport à la valeur moyenne, comme illustré à la Figure 3.3(a). Par exemple, si les émissions moyennes sont 1,0 unités, le 2,5^e centile des incertitudes est 0,7 unités, et le 97,5^e centile des incertitudes est 1,3 unités, alors la plage des incertitudes peut être définie comme 1,0 unités $\pm 30\%$. Cependant, lorsque la plage relative des incertitudes est large, et si les incertitudes sont considérées par rapport à une variable qui doit être non-négative (comme un facteur d'émission), alors la plage des incertitudes devient asymétrique par rapport à la moyenne, comme illustré à la Figure 3.3(b). Par exemple, si les émissions moyennes sont 1,0 unités, le 2,5^e centile des incertitudes est 0,5 unités, et le 97,5^e centile des incertitudes est 2,0 unités, alors la plage des incertitudes peut être définie comme 1,0 unités -50% à $+100\%$. Dans de telles situations, il est souvent plus commode de résumer les incertitudes en procédant à des multiplications, plutôt qu'à des additions. Dans cet exemple particulier, la limite inférieure de la plage de probabilité de 95 pour cent est la moitié de la moyenne et la limite supérieure est le double de celle-ci. Une telle plage est habituellement appelée un « facteur de 2 ». Une incertitude d'un « facteur de n » se rapporte à une plage dont la limite inférieure est définie par (moyenne/n) et la limite supérieure par (moyenne \times n). Aussi, une incertitude d'un facteur de 10 aura une portée de $0,1 \times$ moyenne à $10 \times$ moyenne. L'incertitude de facteur 10 est également souvent appelée « un ordre de grandeur ». Les puissances supérieures de 10 sont appelées « ordres de grandeur » ; par exemple, un facteur de 10^3 sera appelé trois ordres de grandeur.

Figure 3.3 Exemples d'incertitudes symétriques et asymétriques associées à un facteur d'émission

(a) Exemple d'une incertitude symétrique de $\pm 30\%$ par rapport à la moyenne



(b) Exemple d'une incertitude asymétrique de -50% à $+100\%$ par rapport à la moyenne, ou un facteur de deux



3.1.5 Causes des incertitudes

Nombre de raisons peuvent expliquer les différences entre les estimations des émissions et des absorptions calculées dans un inventaire et les valeurs réelles sous-jacentes. Certaines causes d'incertitude (par exemple, erreur d'échantillonnage ou manque de fiabilité des instruments de mesure) peuvent produire des estimations de la plage d'incertitude potentielle bien définies et aisément caractérisées. Par contre, d'autres causes d'incertitude (par ex. les biais) peuvent être bien plus difficiles à identifier et à quantifier (Rypdal et Winiwarer, 2001).

Les *bonnes pratiques* recommandent de prendre en compte, autant que possible, toutes les causes d'incertitude dans une analyse des incertitudes et de documenter clairement les raisons pour lesquelles certaines causes d'incertitude n'ont pas été incluses.

Le développeur de l'inventaire doit considérer huit causes principales d'incertitude¹ :

- *Absence d'exhaustivité* : Tel est le cas lorsqu'une mesure ou d'autres données ne sont pas disponibles soit parce que le procédé n'est pas encore reconnu ou parce que la méthode de mesure n'existe pas encore. De

¹ Celles-ci sont abordées en plus de détail dans Morgan et Henrion (1990) et Cullen et Frey (1999).

manière générale, cette cause peut mener à une conceptualisation incomplète, qui résulte en un biais, mais elle peut également contribuer à l'apparition d'une erreur aléatoire selon la situation.

- *Modèle* : Les modèles peuvent être aussi simples qu'un multiplicateur constant (un facteur d'émission, par exemple) et augmenter en complexité, comme pour des modèles de procédés compliqués. L'utilisation de modèles pour estimer les émissions et les absorptions de gaz à effet de serre peut introduire des incertitudes, y compris des biais et des erreurs aléatoires, pour diverses raisons :
 - (i) Les modèles sont une simplification de systèmes réels et, par conséquent, ne sont pas exacts. Par exemple, la programmation informatique peut comporter des erreurs ou des approximations ; la résolution d'un modèle peut ne pas être représentative, et la couverture spatiale et temporelle peut ne pas être totalement représentative ;
 - (ii) L'interpolation est l'application d'un modèle parmi une série d'entrées pour lesquelles le modèle est considéré comme valide. Cependant, dans certains cas, une « extrapolation cachée » peut survenir lorsque le modèle est évalué sur base de combinaisons des valeurs de ses entrées pour lesquelles la validation n'a pas été réalisée (Cullen et Frey, 1999).
 - (iii) L'extrapolation (l'application du modèle au-delà du domaine pour lequel les prédictions du modèle sont connues pour être valides) peut causer des incertitudes ;
 - (iv) Des formulations alternatives du modèle peuvent résulter en différentes estimations ; et
 - (v) On s'approche généralement des entrées du modèle, y compris les données sur les activités et les paramètres, sur base des informations limitées qui créent des incertitudes supplémentaires au-delà de la formulation du modèle.
- *Absence de données* : Dans certaines situations, il est tout simplement possible que des données nécessaires pour caractériser des émissions ou des absorptions spécifiques ne soient pas encore disponibles. Dans ces situations, une approche courante consiste à utiliser des données de remplacement (ou de substitution) pour des catégories de source analogues ou similaires ou à utiliser l'interpolation ou l'extrapolation comme base pour les estimations.
- *Absence de représentativité des données* : Cette source d'incertitude est associée à l'absence de correspondance complète entre des conditions associées aux données disponibles et aux conditions associées aux émissions/absorptions dans le monde réel ou aux activités. Par exemple, on peut disposer de données sur les émissions pour des situations dans lesquelles une centrale fonctionne à pleine charge, mais non pas pour des situations faisant intervenir la mise en marche ou des variations de charge. Dans ce cas, les données ne sont que partiellement pertinentes pour l'estimation d'émission recherchée. Le manque de représentativité provoque généralement un biais.
- *Erreur d'échantillonnage aléatoire statistique* : Cette source d'incertitude est associée à des données qui sont un échantillon aléatoire d'une taille d'échantillon finie et dépend normalement de la variance² de la population source de l'échantillon et de la taille de l'échantillon lui-même (nombre de points de données). Elle peut souvent être réduite en augmentant le nombre d'échantillons indépendants pris. Dans ce cas-ci, les *bonnes pratiques* recommandent de faire une distinction correcte entre la *variabilité* et l'*incertitude*, tels que définis précédemment. Dans le cadre de l'analyse des incertitudes des inventaires, l'intérêt porte généralement sur les incertitudes dans la moyenne annuelle au niveau national, plutôt que sur la plage entière de variabilité qui peut survenir dans de courtes périodes de temps ou à de petites échelles géographiques. Des échantillons plus importants ne réduiront pas la variabilité inhérente mais mèneront à des intervalles de confiance plus étroits, base pour l'estimation du composant aléatoire de l'incertitude.
- *Erreur de mesure* : L'erreur de mesure, qui peut être aléatoire ou systématique, est due à des erreurs de mesure, d'enregistrement et de transmission des informations ; une résolution finie de l'instrument ; des valeurs inexactes des normes de mesure et des matières de référence ; des valeurs inexactes des constantes et d'autres paramètres obtenus de sources externes et utilisés dans l'algorithme de réduction des données (les valeurs par défaut des *Lignes directrices du GIEC*, par exemple) ; des approximations et des hypothèses incorporées dans la méthode de mesure et la procédure d'estimation ; et/ou des variations dans les observations répétées des émissions, des absorptions ou d'une variable associée dans des conditions apparemment identiques.

² La *variance d'une population entière* de valeurs est la moyenne du carré de la différence entre les valeurs individuelles dans la population et la valeur moyenne. La *variance d'un échantillon tiré d'une population* est la somme des carrés des différences entre les valeurs dans l'échantillon et la moyenne de l'échantillon, divisée par le nombre de valeurs dans l'échantillon moins 1.

- *Erreur dans l'établissement des rapports ou la classification* : Dans ce cas, l'incertitude peut être due à une définition incomplète, imprécise ou erronée d'une émission ou d'une absorption. Cette cause d'incertitude provoque généralement un biais.
- *Données manquantes* : Des incertitudes peuvent apparaître lorsque des tentatives de mesure ont été réalisées mais aucune valeur n'était disponible. Des mesures qui sont sous une limite de détection en sont un exemple. Cette cause d'incertitude peut provoquer à la fois un biais et une erreur aléatoire. Lorsque des valeurs mesurées sont inférieures à une limite de détection, une limite supérieure peut être estimée pour les incertitudes. Il existe des techniques statistiques rigoureuses pour traiter les données non détectées ainsi que d'autres types de données manquantes, telles les données qui manquent au hasard (Cohen et Whitten, 1998; Gelfand, 1996; Zhao et Frey, 2004b). Ces techniques peuvent impliquer l'estimation ou la répartition en portions de la distribution lorsque les données ne sont pas disponibles.

Quant à la question de l'extrapolation en particulier, l'incertitude apparaît lors de l'extrapolation à partir de données récentes sur les sources et les puits dans le but d'estimer un inventaire pour une année d'intérêt pour laquelle les données ne sont pas encore disponibles (voir également Chapitre 5, Cohérence des séries temporelles). Généralement, les estimations extrapolées sont présentées comme des estimations « provisoires » et sont ensuite actualisées lorsque les données pertinentes deviennent disponibles. Cependant, jusqu'à ce que les données soient actualisées, l'inventaire provisoire peut être utilisé. L'incertitude supplémentaire associée à l'extrapolation est un type d'incertitude de modèle. Les erreurs associées à l'extrapolation peuvent être systématiques, aléatoires, ou les deux. S'il y a une histoire d'extrapolations et de correction ultérieure, alors il est possible de développer des données relatives à la distribution des erreurs qui ont été observées dans le passé. S'il y a des biais dans les estimations provisoires, alors la moyenne de cette distribution ne sera pas zéro et les biais peuvent être quantifiés. Cette distribution représenterait une erreur dans la capacité à prédire des flux réels de source et de puits sur base des méthodes d'extrapolation utilisées dans le passé. Si les méthodes d'extrapolation changent, l'opinion d'experts peut alors être utilisée pour quantifier les incertitudes.

Lorsqu'une CDP pour la moyenne peut être identifiée, diverses causes d'incertitude peuvent être quantifiées par des moyens statistiques. Comme remarqué dans la Section 3.2, des incertitudes peuvent être quantifiées par l'analyse statistique des données empiriques, par le codage (quantification) de l'opinion d'experts sous forme de CDP, ou par des combinaisons des deux. Cependant, il peut y avoir des incertitudes structurelles qui ne sont pas aisément incorporées dans une analyse quantitative des incertitudes sous forme de CDP. Des exemples d'incertitudes structurelles incluent une possible mauvaise identification ou possible mauvaise spécification du système à analyser, ainsi que de possibles problèmes associés aux modèles utilisés, par ex., le caractère inapproprié du modèle ou des erreurs de modèle. Ces derniers types de situations sortent généralement du cadre des statistiques (ISO 1993)³, bien que des méthodes probabilistes pour traiter les incertitudes de modèle aient été proposées (par ex., Evans *et al.*, 1994). Par exemple, l'opinion d'experts peut être utilisée pour pondérer des modèles alternatifs.

Le Tableau 3.1 montre comment aborder diverses causes d'incertitudes dans une analyse. Certaines causes d'incertitudes (mauvais établissement des rapports ou mauvaise classification, par exemple) peuvent être réduites ou éliminées en mettant en œuvre des procédures AQ/CQ et en améliorant la collecte des données et/ou les méthodologies, selon les cas.

³ Il existe certaines possibilités pour aborder ces sources d'incertitude. Par exemple, des incertitudes associées au moins en partie à une erreur de modèle peuvent être abordées en comparant la sortie modélisée et les valeurs mesurées. Selon le résultat de la comparaison entre les sorties modélisées et les mesures, il est possible d'identifier des biais associés au modèle qui peuvent varier selon le type de système modélisé.

TABLEAU 3.1
STRATEGIES TYPIQUES POUR TRAITER LES DIFFERENTES CAUSES D'INCERTITUDES

Causes d'incertitude	Stratégie			Autres commentaires ¹
	Conceptualisation évaluée et formulation du modèle	Empirique et statistique	Opinion d'experts	
Absence d'exhaustivité	√			Les composants principaux du système ont-ils été omis ? Si oui, quel est l'effet quantifiable ou non sur une erreur systématique ? De bonnes procédures AQ/CQ devraient permettre d'éviter ceci.
Modèle (biais et erreurs aléatoires)	√	√	√	La formulation du modèle est-elle complète et exacte ? Quelle est l'incertitude dans les prédictions de modèle basées sur la validation du modèle ? Quelle est l'estimation de l'exactitude et de la précision du modèle sur base de l'opinion d'experts si des données de validation statistiques ne sont pas disponibles ?
Absence de données			√	Si des données manquent, l'opinion d'experts peut-elle être utilisée pour faire des inférences basées sur des données analogues (de substitution, de remplacement) ou des considérations théoriques ? Peut être lié au manque d'exhaustivité et à l'incertitude du modèle.
Absence de représentativité des données	√	√	√	
Erreur d'échantillonnage aléatoire statistique		√		Par ex., théorie statistique pour estimer des intervalles de confiance basés sur la variabilité dans les données et la taille de l'échantillon.
Erreur de mesure : composant aléatoire		√	√	
Erreur de mesure : composant systématique (biais)	√		√	Des procédures AQ/CQ et de vérification peuvent donner une idée.
Erreur dans l'établissement des rapports ou la classification		√	√	De bonnes procédures AQ/CQ devraient permettre d'éviter ceci.
Données manquantes		√	√	Approches statistiques ou basées sur l'opinion pour estimer l'incertitude à cause de mesures non détectées ou d'autres types de données manquantes.

¹ Ce sont des *bonnes pratiques* d'appliquer des procédures AQ/CQ et de vérification avant de développer des estimations des incertitudes selon les recommandations du Chapitre 6, ou simultanément. Les procédures AQ/CQ et de vérification fournissent une base utile pour éviter les erreurs et pour identifier (et, de préférence, corriger) les biais. De plus, les procédures AQ/CQ devraient permettre d'éviter ou détecter et corriger les erreurs liées à un mauvais établissement des rapports et une mauvaise classification, et il devrait y avoir une itération entre l'analyse des incertitudes et les procédures AQ/CQ si l'application des méthodes d'incertitude permet de découvrir de possibles problèmes AQ/CQ.

3.1.6 Réduction des incertitudes

Les incertitudes doivent être réduites autant que possible lors de la compilation d'un inventaire, et il est particulièrement important de garantir que le modèle et les données collectées sont des représentations objectives du monde réel. Lorsque des efforts sont entrepris afin de réduire les incertitudes, la priorité doit être accordée à ces entrées de l'inventaire qui ont le plus d'impact sur l'incertitude globale de l'inventaire, par opposition aux entrées qui sont d'importance moindre ou négligeable pour l'évaluation comme décrit au Chapitre 4, Choix méthodologique et identification des catégories de source clés. Les outils permettant d'établir des priorités dans la réduction des incertitudes incluent l'analyse des *catégories de source clés* (voir Chapitre 4) et l'évaluation de

la contribution des incertitudes de catégories spécifiques à l'incertitude totale de l'inventaire (voir Section 3.2.3). Selon la cause des incertitudes, celles-ci peuvent être réduites de sept manières différentes :

- *Amélioration de la conceptualisation* : Améliorer l'inclusivité des hypothèses structurelles choisies permet de réduire les incertitudes. Par exemple, un meilleur traitement des effets saisonniers qui permet de faire des estimations des émissions ou des absorptions annuelles plus exactes dans le secteur AFAT.
- *Amélioration des modèles* : Améliorer la structure et la paramétrisation du modèle permet de mieux comprendre et caractériser les erreurs systématiques et aléatoires, ainsi que de réduire ces causes d'incertitude.
- *Amélioration de la représentativité* : Celle-ci peut impliquer la stratification ou d'autres stratégies d'échantillonnage, comme présenté à la Section 3.2.1.2. C'est particulièrement important pour les catégories liées au secteur de l'agriculture, la foresterie et autres affectations des terres d'un inventaire, mais s'applique également à d'autres endroits, par ex., lorsque différentes technologies fonctionnent dans une catégorie. Par exemple, on peut utiliser des systèmes de contrôle en continu des émissions (CEMS) pour réduire les incertitudes pour certaines sources et certains gaz pour autant que la représentativité soit garantie. Ces systèmes produisent des données représentatives dans les installations où ils sont utilisés, mais pour être représentatif d'une catégorie de source entière, les données produites par les systèmes CEMS doivent être disponibles pour un échantillon aléatoire ou un ensemble entier d'installations individuelles qui comprennent la catégorie. Lors de l'utilisation de CEMS, la concentration et les flux peuvent tous deux varier, ce qui nécessite un échantillonnage simultané des deux attributs.
- *Utilisation de méthodes de mesure plus précises* : Des erreurs de mesure peuvent être réduites en utilisant des méthodes de mesure plus précises, en évitant des hypothèses de simplification et en s'assurant que les technologies de mesure sont utilisées et calibrées correctement. Voir Chapitre 2, Méthodes de la collecte des données.
- *Augmentation du nombre de données mesurées collectées* : Les incertitudes associées aux erreurs d'échantillonnage aléatoires peuvent être réduites en augmentant la taille de l'échantillon. À la fois le biais et l'erreur aléatoire peuvent être réduits en comblant les lacunes dans les données. Ceci s'applique à la fois aux mesures et aux sondages.
- *Élimination du risque connu de biais* : Celle-ci est possible en garantissant que l'instrumentation est correctement positionnée et calibrée (voir Chapitre 2), les modèles ou d'autres procédures d'estimation sont appropriées et représentatives comme indiqué dans les diagrammes décisionnels et dans d'autres avis sur le choix méthodologique dans les volumes sectoriels, et en appliquant l'opinion d'experts de manière systématique.
- *Amélioration de l'état des connaissances* : En général, l'amélioration de la compréhension des catégories et des procédés menant à des émissions et des absorptions peut aider à découvrir et à corriger les problèmes de non-exhaustivité. Les *bonnes pratiques* recommandent d'améliorer continuellement les estimations des émissions et des absorptions basées sur de nouvelles connaissances (voir Chapitre 5, Cohérence des séries temporelles).

3.1.7 Implications du choix méthodologique

Le choix du niveau méthodologique pour les estimations des émissions et des absorptions peut affecter l'analyse des incertitudes de deux manières différentes. Premièrement, le passage à des méthodes d'inventaire d'un niveau supérieur doit typiquement réduire les incertitudes, pour autant que les méthodes de niveau supérieur soient correctement mises en œuvre, car elles doivent réduire le biais et mieux représenter la complexité du système. Deuxièmement, le passage à des méthodes de niveau supérieur peut résulter en une augmentation des estimations des incertitudes dans certaines circonstances. Souvent, cette augmentation des incertitudes estimées ne représente pas réellement une diminution des connaissances ; elle révèle plutôt typiquement une reconnaissance plus réaliste des limitations des connaissances existantes. Ceci peut se produire lorsqu'il y a eu une prise en compte incomplète des émissions de gaz à effet de serre dans la méthode de niveau inférieur, ou lorsque l'application de méthodes de niveau supérieur révèle une complexité et des incertitudes additionnelles qui n'étaient pas totalement apparentes avec la méthode de niveau inférieur. Cela signifie réellement que les incertitudes ont été précédemment sous-estimées et que le passage à une méthode d'un niveau supérieur dans la réalité produit une estimation plus exacte des incertitudes. Dans certains cas, une augmentation des incertitudes peut se produire pour une méthode de développement de l'inventaire et non avec une autre car chaque méthode a différentes exigences en matière de données. Par exemple, il arrive que les estimations agrégées des émissions soient plus exactes car elles sont basées sur des valeurs facilement mesurées ou peuvent leur être comparées, alors que des estimations désagrégées peuvent nécessiter des hypothèses additionnelles pour lesquelles les

données ne sont pas aussi facilement disponibles ou la vérification des estimations n'est pas aussi facilement mise en œuvre. Le niveau approprié de désagrégation peut changer dans et entre les catégories.

3.2 QUANTIFICATION DES INCERTITUDES

Après avoir identifié les causes des incertitudes associées aux estimations de l'inventaire, l'organisme chargé de l'inventaire doit collecter les informations appropriées pour développer des estimations des incertitudes nationales et spécifiques aux catégories à l'intervalle de confiance de 95 pour cent. Idéalement, les estimations d'émissions et d'absorptions et les plages d'incertitude seront obtenues à partir de données mesurées spécifiques aux catégories. Étant donné qu'en pratique on ne peut pas mesurer ainsi chaque catégorie de source d'émission ou de puits, d'autres méthodes peuvent être nécessaires pour quantifier les incertitudes. Une façon pragmatique d'obtenir des estimations quantitatives de l'incertitude consiste à utiliser les meilleures estimations disponibles, souvent une combinaison de données mesurées, d'informations publiées, de sorties de modèle et l'opinion d'experts. Les recommandations sectorielles des volumes 2 à 5 des présentes *Lignes directrices* présentent des estimations des incertitudes par défaut à utiliser avec les méthodes décrites dans ce chapitre.

Bien que les incertitudes calculées à partir des données mesurées soient souvent considérées comme plus rigoureuses que les estimations des incertitudes basées sur des modèles et, pareillement, les estimations basées sur des modèles sont souvent considérées comme plus rigoureuses que celles basées sur l'opinion d'experts, la véritable hiérarchie dépend de la catégorie et/ou des circonstances spécifiques à un pays. En particulier, ce sont des *bonnes pratiques* de garantir que les incertitudes sont représentatives pour l'application dans l'inventaire et les circonstances nationales et incluent toutes les causes d'incertitude indiquées au Tableau 3.1.

Cette section comporte trois sous-sections principales qui sont interreliées. La Section 3.2.1 porte sur les sources de données et d'information qui peuvent être utilisées pour identifier et, lorsque c'est possible, quantifier les incertitudes. La Section 3.2.2 porte sur les méthodes utilisées pour tenter d'éviter ou de corriger les biais et pour quantifier le composant aléatoire de l'incertitude des entrées aux modèles. La Section 3.2.3 présente deux méthodes pour combiner les incertitudes dans les entrées afin d'arriver à des estimations des incertitudes pour des catégories individuelles d'émission et d'absorption et pour l'inventaire des émissions totales.

3.2.1 Sources de données et d'information

Cette section identifie les sources de données et d'information pour obtenir des estimations quantitatives des incertitudes. Il existe trois sources importantes de données et d'information : les informations contenues dans les modèles ; les données empiriques associées aux mesures des émissions et les données sur les activités provenant des sondages et des recensements ; ainsi que les estimations quantifiées des incertitudes sur base de l'opinion d'experts.

3.2.1.1 INCERTITUDES ASSOCIEES AUX MODELES

Un modèle est une représentation d'un système du monde réel. La modélisation implique typiquement des choix sur ce qu'il faut inclure et ce qu'il faut exclure, ainsi que des choix sur le niveau de détail (ou agrégation) pour ces phénomènes inclus dans le modèle. Ainsi, typiquement, le modèle n'imité pas exactement le système du monde réel. La structure du modèle est souvent pensée en termes des équations utilisées et en termes d'entrées et de sorties du modèle (Kirchner, 1990). Plus généralement, un modèle peut être pensé comme une hypothèse sur le comportement du système du monde réel. Par conséquent, il y a deux considérations majeures dans l'incertitude du modèle : (1) le système du monde réel correct le plus pertinent a-t-il été identifié et les conceptualisations ont-elles été élaborées de manière à servir correctement de base pour le développement du modèle ; et (2) le modèle est-il une représentation exacte du système choisi. L'*incertitude de conceptualisation* décrit le manque d'identification correcte du système pour lequel un modèle doit être développé et de la (des) conceptualisation(s) d'intérêt. L'*incertitude du modèle* décrit le manque de développement du modèle correct par rapport au système et à la (aux) conceptualisation(s) visés.

Incertitude de conceptualisation : L'impossibilité de spécifier correctement des hypothèses structurelles de l'inventaire bien appropriées et pertinentes est connue sous le nom d'incertitude de conceptualisation (Cullen et Frey, 1999) et résulte typiquement en un biais dans les estimations. Les causes typiques de l'incertitude de conceptualisation sont notamment les erreurs descriptives, les erreurs dans les opinions professionnelles et une spécification incomplète des hypothèses (EPA, 1997).

Incertitude du modèle : L'incertitude est le résultat des imperfections liées à la modélisation des conceptualisations choisies. Quelquefois, ces imperfections surviennent à cause de limitations des données

disponibles. Un modèle peut avoir d'autres sources d'erreurs structurelles, comme l'incapacité à prendre en compte correctement la sensibilité des émissions aux conditions ambiantes ou à d'autres facteurs. La modélisation peut être une base pour estimer les émissions ou les absorptions pour des catégories spécifiques, ainsi que pour gérer des données dans l'inventaire entier. Dans certains cas, l'incertitude du modèle peut être importante. Elle est typiquement peu caractérisée et peut ne pas être caractérisée du tout.

3.2.1.2 DONNEES EMPIRIQUES SUR LES SOURCES, LES Puits ET L'ACTIVITE

Cette section décrit des sources de données empiriques, et leurs implications sur l'incertitude, et est pertinente pour les données sur les émissions mesurées, les données issues de la littérature et les données sur les activités.

ESTIMATIONS DE L'INCERTITUDE OBTENUES A PARTIR DE DONNÉES SUR LES ÉMISSIONS/ABSORPTIONS MESURÉES

Cette section présume que les données sont obtenues conformément aux *bonnes pratiques*, comme indiqué au Chapitre 2 et au Chapitre 6, Assurance qualité/contrôle qualité et vérification. Lors de l'estimation de l'incertitude à partir de données sur les émissions mesurées, il convient de considérer notamment : (a) la représentativité des données et la possibilité d'un biais ; (b) la précision et l'exactitude des mesures ; (c) la taille de l'échantillon et la variabilité interindividuelle des mesures, ainsi que leurs implications pour l'incertitude dans les émissions/absorptions annuelles moyennes ; (d) la variabilité interannuelle des émissions/absorptions et si les estimations sont basées sur une moyenne de plusieurs années ou sur base d'une année spécifique.

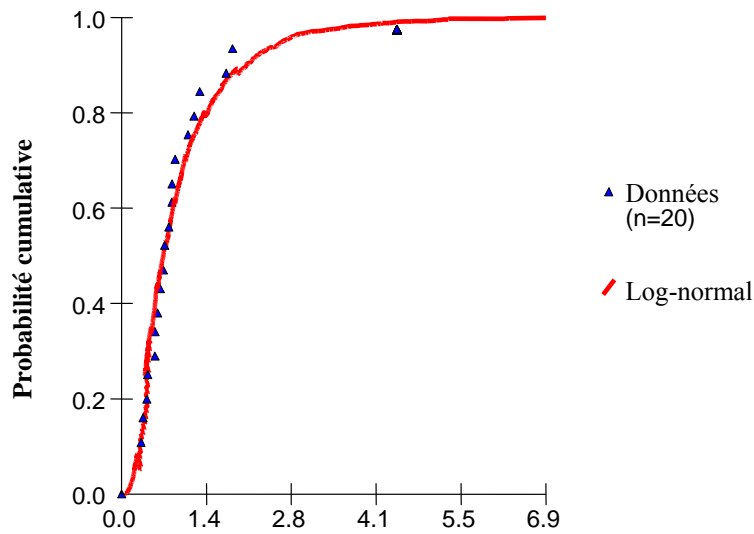
L'échantillonnage représentatif (ou plan d'échantillonnage) implique que les mesures soient réalisées pour des caractéristiques du système, des conditions d'opération, des périodes typiques et/ou des zones géographiques d'intérêt. La précision et l'exactitude des mesures individuelles dépendront de l'équipement et des protocoles utilisés pour réaliser les mesures. La taille de l'échantillon sera souvent un compromis entre le désir d'obtenir davantage de données et le coût des mesures. Dans certains cas, comme pour le contrôle en continu, la taille de l'échantillon peut être suffisamment grande pour servir réellement de recensement de données, plutôt que d'échantillon partiel. En général, la variabilité des données d'une période de temps à court terme (ex., heure, jour, semaine) à une autre dépendra des caractéristiques de la catégorie. Si l'objectif est de développer une estimation des émissions ou des absorptions moyennes annuelles, alors il pourra être nécessaire de décider si les mesures réalisées sur un court terme sont représentatives des taux sur une période de temps plus longue et, si non, si le programme de mesure peut être élargi à des périodes de temps supplémentaires. Par exemple, les mesures des flux (données sur les facteurs d'émission) doit représenter l'année entière. Ceci est très important dans le secteur AFAT car les émissions dépendent fortement des conditions climatiques qui sont typiquement différentes en période de végétation et en période hivernale.

Figure 3.4 Exemple d'incertitudes associées aux mesures d'émission et au taux moyen d'émission

- (a) Distribution ajustée pour une variabilité inter-unité des émissions ;
 (b) Incertitude associée à la distribution ajustée due à la petite taille de l'échantillon (n=20) ;
 (c) Incertitude associée au taux moyen d'émission.

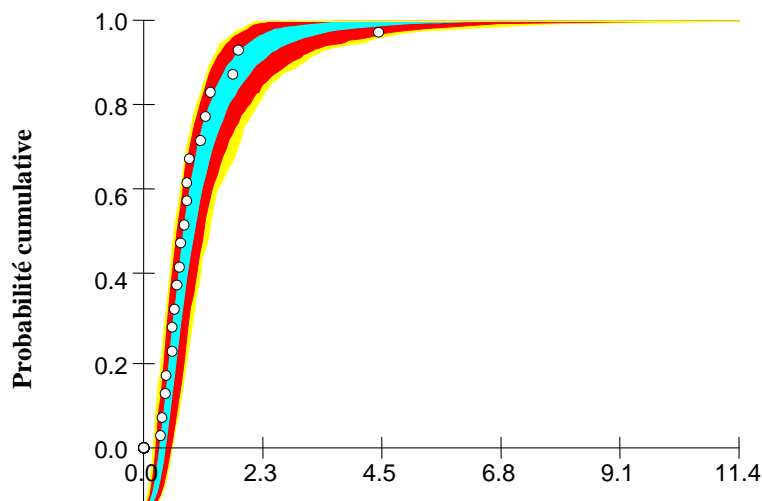
(a) Variabilité inter-unité

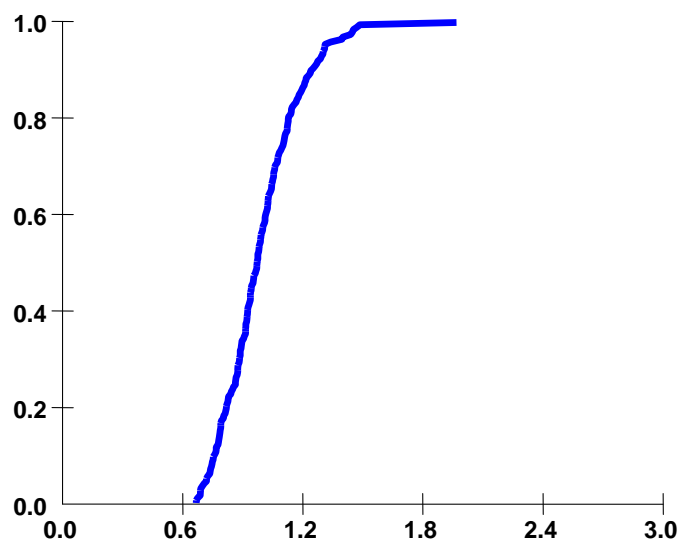
Ajustement d'une distribution pour le taux d'émission modèle



(b) Incertitude associée à la distribution de la variabilité

Zone d'incertitude pour le taux d'émission modèle



(c) Incertitude associée à la moyenne**Incertitude dans la moyenne pour le taux d'émission modèle**

Pour un second exemple, supposons que nous désirons estimer l'incertitude des émissions nationales annuelles pour une catégorie de source spécifique, comme les émissions provenant de voitures à essence. Le taux d'émission varie d'un véhicule individuel à l'autre, comme indiqué par la variabilité inter-unité à la Figure 3.4(a). Étant donné que la distribution de la variabilité inter-véhicule est estimée à partir d'un échantillon de données petit et fini qui peut être sujet à une erreur aléatoire d'échantillonnage, une incertitude existe quant à la véritable répartition de la variabilité inter-véhicule pour la population qui reste inconnue, comme suggéré à la Figure 3.4(b). Il y a également une variabilité intra-unité des émissions pour tout véhicule spécifique dans le temps. Cependant, dans le cadre de l'estimation des émissions nationales annuelles, l'intérêt porte sur la contribution combinée de tous ces véhicules durant une période d'un an. Dans ce cas, nous ne sommes pas intéressés par la plage de variabilité inter-véhicule mais bien par la plage d'incertitude pour le taux moyen d'émission provenant de tels véhicules (ex., Figure 3.4(c)). Souvent, la plage d'incertitude est nettement moindre que pour la variabilité inter-véhicule (ou, plus généralement, inter-unité) (ex., Frey et Zheng, 2002). Dès lors, lorsque l'objectif d'une analyse nécessite que l'évaluation soit basée sur l'incertitude de la moyenne, plutôt que sur la variabilité dans les unités individuelles, il est important que l'analyse se concentre correctement sur cette première. Faute de quoi une surestimation trompeuse de la portée de l'incertitude pourrait apparaître.

Dans le cas de contrôle en continu d'émissions ponctuelles, ou d'un plan d'échantillonnage périodique qui capture des modèles d'activité typiques, il peut y avoir des données empiriques adéquates et représentatives sur lesquelles baser une estimation de l'incertitude des émissions annuelles moyennes. Par exemple, si l'on dispose de telles données sur plusieurs années, alors les émissions moyennes annuelles peuvent être quantifiées sur plusieurs années, et la distribution des émissions annuelles d'année en année peut être utilisée pour évaluer un intervalle de confiance de 95 pour cent dans la moyenne annuelle. Pour autant que la moyenne annuelle soit basée sur des données provenant de nombreuses catégories individuelles, il est peu probable qu'il y ait corrélation d'erreurs entre les années. Cela a des conséquences sur l'estimation de l'incertitude des tendances, comme indiqué dans la Section 3.3, Incertitude et autocorrélation temporelle. Cependant, pour des catégories diffuses, comme les cultures agricoles, il pourrait y avoir d'importantes autocorrélations si elles sont déterminées par le climat, et ceci pourrait affecter la représentativité des données pour un objectif particulier de l'évaluation.

Lorsque des mesures d'émissions continues ne sont pas disponibles, on peut disposer de mesures d'émissions périodiques à partir duquel on estime les incertitudes. Si ces mesures peuvent être liées à des données sur les activités représentatives, ce qui est naturellement crucial, on peut déterminer un facteur d'émission spécifique au site, ainsi qu'une courbe de densité de probabilité associée représentative des émissions annuelles. Cette

détermination peut s'avérer être une tâche complexe. Pour obtenir la représentativité, on devra peut-être partitionner (ou stratifier) les données afin de refléter des conditions d'exploitation typiques. Par exemple :

- Le démarrage et l'arrêt peuvent donner des taux d'émission différents de ceux des données sur les activités. Dans ce cas, les données devront être partitionnées, avec des facteurs d'émission et des courbes de densité de probabilité séparés obtenus pour des conditions de régime normal, démarrage et arrêt.
- Les facteurs d'émission peuvent dépendre de la charge. Dans ce cas, on devra peut-être stratifier l'estimation des émissions totales et l'analyse des incertitudes pour tenir compte de la charge, exprimée, par exemple, en pourcentage de la pleine capacité. Ceci pourra être obtenu, par exemple, par analyse de la régression et par des diagrammes de dispersion du taux d'émission par rapport à des variables de contrôle probables (émissions par rapport à la charge), la charge devenant une composante des données sur les activités requises.
- Des mesures effectuées à d'autres fins peuvent ne pas être représentatives. Des mesures de méthane, par exemple, effectuées pour des raisons de sécurité dans des mines de charbon et des décharges peuvent ne pas refléter la totalité des émissions car elles peuvent n'avoir été réalisées qu'en tant que contrôle de conformité, lorsque l'on soupçonnait les émissions de méthane d'être élevées. Dans ce cas, on devra estimer le rapport entre les données mesurées et les émissions totales pour analyser l'incertitude.
- Des mesures systématiques à court terme peuvent ne pas échantillonner de manière adéquate des événements épisodiques (par ex., les chutes de pluie) qui sont à l'origine d'importants flux de courte durée qui peuvent néanmoins compter pour une fraction majeure des émissions annuelles. Si la stratégie d'échantillonnage manque une proportion importante de ces événements, alors l'estimation annuelle moyenne des émissions pourrait être biaisée de manière significative. Les émissions d'oxyde nitreux provenant des sols agricoles peuvent tomber dans cette catégorie.

Si l'échantillon de données est assez grand, on peut se baser sur des tests de qualité d'ajustement statistiques type, ainsi que sur l'opinion d'experts, pour choisir la courbe de densité de probabilité pour décrire la variabilité des données (partitionnées au besoin) et la façon de la paramétrer. Mais, dans de nombreux cas, le nombre de mesures permettant de tirer des conclusions sur l'incertitude est faible. En théorie, à condition qu'il y ait au moins trois points de données, et que les données soient un échantillon aléatoire représentatif de la variable examinée, on peut utiliser des méthodes statistiques pour estimer les valeurs des paramètres de nombreuses distributions à deux paramètres (normale, log-normale) permettant de décrire la variabilité de l'ensemble de données (Cullen et Frey, 1999, pp. 116-117). Alors qu'il est communément perçu qu'il faut avoir environ 8 ou 9 points de mesure, et plus de préférence, comme base pour ajuster une distribution aux données, une hypothèse plus fondamentale et plus importante qui doit être exprimée pour ajuster une distribution aux données est que les données sont un échantillon aléatoire et représentatif. Si cette hypothèse est valide, alors la taille de l'échantillon influence la largeur des intervalles de confiance pour toute statistique estimée à partir de l'échantillon. De nombreux analystes peuvent préférer disposer d'un échantillon de taille minimum, mais cette préférence n'est pas liée à la question clé de la représentativité. Les données ne deviennent pas plus représentatives uniquement parce qu'on augmente la taille de l'échantillon.

Dans le cas de petits échantillons, les estimations paramétriques seront entachées d'incertitude élevée, ce qui devra être reflété dans la quantification de l'incertitude à utiliser dans l'inventaire d'émissions. De plus, normalement, les méthodes statistiques ne sont pas fiables pour ce qui est de la différenciation de la qualité d'ajustement d'autres distributions paramétriques pour de très petits échantillons (Cullen et Frey, 1999, pp. 158-159). Par conséquent, il sera nécessaire de sélectionner une distribution paramétrique appropriée pour s'adapter à un très petit ensemble de données. Dans des situations où le coefficient de variation (écart type divisé par la moyenne) est inférieur à environ 0,3 et est connu avec une confiance raisonnable, une distribution normale peut être une hypothèse raisonnable (Robinson, 1989). Lorsque le coefficient de variation est élevé et la variable non-négative, une distribution à biais positif, de type distribution log-normale, peut être appropriée. Des recommandations sur le choix des distributions figurent dans les Sections 3.2.2.2 et 3.2.2.4 ci-dessous.

Dans le cas de grands ensembles de données, l'incertitude de la moyenne peut souvent être estimée comme des multiples de plus ou moins 1,96 (ou approximativement 2) de l'erreur type, l'erreur type étant l'écart type de l'échantillon divisée par la racine carrée de la taille de l'échantillon. Ce calcul est basé sur l'hypothèse d'une distribution normale. Cependant, si le nombre d'échantillons/mesures est peu élevé, ce qui est souvent le cas lorsque l'on détermine des facteurs d'émission, le multiple de 1,96 est remplacé par un « facteur de couverture » appelé k , qui est obtenu à partir de la distribution t de l'étudiant. Pour des échantillons de petite taille, k est plus grand que 1,96 pour un intervalle de 95 pour cent, mais, asymptotiquement, se rapproche de 1,96 alors que la taille de l'échantillon augmente jusqu'à approximativement 30 ou plus. Cependant, dans les cas où l'incertitude de la moyenne n'est pas une distribution symétrique, des méthodes numériques telles la simulation bootstrap peuvent être utilisées à la place pour obtenir l'intervalle de confiance de la moyenne.

Lorsqu'une estimation annuelle est basée sur une moyenne sur plusieurs années, l'incertitude de la moyenne représente l'incertitude d'une année moyenne et non la variabilité interannuelle. Si l'objectif est d'estimer l'incertitude des flux de source ou de puits pour une année spécifique, les *bonnes pratiques* recommandent de faire la meilleure estimation du total annuel et de quantifier l'incertitude associée aux modèles et aux données utilisées de manière cohérente avec la période d'un an. Si, au lieu de cela, une estimation annuelle moyennée est utilisée, l'incertitude de l'estimation appliquée à une année spécifique serait alors définie par la variabilité interannuelle (y compris des erreurs de mesure) par rapport à la moyenne, alors qu'appliquée à une année moyenne elle serait l'intervalle de confiance de la moyenne.

ESTIMATIONS D'INCERTITUDE ASSOCIÉES AUX FACTEURS D'ÉMISSION ET AUTRES PARAMÈTRES FOURNIS PAR DES RÉFÉRENCES PUBLIÉES

En l'absence de données spécifiques au site, les inventaires seront, si possible, basés sur des facteurs d'émission fournis par des études publiées spécifiques aux conditions dans ce pays. En l'absence de suffisamment d'informations spécifiques au pays, des informations peuvent être obtenues d'autres études publiées si ces études reflètent les conditions du pays, ou les facteurs d'émission ou d'autres paramètres d'estimation peuvent être tirés des volumes sectoriels 2 à 5 des présentes *Lignes directrices*. Les facteurs présentés dans les volumes sectoriels ont été mesurés dans des circonstances jugées typiques. Des incertitudes seront associées aux mesures d'origine, ainsi qu'à l'utilisation des facteurs dans des circonstances autres que celles associées aux mesures d'origine.

Dans le cas de l'utilisation de facteurs d'émission ou d'autres paramètres d'estimation publiés, les estimations des incertitudes devront être basées sur :

- *Recherches d'origine, y compris des données spécifiques au pays* : Pour des facteurs d'émission basés sur des mesures, les données fournies par le programme de mesures d'origine peuvent permettre d'évaluer l'incertitude, voire la courbe de densité de probabilité. Des programmes et des essais de mesures bien conçus fourniront des échantillons de données pour tous les types d'installations et leur entretien, leur taille et leur âge, ce qui permettra d'utiliser directement les facteurs et leurs incertitudes. Dans d'autres cas, on devra obtenir l'opinion d'experts, prenant en compte les causes d'incertitude identifiées au Tableau 3.1, pour extrapoler, à partir des mesures, pour l'ensemble de la population végétale dans cette catégorie de source/puits particulière (des détails sur la sollicitation de l'opinion d'experts sont donnés à la Section 3.2.1.3).
- *Valeurs par défaut conformément aux Lignes directrices* : Pour la plupart des facteurs d'émission et autres paramètres d'estimation, les lignes directrices sectorielles présentent des estimations par défaut des incertitudes à utiliser en l'absence d'autres données. Sauf indication contraire, on suppose que les courbes de densité de probabilité sont normales. Cependant, l'organisme chargé de l'inventaire devra évaluer la représentativité des valeurs par défaut pour ses propres circonstances nationales. Si l'on juge que l'estimation par défaut n'est pas représentative et que la catégorie de source est importante pour l'inventaire, on devra établir de meilleures hypothèses basées sur l'opinion d'experts, en supposant que trop peu de recherches d'origine sont disponibles pour obtenir des facteurs d'émission ou d'autres paramètres d'estimation spécifique au pays.

Les méthodes par défaut représentent un compromis entre le niveau de détail requis pour créer les estimations les plus exactes pour chaque pays, et les données d'entrée probablement disponibles ou faciles à obtenir dans la plupart des pays. Les méthodes par défaut sont souvent des simplifications et peuvent introduire des incertitudes importantes dans une estimation nationale. Dans nombre des méthodes par défaut différents niveaux de détails optionnels sont proposés pour indiquer si les utilisateurs disposent de données détaillées pour leur situation nationale ou s'ils doivent se fier de manière stricte aux valeurs par défaut générales. Il peut y avoir des différences considérables dans la représentation des conditions de la population réelle des activités dans un pays spécifique par les valeurs par défaut générales. Par exemple, l'incertitude associée aux facteurs d'émission de carbone par défaut pour la population mondiale de sources de combustion de carburant fossile peut être caractérisée comme relativement faible (5-10 pour cent) dans la méthodologie du GIEC ; mais les experts nationaux pour un pays spécifique peuvent savoir que les caractéristiques de tels combustibles dans leur pays varient des valeurs moyennes mondiales. Dans un tel pays, l'utilisation de valeurs par défaut introduirait une incertitude plus importante, les *bonnes pratiques* recommandent donc d'utiliser des estimations spécifiques à un pays lorsque c'est possible. Par conséquent, l'applicabilité des valeurs d'incertitude par défaut devrait toujours être envisagée.

Un autre exemple est l'utilisation de valeurs par défaut pour estimer les émissions et absorptions du secteur AFAT spécifique à un pays. L'incertitude pourrait être élevée à moins de connaître la pertinence des paramètres par défaut disponibles pour les circonstances d'un pays. L'application de données par défaut dans un pays ou une région avec des caractéristiques très différentes de celles des données de la catégorie de source peut produire des erreurs systématiques (biais) importantes dans les estimations des émissions ou des absorptions.

INCERTITUDES ASSOCIÉES AUX DONNÉES SUR LES ACTIVITÉS

Fréquemment, les données sur les activités sont plus étroitement liées à l'activité économique que les facteurs d'émission. Cependant, contrairement aux données sur les facteurs d'émission, un échantillon statistique des estimations des données sur les activités alternatives n'est typiquement pas facilement disponible pour ajuster les distributions et les incertitudes des estimations. Il existe souvent des incitations par les prix et des exigences fiscales bien établies à la base d'une comptabilité exacte de l'activité économique. De ce fait, les données sur les activités présentent en général des incertitudes moins élevées et une corrélation interannuelle plus faible que les données sur les facteurs d'émission. Les données sur les activités sont souvent compilées et publiées périodiquement par des organismes nationaux de statistiques, lesquels peuvent avoir déjà évalué les incertitudes associées à leurs données dans le cadre de leurs procédures de collecte de données. Ces incertitudes développées précédemment peuvent permettre de déterminer des CDP. Cette information n'étant pas nécessairement publiée, il est recommandé de contacter directement les organismes de statistiques. Étant donné qu'en général, les données sur les activités économiques ne sont pas collectées dans le but d'évaluer les émissions et les absorptions de gaz à effet de serre, les *bonnes pratiques* consistent à évaluer l'applicabilité des estimations d'incertitude avant de les utiliser.

Il y a plusieurs approches qui peuvent permettre d'évaluer l'incertitude des données sur les activités dans des circonstances particulières :

Données sur les activités basées sur des échantillons complets (recensements) : Les données de recensement sont des données sur les activités basées, en principe, sur le comptage de chaque instance d'une activité spécifique. Le recensement inclut typiquement des erreurs systématiques et aléatoires. Les erreurs systématiques résultent d'un sous-comptage ou d'un double comptage systématique. Les erreurs aléatoires sont typiquement la somme d'une série d'erreurs courantes. En général, il est attendu que les erreurs aléatoires soient distribuées normalement et ne soient pas corrélées en série. Comme les données sur les activités sont habituellement compilées par les mêmes personnes, en utilisant les mêmes procédés, pour chaque observation, il est probable que les erreurs systématiques aient approximativement la même valeur chaque année. Il y a plusieurs approches pour identifier la possible incertitude des données sur les activités pour des échantillons complets. Ces approches font souvent partie intégrante d'un plan AQ/CQ :

- Vérification de la taille des erreurs aléatoires, recherche des fluctuations dans le temps et des fluctuations différentielles dans les séries qui devraient être fortement corrélées avec les données examinées.
- Vérification des erreurs de biais, vérification par recoupement des données examinées avec d'autres informations liées. On pourrait, par exemple, examiner la chaîne logistique des combustibles en amont et en aval, en comparant la production de charbon, les importations et exportation de charbon et la consommation rapportée. On pourrait également étudier des activités pour lesquelles des données sont compilées de manière indépendante mais qui devraient être fortement corrélées avec les données examinées, par exemple les combustibles utilisés et la production d'énergie déclarés. On pourrait encore examiner des données sur les activités de différentes fréquences (par ex., mensuel, annuel), si elles sont compilées en utilisant différentes méthodes.
- L'interprétation des différences statistiques dans, par exemple, les données énergétiques nationales sont un exemple de vérification par recoupement. La comparaison entre les émissions de dioxyde de carbone se rapportant à l'énergie qui provient de la méthode de référence du GIEC est une vérification par recoupement formelle avec les estimations des émissions imputables à d'autres sources.

Les données sur les activités basées sur le recensement sont souvent « précises mais inexactes » selon la taxonomie illustrée à la Figure 3.2, les erreurs aléatoires sont faibles, mais il peut y avoir des erreurs de biais plus importantes. La vérification par recoupement peut suggérer des limites supérieures et inférieures pour de possibles erreurs de biais, et quelquefois permettra une estimation réelle de l'erreur de biais. Une possible erreur de biais dans ces limites peut souvent être identifiée comme une distribution uniforme tronquée : la vérification par recoupement montre que la vraie valeur inobservable doit se tenir dans une plage spécifique, mais il peut ne pas y avoir de raison de penser que tout point dans cette plage est plus ou moins probable. Cependant, comme les erreurs de biais dans les données sur les activités sont probablement très corrélées, la différence entre la valeur présentée et la vraie valeur inconnue est probablement environ la même chaque année, et cette caractéristique doit être prise en compte pour l'estimation de l'incertitude de la tendance.

Données sur les activités basées sur des échantillons aléatoires : Certains types de données sur les activités proviennent d'enquêtes par sondage comme, par exemple, les enquêtes de consommateurs, les enquêtes agricoles ou les enquêtes forestières. Dans ces cas, les données seront sujettes à des erreurs d'échantillonnage, qui seront normalement distribuées et non corrélées dans le temps. L'organisme responsable de l'échantillon pourra normalement donner des informations sur l'erreur d'échantillonnage. Si cette information n'est pas disponible, il peut être possible d'identifier ou de déduire les tailles de l'échantillon et de la population et de calculer directement l'erreur d'échantillonnage.

3.2.1.3 L'OPINION D'EXPERTS COMME SOURCE D'INFORMATION

Dans de nombreuses situations, des données empiriques directement pertinentes ne sont pas disponibles pour les entrées de sources, de puits ou d'activité d'un inventaire. Dans de telles situations, une solution pratique pour remédier à l'absence de données adéquates est d'obtenir des opinions bien informées d'experts dans le domaine sur les meilleures estimations et incertitudes des entrées de l'inventaire. Le Chapitre 2, Méthodes de compilation des données, aborde la base des protocoles de sollicitation des opinions d'experts formels. En particulier, la Section 2.2 et l'annexe 2A.1 donnent des informations générales sur l'opinion et la sollicitation d'experts. L'annexe 2A.1 donne des détails relatifs au protocole de sollicitation de l'opinion d'experts. Dans ce chapitre, la Section 3.2.2.3 recommande des méthodes pour coder les incertitudes sur base de l'opinion d'experts.

3.2.2 Techniques pour la quantification des incertitudes

Cette section aborde les techniques principales pour quantifier les incertitudes, à partir des sources de données et d'information décrites à la section précédente. Cette section porte principalement sur l'incertitude associée aux modèles, à l'analyse statistique des données empiriques, à l'identification et au choix des CDP, et sur les méthodes de codage de l'opinion d'experts sur les incertitudes.

3.2.2.1 INCERTITUDE ASSOCIEES AUX MODELES

La conceptualisation et l'incertitude du modèle peuvent être plus difficiles à aborder que les incertitudes des entrées d'un modèle. La principale préoccupation avec la conceptualisation et les incertitudes du modèle est qu'elles ont le potentiel de produire un biais très important dans les estimations des émissions et des absorptions. Les méthodes pour traiter ces causes d'incertitudes doivent dès lors avoir pour objectif d'évaluer et de corriger des biais connus ou supposés.

Il est clair que les *Lignes directrices 2006* établissent la spécification correcte d'une conceptualisation, dont l'interprétation dépend des entrées des experts et des parties prenantes qui connaissent les systèmes pour lesquels des émissions ou des absorptions sont estimées. Dans le cadre des présentes *Lignes directrices*, une conceptualisation doit être complète dans l'énumération de tous les composants clés sans qu'il n'y ait de redondance ou de chevauchement, et elle doit être applicable à l'étendue géographique, la période et l'ensemble de gaz à effet de serre couverts convenu.

Typiquement, l'incertitude du modèle est abordée de différentes manières. Une méthode consiste simplement à reconnaître les limitations des modèles utilisés et de discuter qualitativement les implications pour l'incertitude des estimations obtenues en utilisant le modèle. Cependant, les avertissements qualitatifs ne sont pas utiles pour obtenir un aperçu quantitatif quant à la possible ampleur de l'incertitude, et, en eux-mêmes, ne sont pas considérés comme des *bonnes pratiques*. Il y a au moins trois méthodes principales pour estimer l'incertitude : (1) la comparaison des résultats du modèle avec des données indépendantes à des fins de vérification ; (2) la comparaison des prédictions des modèles alternatifs ; et (3) l'opinion d'experts sur l'ampleur de l'incertitude du modèle. Ces méthodes peuvent être utilisées en combinaison.

La comparaison des prédictions du modèle avec des données indépendantes peut être utilisée pour estimer la précision et l'exactitude du modèle, et c'est un aspect important de la vérification, comme discuté au Chapitre 6. De telles comparaisons peuvent révéler si le modèle sous-évalue ou surévalue systématiquement les quantités examinées. Cependant, il peut être difficile d'obtenir des données pour la vérification directe d'un modèle. Néanmoins, ces types de comparaisons sont quelquefois les meilleurs ou les seuls disponibles, et peuvent aider à identifier des incohérences inexplicables qui, à leur tour, peuvent impliquer un biais du modèle qui pourrait être corrigé par un choix du paramètre.

Dans d'autres cas, il peut y avoir des modèles alternatifs qui peuvent être utilisés pour faire des prédictions pour les mêmes quantités examinées. Dans la mesure où les modèles alternatifs sont basés sur différentes données ou hypothèses théoriques, une comparaison des prédictions de modèle peut donner une indication utile quant à la grandeur du désaccord. Le fait qu'au moins deux modèles sont en désaccord ne constitue pas une preuve concluante que l'un des modèles est mauvais, étant donné que tous les modèles pourraient être mauvais.

Sur base des résultats de la comparaison du modèle utilisé pour le développement de l'inventaire avec les données indépendantes et/ou les modèles alternatifs, il peut être souhaitable de revoir les hypothèses ou les paramètres du modèle pour réduire le biais. L'incertitude restante peut alors être évaluée quantitativement par l'opinion d'experts par rapport à la combinaison des incertitudes des données utilisées pour établir le modèle et les paramètres du modèle, ou, de manière plus formelle, par l'analyse Monte Carlo.

3.2.2.2 ANALYSE STATISTIQUE DES DONNEES EMPIRIQUES

L'analyse statistique des données empiriques est une méthode qui peut être utilisée pour quantifier des incertitudes dans des inventaires, des facteurs d'émission et d'autres paramètres d'estimation, et elle peut être résumée en six étapes majeures, décrites ci-dessous (ex., Frey et Zheng, 2002) :

Étape 1 : Compilation et évaluation d'une base de données pour les facteurs d'émission, les données sur les activités et d'autres paramètres d'estimation. De telles données représentent typiquement la variabilité.

Étape 2 : Visualisation des données par le développement de fonctions de distribution empiriques (dans lesquelles les données sont pointées verticalement selon leur ordre hiérarchique et pointées horizontalement selon leur valeur numérique, voir Cullen et Frey, 1999, pour les détails) pour des activités et des facteurs d'émission individuels.

Étape 3 : Ajustement, évaluation et choix de modèles de CDP alternatives pour représenter la variabilité dans les données sur les activités et les données sur les facteurs d'émission.

Étape 4 : Caractérisation de l'incertitude de la moyenne des distributions pour la variabilité. Si l'erreur type de la moyenne est suffisamment petite (comme discuté à la Section 3.2.1.2), une hypothèse de normalité peut être émise en dépit de la taille de l'échantillon ou du biais des données. Si l'erreur type de la moyenne est importante, alors soit une hypothèse de log-normalité peut être émise ou d'autres méthodes peuvent être utilisées (simulation bootstrap, par exemple) pour estimer l'incertitude de la moyenne. Des logiciels publiquement disponibles peuvent être utilisés pour ce faire.

Étape 5 : Une fois que les incertitudes ont été spécifiées de manière appropriée, elles peuvent être utilisées comme entrées dans une analyse de probabilité pour estimer l'incertitude des émissions totales.

Étape 6 : Une analyse de sensibilité est recommandée pour déterminer quelles incertitudes des entrées dans un inventaire contribuent le plus à l'incertitude totale, et pour établir des priorités dans les efforts pour développer de bonnes estimations de ces incertitudes principales (voir Chapitre 4, Choix méthodologique et identification des catégories de source clés).

L'étape 3 implique typiquement : l'identification des CDP paramétriques candidates pour s'ajuster aux données, l'estimation des paramètres de telles distributions et l'évaluation de la validité de l'ajustement (ex., Cullen et Frey, 1999). Des méthodes rigoureuses peuvent être appliquées aux ensembles de données qui contiennent des valeurs inférieures à la limite de détection d'une méthode de mesure, appelées *données non détectées* (par ex., Zhao et Frey, 2004a). Des distributions peuvent être utilisées en combinaison même lorsque les données contiennent deux ou plusieurs sous-groupes qui ne peuvent autrement pas être séparés (par ex., Zheng et Frey, 2004).

3.2.2.3 METHODES DE CODAGE DES OPINIONS D'EXPERTS

En l'absence de données empiriques ou lorsque celles-ci ne sont pas considérées entièrement représentatives de toutes les causes d'incertitudes (Tableau 3.1), l'opinion d'experts peut être nécessaire pour l'estimation des incertitudes. Cette section porte sur les méthodes de codage (de quantification) de l'opinion d'experts par rapport aux incertitudes en CDP. Le codage est le procédé de conversion d'une opinion d'experts sur les incertitudes en une CDP quantitative. Le Chapitre 2 présente des directives sur la définition d'un expert, des considérations quant au choix d'un ou des expert(s), des sources de biais potentiels dans l'opinion d'experts et comment les éviter, et recommande un protocole pour solliciter l'opinion d'experts. Dans le contexte des incertitudes, un objectif majeur de la sollicitation de l'opinion d'experts est de caractériser l'état des connaissances concernant les valeurs possibles d'une variable particulière. Dès lors, il n'est ni nécessaire ni désirable de tenter d'obtenir à tout prix un consensus entre les experts ; au contraire, il est plus utile de prendre en compte toutes les différentes valeurs obtenues de deux experts ou plus pour la même variable.

L'opinion d'experts a pour objet de déterminer une courbe de densité de probabilité, en prenant en compte des informations pertinentes telles que :

- La catégorie est-elle semblable à d'autres ? Dans quelle mesure l'incertitude est-elle probablement comparable ?
- Le procédé d'émission ou d'absorption est-il bien compris ? A-t-on identifié toutes les sources d'émission ou tous les puits possibles ?

- Y a-t-il des limites physiques à la variation du facteur d'émission ou d'autres paramètres d'estimation ? Des facteurs relatifs au bilan massique ou à d'autres données du procédé peuvent créer une limite maximale pour les taux d'émission ou d'absorption.
- Les estimations relatives aux émissions et absorptions correspondent-elles aux données indépendantes qui peuvent être utilisées pour vérifier l'inventaire ?

Une préoccupation majeure liée à la sollicitation de l'opinion d'experts est d'éviter les biais typiques heuristiques de *disponibilité, représentativité, ancrage et ajustement* (décrits au Chapitre 2, annexe 2A.1, Protocole de sollicitation de l'opinion d'experts), pour permettre de ne pas être confronté au possible problème d'un « excès de confiance » dans les estimations des incertitudes. L'excès de confiance réfère à une situation dans laquelle la plage estimée des incertitudes est trop étroite. Il est souhaitable d'éviter un excès de confiance afin de ne pas sous-estimer les réelles incertitudes. Ce sont des *bonnes pratiques* d'utiliser un protocole formel de sollicitation de l'opinion d'experts, tel que le protocole Stanford/SRI présenté en détail au Chapitre 2, annexe 2A.1. En particulier, ces protocoles proposent différentes étapes préalables au codage à proprement parler afin de familiariser l'expert avec l'objectif et les méthodes de sollicitation de l'opinion d'experts et d'encourager celui-ci à réfléchir à toutes les données, modèles, théories et autres approches d'inférence pertinents. Avec ces données, l'expert est plus à même de donner une estimation des incertitudes exempte de biais.

Les méthodes de codage à utiliser dépendront du degré de familiarité de l'expert en ce qui concerne les CDP. Les méthodes ci-dessous sont utilisées le plus fréquemment :

- Valeur fixe : Estime la probabilité pour qu'une valeur soit supérieure (ou inférieure) à une valeur arbitraire ; répétée en général trois ou cinq fois. Par exemple, quelle est la probabilité pour qu'un facteur d'émission soit inférieur à 100 ?
- Probabilité fixe : Estime la probabilité pour qu'une valeur associée à une probabilité spécifiée soit supérieure (ou inférieure). Par exemple, quel est le facteur d'émission tel qu'il n'y ait qu'une probabilité de 2,5 pour cent (ou 1 chance sur 40) que le facteur d'émission puisse être inférieur (ou supérieur) à cette valeur ?
- Méthodes par intervalle : Cette méthode est axée sur la médiane et les quartiles. On demandera à l'expert, par exemple, de choisir une valeur pour le facteur d'émission telle qu'il y ait la même probabilité pour que le facteur d'émission réel soit supérieur ou inférieur à cette valeur. On obtient ainsi la médiane. L'expert divisera ensuite la plage inférieure en deux fichiers pour qu'à son avis il y ait la même probabilité (probabilité de 25 pour cent) pour que le facteur d'émission puisse être dans un des fichiers ; ceci étant répété pour la plage supérieure de la distribution. En dernier lieu, des méthodes de probabilité fixe ou de valeurs fixes pourront être utilisées pour solliciter des opinions pour les valeurs extrêmes.
- Représentations graphiques : L'expert trace une représentation graphique de ses propres distributions. Cette méthode doit être utilisée avec prudence, certains experts étant trop sûrs d'eux pour ce qui est de la compréhension des courbes de densité de probabilité.

Un exemple de sollicitation de l'opinion d'experts qui résulte dans le codage (quantification) d'une CDP est présenté dans l'encadré 3.1.

Parfois une plage de valeurs constituera la seule opinion d'experts disponible, avec peut-être indication de la valeur la plus probable. Dans ce cas, les règles suivantes s'appliquent, conformément aux *bonnes pratiques* :

- Si les experts fournissent uniquement une valeur limite supérieure et inférieure, on supposera que la courbe de densité de probabilité est uniforme et que la plage correspond à un intervalle de confiance de 95 pour cent.
- Si les experts fournissent également la valeur la plus probable (et qui est probablement souvent identique à l'estimation ponctuelle utilisée pour le développement de l'inventaire), on supposera une courbe de densité de probabilité triangulaire utilisant les valeurs les plus probables comme mode, et on supposera que les valeurs limites supérieures et inférieures excluent chacune 2,5 pour cent de la population. La distribution ne devra pas nécessairement être symétrique. D'autres choix raisonnables pourront être faits quant à la distribution, comme une distribution normale ou log-normale, avec les justifications appropriées.

D'autres sources d'informations sur la sollicitation de l'opinion d'experts incluent Spetzler et von Holstein (1975), Morgan et Henrion (1990), Merkhofer (1987), Hora et Iman (1989), et NCRP (1996).

La subjectivité de l'opinion d'experts renforce l'importance des procédures d'assurance et de contrôle de la qualité pour améliorer la comparabilité des estimations des incertitudes entre les pays. En conséquence, l'opinion d'experts devra être documentée dans le cadre des procédés d'archivage nationaux, et les organismes chargés des inventaires sont invités à appliquer des procédures AQ/CQ à l'opinion d'experts, en particulier pour les *catégories de source clés* (voir Chapitre 6).

Les besoins en documentation pour l'opinion d'experts sont abordés à l'annexe 2A.1 du Chapitre 2.

ENCADRE 3.1
BREF EXEMPLE D'OPINION D'EXPERTS DETAILLEE

Supposons que l'organisme chargé de l'inventaire a identifié un expert pour les émissions de CH₄ imputables à des centrales électriques, et souhaite obtenir son opinion sur l'incertitude des émissions annuelles moyennes pour cette catégorie de source. Dans le cadre de la phase de motivation, l'organisme a expliqué à l'expert le but général de l'analyse et précisé le protocole à utiliser. Lors de la phase de structuration, l'organisme collabore avec l'expert pour établir le protocole de sollicitation spécifique. Par exemple, même si l'organisme ne souhaite qu'une estimation de l'incertitude annuelle moyenne, l'expert peut déclarer préférer fournir des opinions séparées pour le fonctionnement au démarrage, en charge partielle et en pleine charge pour la centrale et préciser que ces opinions devront être pondérées pour fournir l'incertitude combinée pour une moyenne annuelle. Après structuration du problème, l'organisme examine les informations destinées à l'expert et pertinentes pour l'évaluation, telles que des mesures effectuées pour des centrales de même type ou d'autres sources de combustion. Lors de la phase de sollicitation, l'organisme peut demander à l'expert de fournir une valeur supérieure telle qu'il n'y ait qu'une chance sur 40 (probabilité de 2,5 pour cent) d'obtenir une valeur supérieure. Après obtention de cette valeur, l'organisme demande à l'expert d'expliquer la logique à la base de cette estimation, telle que le scénario de fonctionnement dans la centrale susceptible de produire un taux d'émission aussi élevé. Le procédé peut être ensuite répété pour la plage de valeurs inférieures et peut-être pour la médiane, le 25^e centile et le 75^e centile. On peut associer des questions de valeurs fixes et de probabilités fixes. L'organisme devra tracer ces valeurs sur un graphe afin d'identifier et de corriger toute contradiction pendant la collaboration avec l'expert. Lors de la phase de vérification, l'organisme s'assurera que l'expert est d'accord avec la représentation de son opinion. L'organisme peut voir également comment l'expert réagit à la possibilité de valeurs extérieures à l'intervalle pour lequel des opinions ont été présentées, afin de s'assurer qu'il n'y a pas de confiance excessive.

3.2.2.4 RECOMMANDATIONS EN MATIERE DE SELECTION DES COURBES DE DENSITE DE PROBABILITE

Avant de sélectionner une CDP, les *bonnes pratiques* recommandent de prendre en compte les biais dans les données, dans la mesure du possible. Comme remarqué précédemment, la compilation des données et les procédures AQ/CQ peuvent aider à éviter ou à corriger les biais. Par exemple, si des statistiques nationales existent sur la récolte du bois, mais il est également suggéré que ces statistiques ont un biais de 5 pour cent, alors l'estimation moyenne peut être ajustée de 5 pour cent avant d'estimer le composant aléatoire de l'incertitude. Les *bonnes pratiques* recommandent que les ajustements pour les biais soient réalisés lors de l'élaboration de l'estimation ponctuelle des émissions de l'inventaire. Il faut également considérer que l'importance du biais peut varier dans le temps car les mesures ou les procédures de compilation des données changent, ou car la portée géographique et temporelle de la compilation des données change. Les corrections apportées aux biais peuvent donc être différentes pour différentes années.

Cependant, dans la mesure où l'on suppose ou l'on sait que des biais existent dans les données même après l'application de procédures AQ/CQ, alors des techniques empiriques ou basées sur l'opinion peuvent être appliquées pour rendre compte du biais. Des biais apparents peuvent se produire dans l'analyse de probabilité pour, au moins, deux raisons : (1) une distribution ajustée peut avoir une moyenne différente de la valeur la plus probable utilisée dans l'estimation ponctuelle de l'inventaire (par ex., une distribution triangulaire biaisée basée sur l'opinion d'experts) ; et (2) la valeur moyenne d'une prédiction émanant d'un modèle non linéaire qui a des entrées incertaines peut être différente de l'estimation ponctuelle obtenue à partir du même modèle si seules des estimations ponctuelles des valeurs moyennes des entrées sont utilisées. Ainsi, certains types de biais peuvent n'être révélés qu'après la réalisation d'une analyse des incertitudes.

TYPES DE COURBES DE DENSITÉ DE PROBABILITÉ

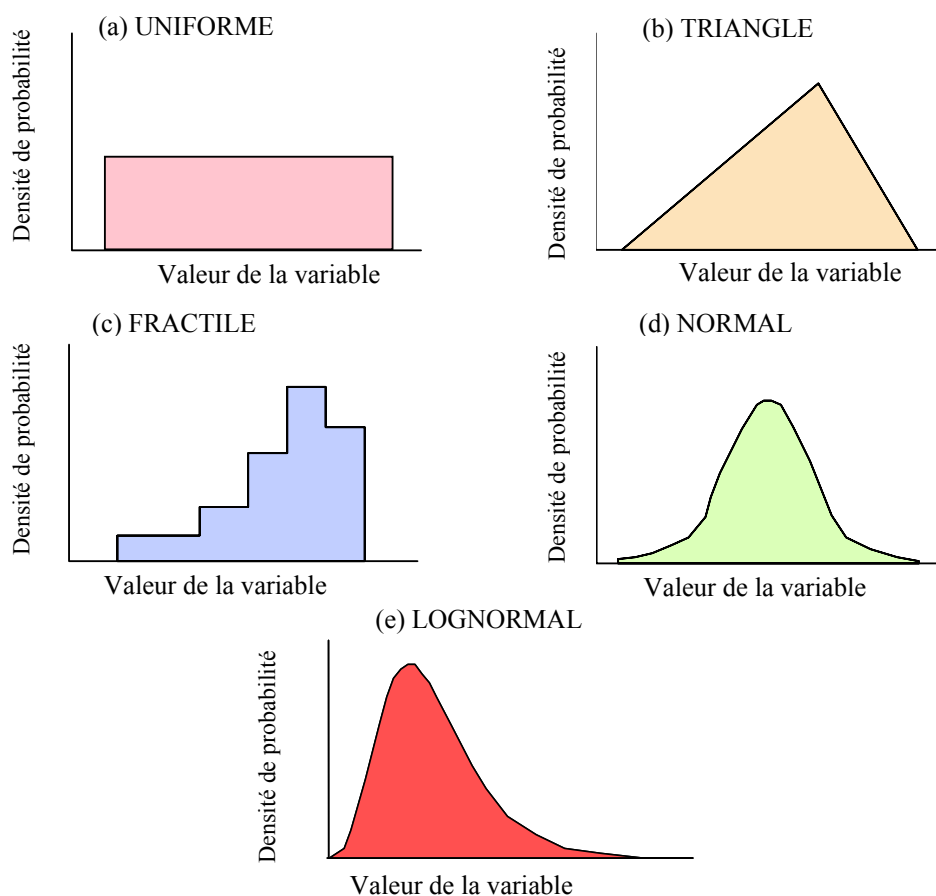
De nombreuses CDP élaborées dans la littérature statistique représentent souvent des situations réelles particulières. Le choix d'un type particulier de CDP dépend, au moins en partie, du domaine de la fonction (par ex., peut-elle avoir à la fois des valeurs positives ou négatives, ou uniquement des valeurs non-négatives), la plage de la courbe (par ex., la plage est-elle étroite ou couvre-t-elle des ordres de grandeur), la forme (par ex., symétrie), et les procédés qui génèrent les données (par ex., addition, multiplication). Ces considérations sont

élaborées ci-dessous dans un bref exposé de nombre de distributions communément utilisées et d'importance pratique. Voici des exemples de telles courbes et les situations qu'elles représentent⁴ :

- *La distribution normale* est particulièrement appropriée lorsque la plage d'incertitude est faible, et symétrique par rapport à la moyenne. La distribution normale est utilisée dans des situations où de nombreuses entrées individuelles contribuent à une incertitude globale, et dans laquelle aucune des incertitudes individuelles ne domine l'incertitude totale. De même, si un inventaire représente la somme des incertitudes de nombreuses catégories individuelles, cependant, aucune d'elles ne domine l'incertitude totale, alors il est probable que l'incertitude globale soit normale. Une hypothèse de normalité est souvent appropriée pour de nombreuses catégories pour lesquelles la plage relative de l'incertitude est mince, par ex., les facteurs d'émission et les données sur les activités des combustibles fossiles.
- *La distribution log-normale* peut être appropriée lorsque les incertitudes sont importantes pour une variable non-négative et connues pour être positivement biaisées. Le facteur d'émission pour l'oxyde nitreux provenant de fertilisants appliqués aux sols en est un exemple typique dans l'inventaire. Si de nombreuses variables incertaines sont multipliées, le produit approche asymptotiquement la log-normalité. Comme les concentrations sont le résultat de procédés de mélange, qui sont à leur tour des procédés à ramifications, les données de concentration tendent à être distribuées comme un log-normal. Cependant, les données du monde réel peuvent ne pas être aussi centrées vers l'arrière qu'une distribution log-normale. Les distributions Weibull et Gamma ont approximativement les mêmes propriétés que la log-normale mais sont moins centrées vers l'arrière et, par conséquent, sont quelquefois mieux ajustées aux données que la log-normale.
- *La distribution uniforme* décrit une probabilité égale d'obtenir toute valeur dans une plage. Quelquefois, la distribution uniforme est utile pour représenter des quantités physiquement limitées (par ex., une fraction qui doit varier entre 0 et 1) ou pour représenter l'opinion d'experts lorsqu'un expert est capable de spécifier une limite supérieure et une limite inférieure. La distribution uniforme est un cas spécial de la distribution Beta.
- *La distribution triangulaire* est appropriée lorsque des limites supérieures et inférieures et une valeur préférée sont fournies par des experts mais il n'y a pas d'autres informations sur les CDP. La distribution triangulaire peut être asymétrique.
- *La distribution fractile* est un type de distribution empirique dans laquelle des opinions sont émises sur la probabilité relative de différentes plages de valeurs pour une variable, comme illustré à la Figure 3.5. Ce type de distribution est quelquefois utile pour représenter l'opinion d'experts sur l'incertitude.

⁴ Des informations supplémentaires sur les méthodes pour développer des distributions basées sur une analyse statistique des données sont décrites et illustrées par Cullen et Frey (1999). D'autres références utiles incluent Hahn et Shapiro (1967), Ang et Tang (1975) D'Agostino et Stephens (1986), Morgan et Henrion (1990), et U.S.EPA (1996, 1997, 1999). Quelques exemples d'analyses de probabilité appliquées aux inventaires des émissions sont donnés par Frey et Zheng (2002) et Frey et Zhao (2004).

Figure 3.5 Exemples de modèles de courbe de densité de probabilité couramment utilisés
(par ex., adapté de Frey et Rubin, 1991)



CONSIDÉRATIONS POUR LE CHOIX D'UNE COURBE DE DENSITÉ DE PROBABILITÉ

La présente section décrit comment l'organisme chargé de l'inventaire peut satisfaire aux principes de comparabilité, cohérence et transparence des inventaires d'émissions lors du choix d'une CDP :

- Si l'on dispose de données empiriques, il conviendra tout d'abord de considérer si une distribution normale serait appropriée comme représentation de l'incertitude. Si la variable doit être non-négative, alors l'écart type de la distribution normale ne devrait pas excéder 30 pour cent de la valeur moyenne pour éviter une probabilité inacceptablement élevée de valeurs négatives erronément prédictives. La troncature de la queue inférieure de la distribution normale devrait être évitée, parce qu'elle modifie la moyenne et d'autres statistiques de la distribution. Normalement, une meilleure alternative à la troncature est de trouver une distribution plus appropriée, mieux ajustée aux données. Par exemple, pour des données qui présentent un biais positif et qui doivent être non négatives, des distributions log-normale, Weibull ou Gamma peuvent souvent permettre un ajustement acceptable ; cependant, une distribution empirique des données peut également être utilisée ;
- Si l'on fait appel à l'opinion d'experts, la fonction de distribution adoptée devrait être normale ou log-normale, avec des distributions uniformes, triangulaires ou fractiles selon les cas ;
- On utilisera d'autres distributions uniquement pour des raisons impératives, résultant d'observations empiriques ou de l'opinion d'experts, avec raisons théoriques à l'appui.

Il peut être difficile d'identifier la fonction la mieux adaptée à un ensemble de données. On peut utiliser le carré de l'asymétrie et l'aplatissement pour définir les formes fonctionnelles susceptibles d'être adaptées aux données (Cullen et Frey, 1999). L'aplatissement et l'asymétrie ne devraient être appliqués que si l'on dispose de suffisamment de données à partir desquelles on peut estimer ces valeurs. La fonction est ensuite ajustée aux données par la méthode d'ajustement par les moindres carrés ou par une autre méthode. Des tests permettent

d'évaluer la validité de l'ajustement, notamment le test chi au carré (Cullen et Frey, 1999). Dans de nombreux cas, plusieurs fonctions seront ajustées aux données dans une limite de probabilité donnée. Ces fonctions peuvent avoir des distributions radicalement différentes aux extrêmes lorsqu'il y a peu ou pas de données limites, et le choix d'une fonction, de préférence à une autre, peut changer systématiquement le résultat d'une analyse de l'incertitude. Cullen et Frey (1999) réitèrent la recommandation fournie précédemment par d'autres pour ces cas, selon laquelle *c'est la connaissance des procédés physiques sous-jacents qui doit gouverner le choix d'une fonction de probabilité*. A la lumière de cette connaissance physique, les tests indiquent si cette fonction est bien ou mal ajustée aux données.

Pour utiliser des données empiriques comme base pour le développement de CDP, la première étape critique consiste à déterminer si les données sont un échantillon aléatoire représentatif, dans le cas d'un échantillon de population. On posera les questions clés suivantes au sujet des données :

- Les données sont-elles représentatives des conditions associées aux émissions ou aux facteurs d'activités spécifiques aux circonstances nationales ? Par exemple, dans le secteur AFAT, les données sont-elles représentatives des pratiques de gestion et d'autres circonstances nationales ?
- Les données sont-elles un échantillon aléatoire ?
- Quelle est la moyenne temporelle associée à l'ensemble des données, et est-elle la même que celle pour l'évaluation (qui sera pour des émissions annuelles pour une année donnée) ? Par exemple, les données sur les émissions peuvent être mesurées durant une courte période de temps et non pas pour une année entière. Aussi, l'opinion d'experts peut être requise pour extrapoler les données à court terme à plus long terme.

Si les données sont un échantillon aléatoire représentatif, la distribution pourra être établie directement par des méthodes statistiques classiques, même dans le cas d'un petit échantillon. Idéalement, les données disponibles représenteront une moyenne annuelle mais il sera peut-être nécessaire de convertir les données en utilisant une moyenne temporelle appropriée. Pour des distributions normales l'intervalle de confiance de 95 pour cent sera plus ou moins deux fois l'écart type estimé de la population. Dans d'autres cas, les données peuvent représenter un recensement complet de la somme de toutes les activités (consommation énergétique totale pour un combustible, par exemple). Dans ce cas, les informations sur les erreurs de mesure ou des instruments de recherche serviront de base à l'évaluation de l'incertitude. La plage d'incertitude des données sur les activités peut être limitée à l'aide de méthodes indépendantes ou de contrôles de cohérence, en comparant, par exemple, les données sur la consommation de combustible à des estimations de production, y compris des estimations de production par diverses méthodes.

Il y a une distinction entre l'incertitude de la moyenne et la variabilité des données pour des situations dans lesquelles les données représentent la variabilité dans un pays pour une catégorie de source. Étant donné que l'objectif est d'estimer les émissions annuelles moyennes au niveau d'un pays individuel, les données qui représentent une variabilité dans un pays doivent être moyennées sur toute l'étendue géographique du pays, et l'incertitude de cette moyenne doit être évaluée et utilisée comme base pour l'inventaire. Inversement, si des données internationales sont disponibles à un niveau agrégé, et qu'aucune information n'est disponible pour expliquer comment désagréger ces données par pays, il y a un écart dans l'échelle qui est plus difficile à corriger. Typiquement, dans ce cas, l'incertitude tendra à augmenter au fur et à mesure que l'étendue géographique diminuera, c'est-à-dire, si le nombre de catégories de source incluses diminue et si les données sur les émissions spécifiques au site ne sont pas disponibles. Par conséquent, il peut être nécessaire d'élargir les plages d'incertitude développées pour des données internationales agrégées pour les appliquer à des pays individuels. En l'absence de toute base empirique pour estimer la plage relative d'incertitude au niveau du pays par rapport au niveau international agrégé, on peut utiliser l'opinion d'experts.

Dans le cas d'un échantillon de population, le point le plus important est d'évaluer si les données sont aléatoires et représentatives de la population. Si c'est le cas, on peut utiliser des méthodes statistiques classiques pour définir la distribution. Sinon, on devra associer des analyses de données et la sollicitation de l'opinion d'experts sur les distributions. Dans le premier cas, Cullen et Frey (1999) suggèrent d'examiner l'ensemble de données à l'aide de statistiques récapitulatives et de graphes pour évaluer les caractéristiques essentielles (tendance centrale, plages de variations, biais, etc.).

Les résultats de cet examen, alliés à la compréhension des procédés à l'origine des données, devront être pris en compte lors de la sélection d'une représentation mathématique ou numérique des distributions pour les données d'entrées des Niveaux 1 ou 2. (Voir Section 3.2.3.)

Si une distribution paramétrique est choisie pour être ajustée à l'ensemble de données, on peut utiliser des techniques telles que « l'estimation de probabilité maximale⁵ » ou la « méthode des moments correspondants »

⁵ La méthode de probabilité maximale choisit comme estimations les valeurs des paramètres qui maximisent la probabilité de l'échantillon observé (par ex., Holland et Fitz-Simons, 1982).

pour estimer les paramètres de la distribution. On peut évaluer la validité de l'ajustement de la distribution de plusieurs façons, y compris par comparaison de fonction de répartition cumulative ajustée (RCA) à l'ensemble de données d'origine, ou par l'utilisation de graphes de probabilité, et des tests de validité de l'ajustement (Cullen et Frey, 1999, par exemple). Il est important que la sélection d'une distribution paramétrique représentant un ensemble de données soit basée non seulement sur des tests de validité de l'ajustement, mais également sur des similarités entre les procédés générateurs des données et la base théorique d'une distribution (Hahn et Shapiro, 1967, par exemple).

Si la moyenne des données est calculée pour moins d'un an, on devra peut-être extrapoler l'incertitude sur l'année. Prenons un cas, par exemple, dans lequel l'ensemble de données représente la variabilité des mesures d'émissions quotidiennes moyennes pour une catégorie de source particulière. Une méthode, décrite en détail par Frey et Rhodes (1996), consiste à ajuster une distribution paramétrique à l'ensemble de données pour la variabilité quotidienne, à utiliser une technique numérique dite « bootstrap » pour estimer l'incertitude des paramètres de la distribution, et à simuler les moyennes annuelles aléatoires du facteur d'émission par la méthode Monte Carlo. La simulation bootstrap permet de simuler l'incertitude associée à la distribution de l'échantillon pour les paramètres de la distribution ajustée (Efron et Tibshirani, 1993 ; Frey et Rhodes, 1996 ; Frey et Bammi, 2002 ; et.).

DÉPENDANCE ET CORRÉLATION POUR LES DONNÉES D'ENTRÉE DES INVENTAIRES

Cette section présente une introduction aux questions afférentes à la dépendance et à la corrélation pour les données d'entrée. On peut trouver plus de détails à ce sujet dans Morgan et Henrion (1990), Cullen et Frey (1999), et Smith *et al.* (1992).

Lors du paramétrage d'une analyse de probabilité, il est préférable de définir le modèle de sorte que les entrées soient statistiquement les plus indépendantes possibles. Plutôt que d'essayer d'estimer des données sur les activités pour un grand nombre de sous-catégories dont les données ont été obtenues, au moins en partie, par des différences, il peut être préférable d'assigner des incertitudes à des mesures agrégées d'activités mieux connues. Par exemple, on peut estimer la consommation de carburant domestique comme étant la différence entre la consommation totale et la consommation dans les secteurs des transports, industriels et commerciaux. Dans ce cas, l'estimation de l'incertitude relative à la consommation de combustible domestique est corrélée négativement avec les incertitudes relatives à la consommation de combustible dans d'autres sous-catégories, et peut même être beaucoup plus élevée que l'incertitude associée à la consommation totale. Par conséquent, plutôt que d'essayer d'estimer les incertitudes séparément pour chaque sous-catégorie, il serait plus pratique d'estimer l'incertitude pour la consommation totale, pour laquelle on peut disposer de bonnes estimations et de vérifications par recoupement.

Les dépendances, si elles existent, peuvent ne pas être importantes pour l'évaluation des incertitudes. Les dépendances dans les données d'entrée ne seront importantes que si elles existent entre deux données d'entrée auxquelles l'incertitude de l'inventaire est sensible et si les dépendances sont suffisamment élevées. À l'opposé, des dépendances faibles dans les données d'entrée, ou des dépendances élevées dans les données d'entrée auxquelles l'incertitude de l'inventaire n'est pas sensible, auront relativement peu de conséquence pour l'analyse. Bien entendu, certaines interdépendances sont importantes et ne pas en tenir compte peut engendrer des résultats faussés. Des corrélations positives entre des données d'entrée tendent à augmenter la plage d'incertitude des données de sortie, alors que des corrélations négatives tendent à diminuer la plage d'incertitude des données de sortie. Cependant, des corrélations positives des incertitudes lorsqu'on compare deux années dans le cadre d'une analyse de tendance diminueront l'incertitude de la tendance.

On peut envisager certaines techniques pour inclure les dépendances dans l'analyse, notamment :

- la stratification ou agrégation des catégories de source pour limiter l'effet des dépendances ;
- la modélisation explicite de la dépendance ;
- la simulation de la corrélation par des méthodes d'appariement limité (incluses dans de nombreux logiciels) ;
- l'utilisation de techniques de ré-échantillonnage lorsque l'on dispose d'ensembles de données multivariés ;
- l'examen des cas de limitation ou de sensibilité (un cas supposant une indépendance et un autre cas supposant une corrélation positive complète) ; et
- l'utilisation possible de techniques de séries temporelles pour analyser ou simuler une autocorrélation temporelle.

A titre d'exemple simple, Zhao et Frey (2004a) ont évalué si les estimations d'incertitude associées aux facteurs d'émission pour différentes catégories de source obtenues à partir des mêmes sources de données devaient être considérées comme dépendantes ou indépendantes parmi les catégories de source. Ils ont conclu que cela n'avait aucune influence sur l'incertitude globale de l'inventaire. Bien entendu, ces résultats sont spécifiques aux études de cas examinées et doivent être testés dans d'autres applications. Dans un exemple plus complexe, illustré à l'Encadré 3.2, Ogle *et al.* (2003) ont examiné les dépendances entre les facteurs de travail du sol, et les ont estimées à partir d'un ensemble commun de données dans un modèle de type régression simple, en calculant la covariance⁶ entre des facteurs pour un travail du sol réduit et une gestion sans travail du sol, et en utilisant cette information pour obtenir des valeurs de facteur du travail du sol avec une corrélation appropriée dans une simulation Monte Carlo⁷. On devra tenir compte des corrélations possibles entre les variables d'entrée et étudier plus particulièrement celles susceptibles de présenter les dépendances les plus élevée (application de facteurs de gestion pour la même pratique pour plusieurs années d'inventaire, ou corrélations entre des activités de gestion d'une année à l'autre, par exemple).

ENCADRE 3.2

EXEMPLE D'UNE EVALUATION DES INCERTITUDES TRAITANT LES CORRELATIONS PAR LA METHODE MONTE CARLO

Ogle *et al.* (2003) ont utilisé une analyse Monte Carlo pour évaluer l'incertitude dans un inventaire de Niveau 2 sur les variations de carbone des sols attribués à l'affectation des sols et la gestion des terres agricoles aux États-Unis. Les facteurs de gestion ont été estimés à partir d'environ 75 études publiées utilisant des modèles linéaires à effets mixtes. Des courbes de densité de probabilité ont été établies pour calculer l'effet de la gestion à une profondeur de 30 cm pendant vingt ans depuis sa mise en œuvre. Des stocks de référence ont été estimés à l'aide de la Base de données nationale sur la caractérisation des sols, contenant des données sur des échantillons de sols compilées par le Ministère américain de l'agriculture (USDA). Les CDP étaient basées sur la moyenne et la variance d'environ 3 700 échantillons, avec prise de compte de l'autocorrélation spatiale résultant des distributions groupées. Les données sur l'utilisation des terres et la gestion ont été enregistrées dans l'Inventaire des ressources nationales de l'USDA, qui suit la gestion des terres agricoles sur plus de 400 000 points aux États-Unis, ainsi que des données sur les pratiques de travail du sol du sol fournies par le Centre d'information des technologies de conservation (Conservation Technology Information Center, CTIC). L'analyse Monte Carlo a été effectuée à l'aide de logiciels statistiques commercialisés et de codes développés par des analystes américains. Leur analyse a pris en compte des dépendances entre des paramètres d'estimation calculés à partir d'ensembles de données communs. Par exemple, des facteurs pour des terres mises en réserve et des changements d'affectation des sols entre état cultivé et état non cultivé ont été obtenus par analyse de régression simple utilisant une variable indicatrice pour les mises en réserve, et étaient donc interdépendants. Leur analyse a également pris en compte les interdépendances des données d'utilisation des terres et de gestion. Lors de la simulation des valeurs d'entrée, des facteurs ont été estimés en interdépendance complète avec l'année de référence et l'année courante dans l'inventaire car on a supposé que l'effet relatif de la gestion sur le carbone des sols ne changeait pas pendant la période d'inventaire lors de la mise en œuvre d'une pratique. Des facteurs ont été simulés avec des valeurs aléatoires de semences identiques. À l'opposé, des stocks de carbone de référence pour différents climats, et par zones de sols, ont été simulés indépendamment, avec des valeurs aléatoires de semences différentes, car les stocks pour chaque zone ont été calculés à partir d'ensembles de données séparés. Les analystes américains ont utilisé 50 000 itérations pour l'analyse Monte Carlo. Ceci était suffisant car les analystes ont présenté des résultats ne comportant qu'un chiffre après la virgule, et les résultats de la simulation étaient considérés comme relativement stables à ce seuil de signification. Ogle *et al.* (2003) ont estimé pour les sols minéraux une augmentation moyenne de 10,8 Tg C an⁻¹ entre 1982 et 1997, avec un intervalle de confiance de 95 pour cent, entre 6,5 et 15,3 Tg C an⁻¹. À l'opposé, pour les sols organiques gérés, ils ont estimé une diminution moyenne de 9,4 Tg C an⁻¹, entre 6,4 et 13,3 Tg C an⁻¹. Par ailleurs, Ogle *et al.* (2003) ont constaté que la variabilité des facteurs de gestion contribuait à 90 pour cent de l'incertitude générale pour les estimations finales des variations du carbone des sols.

⁶ La covariance entre deux variables (x et y) mesure la dépendance mutuelle entre elles. La covariance d'un échantillon consistant en n paires de valeurs est le total des produits de la déviation des valeurs x individuelles à partir de la valeur moyenne x multipliée par la déviation de la valeur x individuelle correspondante à partir de la moyenne des valeurs y , divisé par $(n-1)$.

⁷ Cullen et Frey (1999), Morgan et Henrion (1990), et USEPA (1996) présentent des discussions et des exemples de ces méthodes. Ces documents contiennent également des listes de référence avec renvois à la littérature pertinente.

3.2.3 Méthodes pour la combinaison des incertitudes

Après avoir déterminé les incertitudes des données sur les activités, des facteurs d'émission ou des émissions pour une catégorie de source, on peut les combiner pour estimer l'incertitude de l'ensemble de l'inventaire pour toute année et l'incertitude de la tendance générale de l'inventaire dans le temps. Les résultats de la théorie de l'échantillonnage, décrits à la Section 2.5.1, Inventaires de Niveau 3 basés sur des mesures, du Chapitre 2 du Volume 4 pour le secteur AFAT, peuvent être utilisés lorsque l'échantillonnage est appliqué pour des mesures directes, par exemple, de changement de stock de carbone. Dans ce cas, la théorie de l'échantillonnage fournit une estimation de l'incertitude des émissions/absorptions pour une catégorie de source donnée, sans devoir caractériser séparément une activité et un facteur d'émission.

Deux niveaux pour l'estimation des incertitudes combinées sont présentées dans les sections suivantes : Le Niveau 1 utilise de simples équations de propagation d'erreur, alors que le Niveau 2 utilise l'analyse Monte Carlo ou des techniques similaires. Les deux niveaux peuvent être utilisés pour les sources d'émission ou les puits, sous réserve des hypothèses et des limitations de chaque niveau et de la disponibilité des ressources. Des explications supplémentaires des méthodes de calcul statistique sont données, étape par étape, aux Sections 3.7.1 et 3.7.2.

Il faut traiter les biais avant d'appliquer une analyse de Niveau 1 ou 2, comme indiqué à la Section 3.2.2.1. Par exemple, comme indiqué à la Section 3.2.2.1, une évaluation du biais, et des désaccords possibles entre les approches de modélisation, doit être réalisée, et toute action identifiée pour améliorer l'estimation de l'inventaire sera adoptée. Les Niveaux 1 et 2 portent sur la quantification du composant aléatoire de l'incertitude des résultats de l'inventaire lorsque les sources connues de biais ont été enlevées. Les estimations de l'inventaire peuvent encore inclure un biais inconnu et, dans l'analyse, on suppose que toutes les erreurs se comportent de manière aléatoire (Winiwarter et Rypdal, 2001).

3.2.3.1 NIVEAU 1: PROPAGATION D'ERREUR

L'analyse de Niveau 1 est basée sur la propagation d'erreur et est utilisée pour estimer l'incertitude des catégories de source individuelles, dans l'inventaire dans son ensemble, et dans les tendances entre une année examinée et une année de référence. Les principales hypothèses, conditions et procédures sont décrites dans le présent chapitre.

La méthode de Niveau 1 devra être mise en œuvre à l'aide du Tableau 3.2, Calcul de l'incertitude de Niveau 1, qui peut être paramétré à l'aide d'un logiciel de tableurs commercial. Le tableau est complété au niveau de la catégorie de source par des plages d'incertitude pour les données sur les activités et les facteurs d'émission conformes aux *recommandations de bonnes pratiques* sectorielles⁸. Différents gaz doivent être entrés séparément en tant qu'équivalents CO₂.

NIVEAU 1 – PRINCIPALES HYPOTHÈSES

Dans l'analyse de Niveau 1, l'incertitude des émissions ou des absorptions peut être propagée à partir des incertitudes des données sur les activités, des facteurs d'émission et d'autres paramètres d'estimation par l'équation de propagation d'erreur (Mandel, 1984, Bevington et Robinson, 1992). S'il y a des corrélations, alors soit la corrélation peut être incluse de manière explicite ou les données peuvent être agrégées jusqu'à un niveau approprié de sorte que les corrélations perdent de leur importance. En théorie, le Niveau 1 nécessite également que le résultat de la division de l'écart type par la valeur moyenne soit inférieur à 0,3. En pratique, cependant, cette analyse donnera des résultats informatifs même si ce critère n'est pas strictement respecté et que quelques corrélations demeurent. Le Niveau 1 suppose que les plages relatives d'incertitude des facteurs d'émission et d'activité soient identiques pour l'année de référence et pour l'année *t*. Cette hypothèse est souvent correcte ou approximativement correcte. Si une des hypothèses principales de l'analyse de Niveau 1 ne s'applique pas, une version alternative du Niveau 1 pourra être développée (ex., voir Section 3.4) ou le Niveau 2 sera utilisé à la place.

⁸ Lorsque les estimations proviennent des modèles, entrer l'incertitude associée aux données sur les activités utilisées pour diriger le modèle, et entrer l'incertitude associée aux paramètres du modèle au lieu de l'incertitude des facteurs d'émission. Il peut être nécessaire d'utiliser l'opinion d'experts ou les calculs de propagation d'erreur associés à la structure du modèle. S'il est impossible en pratique de séparer l'estimation de l'incertitude obtenue à partir d'un modèle pour une catégorie de source en composants séparés pour les activités ou les facteurs d'émission, entrer alors l'incertitude totale pour la catégorie dans la colonne des facteurs d'émission et indiquer une valeur nulle dans la colonne de l'incertitude des facteurs d'émission.

Lorsque l'écart type divisé par la moyenne est supérieur à 0,3, la fiabilité de l'analyse de Niveau 1 peut être améliorée. Comment arriver à cette amélioration est décrit à la section « Traiter les incertitudes élevées et asymétriques dans les résultats de l'analyse de Niveau 1 » de cette section.

NIVEAU 1 – PRINCIPALES CONDITIONS

Pour quantifier l'incertitude au moyen de l'analyse de Niveau 1, des estimations de la moyenne et de l'écart type sont nécessaires pour chaque entrée, ainsi que l'équation par laquelle toutes les entrées sont combinées pour estimer une sortie. Les équations les plus simples incluent des entrées statistiquement indépendantes (non corrélées).

Après avoir déterminé les incertitudes des catégories de source, on peut les combiner pour estimer l'incertitude de l'ensemble de l'inventaire pour toute année et l'incertitude de la tendance générale de l'inventaire dans le temps. Comme discuté ci-dessous, ces estimations des incertitudes peuvent être combinées en utilisant deux règles bien commodes pour combiner des incertitudes non corrélées, par addition et multiplication.

NIVEAU 1 : PROCÉDURE

L'analyse de Niveau 1 estime les incertitudes en utilisant l'équation de propagation d'erreur en deux étapes. En un premier temps, elle utilise l'approximation de l'Équation 3.1 pour combiner les plages des facteurs d'émission, des données sur les activités et d'autres paramètres d'estimation par catégorie et gaz à effet de serre. Elle utilise ensuite l'approximation de l'Équation 3.2 pour obtenir l'incertitude générale des émissions nationales et la tendance des émissions nationales entre l'année de référence et l'année courante.

Incertitude d'une estimation annuelle

L'équation de propagation d'erreur⁹ permet d'obtenir deux règles pratiques pour combiner des incertitudes non corrélées, par addition et multiplication :

- Si des quantités incertaines doivent être combinées par multiplication, l'écart type de la somme sera la racine carrée de la somme des carrés des écarts type des quantités ajoutées, les écarts type étant tous exprimés en coefficients de variation, qui sont les rapports des écarts type aux valeurs moyennes appropriées. Cette règle est approximative pour toutes les variables aléatoires. Dans des circonstances typiques, cette règle est raisonnablement exacte tant que le coefficient de variation est inférieur à environ 0,3. Cette règle ne s'applique pas à la division.

On peut obtenir une équation simple (Equation 3.1) pour l'incertitude du produit, exprimée en pourcentage :

EQUATION 3.1

COMBINAISON DES INCERTITUDES – NIVEAU 1 – MULTIPLICATION

$$I_{totale} = \sqrt{I_1^2 + I_2^2 + \dots + I_n^2}$$

Où :

I_{totale} = le pourcentage d'incertitude du produit des quantités (moitié de l'intervalle de confiance de 95 pour cent divisé par le total et exprimé en pourcentage) ;

I_i = le pourcentage d'incertitude associé à chaque quantité.

- Si des quantités d'incertitude doivent être combinées par addition ou soustraction, l'écart type de la somme sera la racine carrée de la somme des carrés des écarts type des quantités ajoutées, les écarts type étant tous exprimés en termes absolus (cette règle est exacte pour les variables non corrélées).

Avec cette interprétation, on peut obtenir une équation simple (Equation 3.2) pour l'incertitude de la somme, exprimée en pourcentage :

⁹ Comme décrit plus en détail à l'Annexe 1 des *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes (GPG2000, GIEC, 2000)*, et à l'Annexe 1 des *Lignes directrices du GIEC – Version 1996 (Instructions relatives à la présentation) (Lignes directrices du GIEC – Version 1996, GIEC, 1997)*.

EQUATION 3.2
COMBINAISON DES INCERTITUDES – NIVEAU 1 – ADDITION ET SOUSTRACTION

$$I_{\text{totale}} = \frac{\sqrt{(I_1 \cdot x_1)^2 + (I_2 \cdot x_2)^2 + \dots + (I_n \cdot x_n)^2}}{|x_1 + x_2 + \dots + x_n|}$$

Où :

I_{totale} = le pourcentage d'incertitude de la somme des quantités (moitié de l'intervalle de confiance de 95 pour cent divisé par le total (moyenne) et exprimé en pourcentage). Ce terme « incertitude » est donc basé sur l'intervalle de confiance de 95 pour cent ;

x_i et I_i = les quantités incertaines et leurs pourcentages d'incertitude respectifs.

L'inventaire de gaz à effet de serre est principalement la somme des produits des facteurs d'émission, des données sur les activités et d'autres paramètres d'estimation. On peut donc utiliser les Equations 3.1 et 3.2 de façon répétée pour estimer l'incertitude de l'inventaire total. En pratique, les incertitudes observées dans les catégories de source de l'inventaire varient depuis quelques pour cent jusqu'à plusieurs ordres de grandeur, et peuvent être corrélées. Ceci ne correspond pas aux hypothèses des Equations 3.1 et 3.2 selon lesquelles les variables ne sont pas corrélées, ni à l'hypothèse de l'Equation 3.2 selon laquelle le coefficient de variation est inférieur à environ 30 pour cent, mais dans ces circonstances, les Equations 3.1 et 3.2 peuvent toujours être utilisées pour obtenir un résultat approximatif.

Incertitudes des tendances

Les incertitudes des tendances sont estimées à l'aide de deux types de sensibilité :

- *Sensibilité de type A* : la variation de la différence des émissions totales entre l'année de référence et l'année courante, exprimée en pourcentage, résultant d'une augmentation de 1 pour cent des émissions ou des absorptions pour une catégorie de source et pour un gaz donnés pour l'année de référence et l'année courante.
- *Sensibilité de type B* : la variation de la différence des émissions totales entre l'année de référence et l'année courante, exprimée en pourcentage, résultant d'une augmentation de 1 pour cent des émissions ou des absorptions pour une catégorie de source et pour un gaz donnés uniquement pour l'année courante.

Les sensibilités de type A et B sont simplement des variables intermédiaires qui simplifient la procédure de calcul. Les résultats de l'analyse ne sont pas contraints à une variation d'uniquement un pour cent, mais dépendent plutôt de la plage d'incertitude pour chaque catégorie de source.

Conceptuellement, la sensibilité de type A résulte des incertitudes des émissions ou des absorptions pour l'année de référence et l'année courante, alors que la sensibilité de type B résulte des incertitudes des émissions ou des absorptions uniquement pour l'année courante. Des incertitudes à corrélation interannuelle seront associées aux sensibilités de type A, et des incertitudes sans corrélation interannuelle seront associées aux sensibilités de type B. Les incertitudes des facteurs d'émission (et d'autres paramètres d'estimation) tendront à avoir des sensibilités de type A, alors que celles des données sur les activités tendront à avoir des sensibilités de type B. Mais il n'en sera pas toujours ainsi et on peut appliquer des sensibilités de type A à des données sur les activités, et des sensibilités de type B aux facteurs d'émission pour refléter des circonstances nationales particulières. Les sensibilités de type A et de type B sont des simplifications introduites pour l'analyse approchée de la corrélation.

Après calcul des incertitudes introduites dans l'inventaire national par des sensibilités de type A et de type B, on peut les ajouter à l'aide de l'équation de propagation d'erreur (Equation 3.1) pour obtenir l'incertitude générale de la tendance.

Tableau pour le calcul de l'incertitude de Niveau 1

Les colonnes du Tableau 3.2, Calcul de l'incertitude de Niveau 1, sont intitulées de A à M et contiennent les informations suivantes, dont sont dérivées les équations clés présentées à la Section 3.7.1 de la Section 3.7, Informations techniques de base.

- A et B indiquent la catégorie de source du GIEC et le gaz à effet de serre.
- C et D indiquent les estimations de l'inventaire pour l'année de référence et l'année courante¹⁰ respectivement, pour la catégorie de source et le gaz spécifiés aux colonnes A et B, exprimés en équivalents CO₂.

¹⁰ L'année courante est l'année la plus récente pour laquelle des données d'inventaire sont disponibles.

- E et F contiennent les incertitudes pour les données sur les activités et les facteurs d'émission respectivement, obtenues à partir de données empiriques et de l'opinion d'experts, comme décrit précédemment dans le présent chapitre, entrées comme moitié de l'intervalle de confiance de 95 pour cent divisé par la moyenne et exprimé en pourcentage. L'intervalle de confiance de 95 pour cent est divisé par deux car la valeur entrée aux colonnes E et F correspond alors à la valeur familière « plus ou moins x pour cent », ce qui permet d'entrer directement l'opinion d'experts sur le tableur. Si l'on sait que l'incertitude est extrêmement asymétrique, entrer la différence de pourcentage la plus élevée entre la moyenne et la limite de confiance.
- G est l'incertitude combinée par catégorie de source obtenue à partir des données aux colonnes E et F avec l'équation de propagation d'erreur (Equation 3.2). L'entrée à la colonne G est donc la racine carrée de la somme des carrés des entrées aux colonnes E et F.
- H représente l'incertitude de la colonne G, en pourcentage des émissions nationales totales pour l'année courante. L'entrée dans chaque rangée de la colonne H est le carré de l'entrée à la colonne G multipliée par le carré de l'entrée à la colonne D, divisée par le carré du total au bas de la colonne D. Le total au bas de la colonne H est une estimation du pourcentage d'incertitude dans les émissions nationales nettes totales pour l'année courante, calculé à partir des entrées ci-dessus avec l'Equation 3.1. Ce total est obtenu par la somme des entrées à la colonne H et calcul de la racine carrée.
- I indique la variation de la différence de pourcentage des émissions entre l'année de référence et l'année courante en réponse à 1 pour cent d'augmentation des émissions/absorptions de la catégorie de source pour l'année de référence et l'année courante. Ceci indique la sensibilité de la tendance des émissions à une incertitude systématique dans l'estimation (c'est-à-dire avec corrélation entre l'année de référence et l'année courante). Il s'agit de la sensibilité de type A décrite précédemment.
- J indique la variation de la différence de pourcentage des émissions entre l'année de référence et l'année courante en réponse à 1 pour cent d'augmentation des émissions/absorptions de la catégorie de source uniquement pour l'année courante. Ceci indique la sensibilité de la tendance des émissions aux erreurs aléatoires de l'estimation (c'est-à-dire sans corrélation entre l'année de référence et l'année courante). Il s'agit de la sensibilité de type B décrite précédemment.
- K utilise les données des colonnes I et F pour indiquer l'incertitude introduite dans la tendance des émissions par l'incertitude des facteurs d'émission, en supposant une corrélation interannuelle de l'incertitude des facteurs d'émission. Si l'on décide qu'il n'y a pas de corrélation interannuelle des incertitudes des facteurs d'émission, on doit utiliser l'entrée à la colonne J au lieu de celle à la colonne I et multiplier le résultat par $\sqrt{2}$.
- L utilise les données des colonnes J et E pour indiquer l'incertitude introduite dans la tendance des émissions par l'incertitude des données sur les activités, en supposant une absence de corrélation interannuelle pour les incertitudes des données sur les activités. Si l'on décide qu'il y a corrélation interannuelle des incertitudes des données sur les activités, on doit utiliser l'entrée à la colonne I au lieu de celle à la colonne J et on n'appliquera pas le facteur $\sqrt{2}$.
- M est une estimation de l'incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales par la catégorie de source examinée. Avec la méthode de Niveau 1, elle est obtenue à partir des données aux colonnes K et L, avec l'équation 3.2. L'entrée à la colonne M est donc la somme des carrés des entrées aux colonnes K et L. Le total au bas de cette colonne est une estimation de l'incertitude totale de la tendance, calculée à partir des entrées ci-dessus avec l'équation de propagation d'erreur. Ce total est obtenu par la somme des entrées à la colonne M et calcul de la racine carrée. L'incertitude de la tendance est une plage de *points de pourcentage* par rapport à la tendance de l'inventaire. Par exemple, si les émissions pour l'année courante sont 10 pour cent plus élevées que les émissions pour l'année de référence, et si l'incertitude de la tendance au bas de la colonne M est indiquée comme 5 pour cent, alors l'incertitude de la tendance est 10 % \pm 5 % (ou une augmentation de 5 % à 15 %) pour les émissions pour l'année courante par rapport aux émissions pour l'année de référence.
- Des explications sont fournies dans les notes en bas de page au bas du tableau. Elles réfèrent à des documents sur les données sur les incertitudes (y compris des données mesurées) et présentent d'autres commentaires pertinents.

Un exemple de tableur contenant toutes les données numériques figure à la Section 3.6, Exemple de calcul de l'incertitude de Niveau 1. Les détails de cette approche sont présentés à la Section 3.7.1 et la dérivation de l'incertitude de la tendance à la Section 3.7.2.

TABLEAU 3.2
CALCUL DE L'INCERTITUDE DE NIVEAU 1

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i>	Incertitudes des données sur les activités	Incertitude des facteurs d'émission/paramètres d'estimation	Incertitude combinée	Contribution à la variance par catégorie de source pour l'année <i>t</i>	Sensibilité de type A	Sensibilité de type B	Incertitude de la tendance des émissions nationales introduites par l'incertitude des facteurs d'émission/paramètres d'estimation	Incertitude de la tendance des émissions nationales introduites par l'incertitude des données sur les activités	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales
		Données d'entrée	Données d'entrée	Données d'entrée Remarque A	Données d'entrée Remarque A	$\sqrt{E^2 + F^2}$	$\frac{(G \cdot D)^2}{(\sum D)^2}$	Remarque B	$\left \frac{D}{\sum C} \right $	I • F Remarque C	J • E • $\sqrt{2}$ Remarque D	$K^2 + L^2$
		Gg équivalent CO ₂	Gg équivalent CO ₂	%	%	%		%	%	%	%	%
Ex. 1.A.1. Industries énergétiques Combustible 1	CO ₂											
Ex. 1.A.1. Industries énergétiques Combustible 2	CO ₂											
etc...	...											
Total		$\sum C$	$\sum D$				$\sum H$					$\sum M$
					Pourcentage d'incertitude dans l'inventaire total :		$\sqrt{\sum H}$				Incertitude de la tendance :	$\sqrt{\sum M}$

Remarque A: Si on connaît seulement l'incertitude totale pour une catégorie de source (et non pas séparément pour les facteurs d'émission et les données sur les activités) :

- S'il y a corrélation interannuelle, entrer l'incertitude à la colonne F et entrer 0 à la colonne E ;
- S'il n'y a pas corrélation interannuelle, entrer l'incertitude à la colonne E et entrer 0 à la colonne F ;

Remarque B: Valeur absolue de :
$$\frac{0.01 \cdot D_x + \sum D_i - (0.01 \cdot C_x + \sum C_i)}{(0.01 \cdot C_x + \sum C_i)} \cdot 100 - \frac{\sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \cdot 100$$

Où :

C_x, D_x = entrée de la rangée x du tableau de la colonne correspondante, représentant une catégorie de source spécifique

$\sum C_i, \sum D_i$ = Somme de toutes les catégories (rangées) de l'inventaire de la colonne correspondante

Remarque C: Si l'on suppose qu'il n'y a pas corrélation entre les facteurs d'émission, utiliser la sensibilité B et multiplier le résultat par $\sqrt{2}$:

$$K_x = J_x \cdot F_x \cdot \sqrt{2}$$

Remarque D: Si l'on suppose qu'il y a corrélation entre les données sur les activités, utiliser la sensibilité A et ne pas utiliser le facteur $\sqrt{2}$:

$$L_x = I_x \cdot E_x$$

TRAITEMENT DES INCERTITUDES ÉLEVÉES ET ASYMÉTRIQUES

La Section 3.7.3 explique comment interpréter les résultats de Niveau 1 si la plage relative d'incertitude est élevée pour une quantité qui doit être non-négative. La méthode de propagation d'erreur, à la base de la méthode de Niveau 1, fonctionne si les incertitudes sont relativement faibles, c'est-à-dire si l'écart type divisé par la moyenne est inférieur à 0,3. Si les incertitudes sont plus élevées, on peut continuer à utiliser le Niveau 1 qui fournit des résultats informatifs. Cependant, sans aucune correction, cette approche tendra à sous-estimer l'incertitude des termes multiplicatifs (quotients). Par ailleurs, si les incertitudes relatives sont élevées pour des quantités non-négatives, alors les plages d'incertitude sont normalement asymétriques et le Niveau 1 ne quantifie pas une telle asymétrie. Une seconde option consiste à utiliser une méthode de Niveau 2, ceci n'étant cependant pas toujours possible. Une troisième option consiste à apporter des corrections au Niveau 1. Par exemple, comme expliqué ci-après à la Section 3.7.3, une incertitude de -65 % à +126 % par rapport à la moyenne peut être estimée comme simplement plus ou moins 100 pour cent. Cet exemple peut être corrigé en apportant quelques corrections aux résultats de Niveau 1. L'avantage de corriger les résultats de Niveau 1 (lorsque c'est possible), plutôt que d'appliquer une méthode de Niveau 2, est que l'on peut utiliser des méthodes de calcul relativement simples, à base de tableur, et il n'est pas nécessaire d'utiliser des logiciels spécialisés de simulation Monte Carlo.

3.2.3.2 NIVEAU 2: SIMULATION MONTE CARLO

L'analyse Monte Carlo est adaptée à une évaluation détaillée des incertitudes catégorie de source par catégorie de source, en particulier si les incertitudes sont élevées, la distribution non-normale, les algorithmes des fonctions complexes et/ou s'il y a des corrélations entre certains ensembles d'activité, facteurs d'émission ou les deux.

Dans une simulation Monte Carlo, des échantillons pseudo-aléatoires des entrées du modèle sont produits conformément aux CDP spécifiées pour chaque entrée. Les échantillons sont qualifiés de « pseudo-aléatoires » parce qu'ils sont produits par un algorithme, appelé générateur de nombres pseudo-aléatoires (GNPA), qui peut produire une série reproductible de nombres (selon les semences aléatoires utilisées comme entrées dans le GNPA) mais pour laquelle toutes les séries ont des propriétés aléatoires. On peut trouver des détails dans

d'autres documents (Barry, 1996, par exemple). Si le modèle a deux ou plusieurs entrées, les échantillons aléatoires sont alors produits à partir des CDP pour chacune des entrées, et une valeur aléatoire pour chaque entrée est introduite dans le modèle pour arriver à une estimation de la sortie du modèle. Ce procédé est répété suffisamment de fois pour obtenir des estimations multiples de la sortie du modèle. Les estimations multiples sont des valeurs d'échantillonnage de la CDP de la sortie du modèle. En analysant les échantillons de la CDP pour la sortie du modèle, on peut inférer la moyenne, l'écart type, l'intervalle de confiance de 95 pour cent et d'autres propriétés de la CDP de sortie. La simulation Monte Carlo étant une méthode numérique, la précision des résultats s'améliore normalement avec l'augmentation du nombre d'itérations. Hahn et Shapiro (1967) ; Ang et Tang (1984) ; et Morgan et Henrion (1990) donnent des informations plus détaillées sur la méthodologie de la simulation Monte Carlo, ainsi que sur des techniques similaires telles que l'Echantillonnage hypercube latin (EHL).

NIVEAU 2 – PRINCIPALES HYPOTHÈSES

Dans la méthode de Niveau 2, les hypothèses de simplification nécessaires au Niveau 1 sont moins impératives. Par conséquent, les techniques statistiques numériques, en particulier la méthode Monte Carlo, qui peuvent être normalement appliquées, sont plus appropriées que les méthodes de Niveau 1 pour estimer l'incertitude des émissions/absorptions (à partir des incertitudes des mesures d'activité et des facteurs d'émission/paramètres d'estimation) si :

- Les incertitudes sont élevées ;
- Leur distribution n'est pas gaussienne ;
- Les algorithmes sont des fonctions complexes ;
- Il existe des corrélations entre certains ensembles de données sur les activités, facteurs d'émission ou les deux ;
- Les incertitudes changent pour différentes années de l'inventaire.

NIVEAU 2 – PRINCIPALES CONDITIONS

Lors de l'utilisation de la simulation Monte Carlo, l'analyste doit spécifier des CDP (voir Fishman, 1996) qui représentent raisonnablement chaque donnée d'entrée du modèle dont l'incertitude doit être quantifiée. Comme expliqué à la Section 3.2.2.4, plusieurs méthodes permettent d'obtenir des courbes de distribution de probabilité, y compris des analyses statistiques des données ou la sollicitation de l'opinion d'experts. Il est particulièrement important que les distributions pour les variables d'entrée du modèle de calcul des émissions/absorptions soient toutes basées sur les mêmes hypothèses sous-jacentes en ce qui concerne les moyennes temporelles, les emplacements et autres facteurs de conditions pertinents à l'évaluation en question (conditions climatologiques influant sur les émissions de gaz à effet de serre imputables à l'agriculture, etc.).

L'analyse Monte Carlo peut être utilisée pour des courbes de densité de probabilité de toutes formes et largeurs, ainsi que pour divers degrés de corrélation (temporelle et entre des catégories de source/puits). Elle peut être utilisée pour des modèles simples (des inventaires d'émission qui sont la somme des sources et des puits, chacun d'entre eux étant estimé par des facteurs de multiplication, par exemple) ainsi que pour des modèles plus complexes (décomposition de 1^{er} ordre pour le CH₄ des décharges contrôlées, par exemple).

NIVEAU 2 : PROCÉDURES

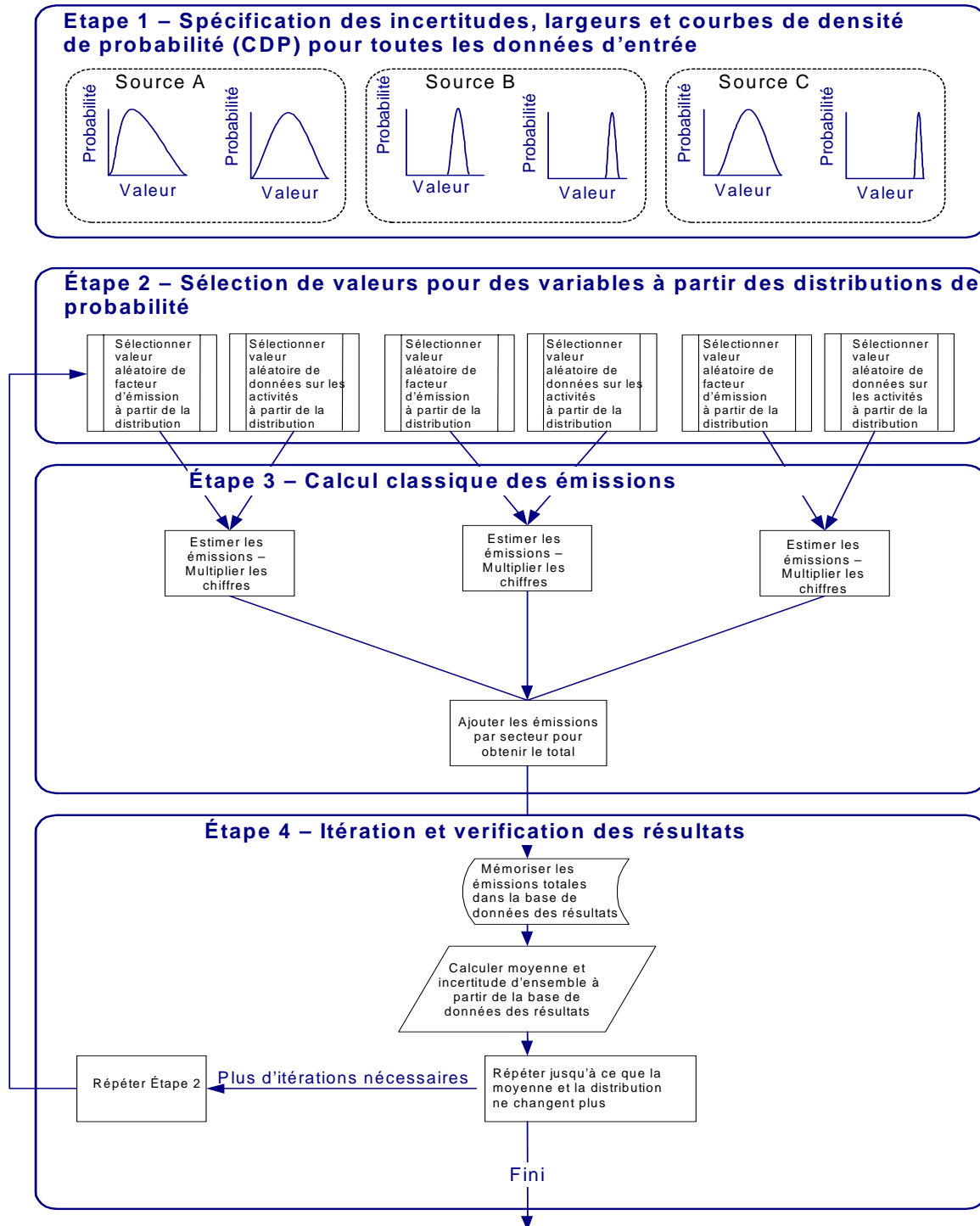
Le principe de l'analyse Monte Carlo consiste à choisir des valeurs aléatoires de facteurs d'émission, de données sur les activités et d'autres paramètres d'estimation à partir de leurs propres courbes de densité de probabilité, et à calculer les valeurs d'émissions correspondantes. Cette procédure est reproduite un grand nombre de fois par ordinateur, et les résultats de chaque calcul permettent d'obtenir la courbe de densité de probabilité globale des émissions. L'analyse Monte Carlo peut être effectuée au niveau des catégories de source, pour des agrégations de catégories de source ou pour l'ensemble de l'inventaire. Des logiciels statistiques sont disponibles, certains d'entre eux utilisant les très conviviaux algorithmes Monte Carlo¹¹.

¹¹ Winiwarter et Rypdal (2001), Eggleston *et al.* (1998) et Monni *et al.* (2004) donnent des exemples d'analyse Monte Carlo appliquée aux inventaires de gaz à effet de serre pour estimer les incertitudes dans les émissions totales et dans les tendances d'émission. McCann *et al.* donnent un autre exemple de l'utilisation de l'analyse Monte Carlo. (1994). Des descriptions et applications plus détaillées de cette méthode sont présentées dans Bevington et Robinson (1992), Manly (1997), Morgan et Henrion (1990), et Cullen et Frey (1999). Un bref exemple de l'application de l'analyse Monte Carlo est expliqué à l'Encadré 3.2 sur base des travaux de Ogle *et al.* (2003).

Comme toutes les méthodes, l'analyse Monte Carlo ne fournit des résultats corrects qu'à condition d'être appliquée correctement, ce qui exige une compréhension scientifique et technique de l'inventaire de la part de l'analyste. Naturellement, les résultats ne sont valides que dans la mesure où les données d'entrée, y compris l'opinion d'experts, sont correctes.

L'analyse Monte Carlo consiste en quatre étapes bien définies, illustrées à la Figure 3.7. Seule la première étape exige un travail de la part de l'utilisateur, les autres étapes étant effectuées par le logiciel. Le calcul de l'inventaire des émissions, les courbes de densité de probabilité et les valeurs de corrélation doivent être paramétrées dans le logiciel Monte Carlo. Le logiciel exécute les étapes suivantes. Dans quelques cas, l'organisme chargé de l'inventaire peut décider de mettre en place son propre programme pour réaliser une simulation Monte Carlo ; il peut le faire avec un logiciel statistique. La section ci-dessous, « Choix d'une technique de simulation et d'une taille d'échantillon », présente quelques logiciels.

Figure 3.6 Illustration de la méthode Monte Carlo



Étape 1 : Spécifications des incertitudes des catégories de source. Ceci inclut les paramètres d'estimation et les données sur les activités, leurs moyennes et CDP associées, et toute corrélation entre les catégories de source. Les incertitudes peuvent être évaluées en suivant les recommandations aux Sections 3.2.1 et 3.2.2. Pour des recommandations relatives à l'évaluation des corrélations, voir « Dépendance et corrélation entre les entrées » dans cette section et l'encadré 3.2.

Étape 2 : Sélection de variables aléatoires. Sélectionner des valeurs d'entrée. Les valeurs d'entrée sont les estimations appliquées au calcul de l'inventaire. C'est le début des itérations. Pour chaque élément de données d'entrée, un nombre est choisi aléatoirement à partir de la courbe de densité de probabilité de cette variable.

Étape 3 : Estimation des émissions et des absorptions. Les variables sélectionnées à l'étape 2 sont utilisées pour estimer les émissions et les absorptions annuelles sur base des valeurs d'entrée. On peut intégrer facilement

des corrélations de 100 pour cent ; et les bons logiciels Monte Carlo permettent l'intégration d'autres corrélations. Étant donné que les calculs des émissions doivent être les mêmes que ceux utilisés pour estimer l'inventaire national, la méthode Monte Carlo pourrait être totalement intégrée dans les estimations d'émissions annuelles.

Étape 4 : Itération et vérification des résultats. Itérer et vérifier les résultats. Le total calculé à l'étape 3 est mémorisé et le procédé répété à partir de l'étape 2. Les résultats des répétitions sont utilisés pour calculer la moyenne et la CDP.

INCERTITUDES DES TENDANCES DE NIVEAU 2

La méthode Monte Carlo de Niveau 2 peut être utilisée pour estimer les incertitudes de la tendance et de la valeur d'émissions absolue pour une année donnée. La procédure est une simple extension de celle décrite dans la section précédente.

Dans le cas présent, la tendance est définie comme la différence de pourcentage¹² entre l'année de référence et l'année courante (année *t*). Par conséquent, l'analyse Monte Carlo doit être paramétrée en vue d'une estimation simultanée pour les deux années. La procédure est la suivante :

Étape 1 : Spécification des incertitudes des catégories de source/puits. Déterminer les courbes de densité de probabilité pour les facteurs d'émission, les données sur les activités et d'autres paramètres d'estimation. Cette procédure est la même que celle décrite précédemment, mais elle doit être effectuée à la fois pour l'année de référence et l'année courante, et la relation entre les données doit être examinée. Pour de nombreuses catégories, on utilisera le même facteur d'émission pour chaque année (c'est-à-dire qu'il y aura 100 pour cent de corrélation des facteurs d'émission pour les deux années). Dans ces cas, une seule distribution est décrite et la valeur sélectionnée à partir de cette distribution est utilisée pour chaque année à l'étape 3. Des variations au niveau des technologies ou des pratiques entraîneront des variations du facteur d'émission dans le temps. Dans ce cas, on devra utiliser deux facteurs d'émission, à corrélation plus faible ou nulle. Si les facteurs d'émission contiennent un élément aléatoire ou varient de façon imprévisible d'une année à l'autre, on utilisera également des facteurs d'émission séparés (dans le cas, par exemple, de la teneur en carbone des combustibles fossiles qui peut varier selon l'approvisionnement du marché en combustible et qui contient sa propre incertitude). En général, on suppose qu'il n'y a pas de corrélation interannuelle pour les incertitudes des données sur les activités, et on devra donc entrer deux distributions, même si leurs paramètres sont les mêmes, de façon à produire deux sélections aléatoires différentes à partir de ces distributions à l'étape 3. Le logiciel utilisé permettra peut-être de paramétrer d'autres corrélations, et on pourra utiliser ces fonctionnalités si l'on dispose de suffisamment d'informations. Mais ceci ne sera probablement nécessaire que dans un petit nombre de cas.

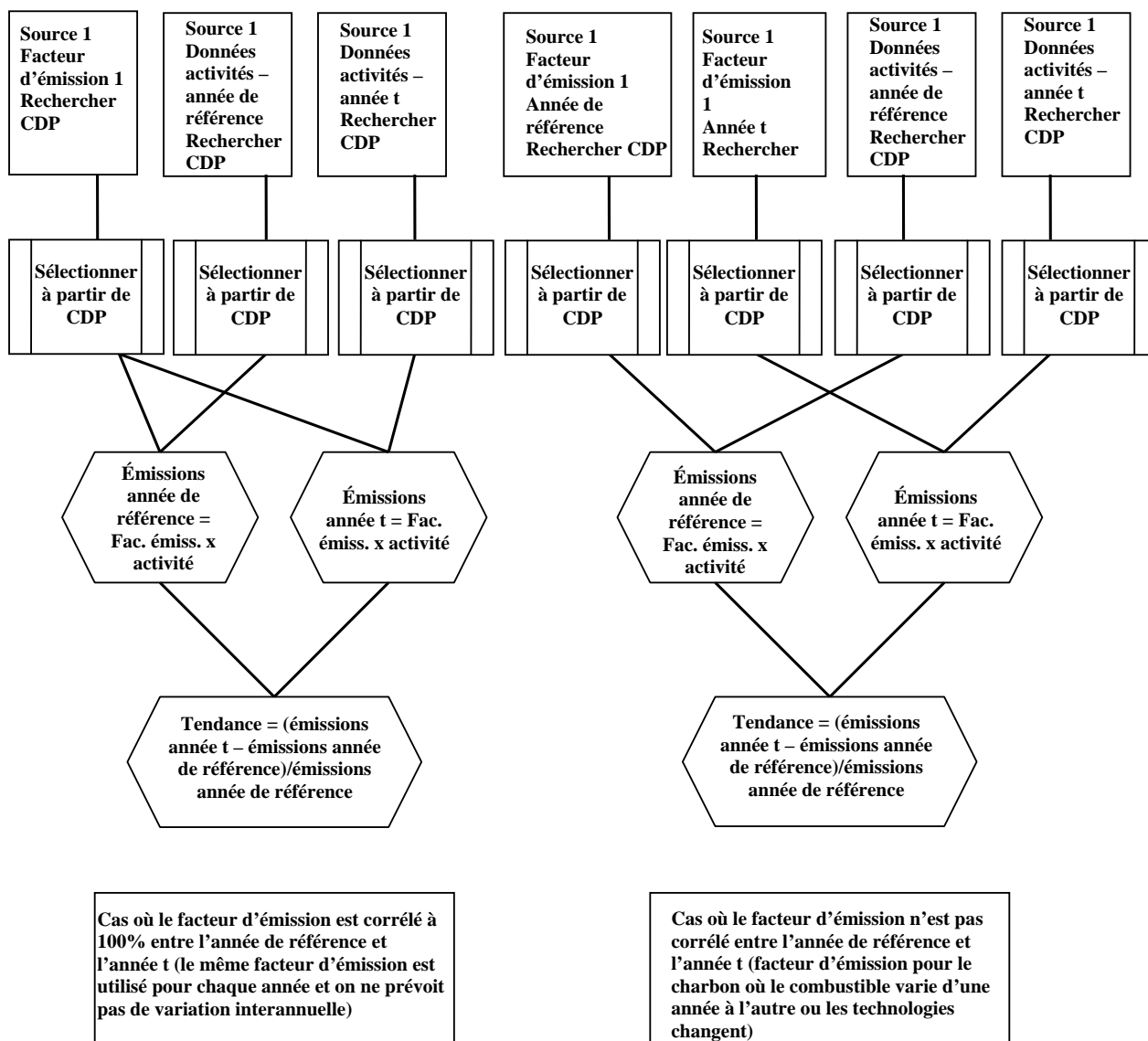
Étape 2 : Sélection de variables aléatoires. Le logiciel exécutera cette fonction comme indiqué précédemment, en tenant compte de toute corrélation entre les courbes de densité de probabilité (CDP). La Figure 3.7, ci-dessous, représente le programme de calcul pour l'analyse des tendances.

Étape 3 : Estimation des émissions. Comme indiqué précédemment, les variables sélectionnées à l'étape 2 seront utilisées pour estimer les émissions totales.

Étape 4 : Résultats. Les émissions totales calculées à l'étape 3 sont mémorisées dans un fichier de données. Le procédé est alors répété de l'étape 2 jusqu'à ce qu'il y ait convergence suffisante des résultats. Les points mentionnés précédemment s'appliquent également dans ce cas. Une plage de résultats est estimée simultanément, y compris les émissions/absorptions totales et sectorielles pour l'année de référence, les émissions/absorptions totales et sectorielles pour l'année *t*, et les différences de pourcentage (tendances) entre elles pour le total et tout secteur particulièrement intéressant.

¹² Différence de pourcentage = (valeur pour l'année *t* – valeur pour l'année de référence) / valeur pour l'année de référence

Figure 3.7 Diagramme de calcul pour l'analyse Monte Carlo des émissions absolues et de la tendance pour une catégorie individuelle, estimées en multipliant le facteur d'émission par un taux d'activité



CHOIX D'UNE TECHNIQUE DE SIMULATION ET D'UNE TAILLE D'ÉCHANTILLON

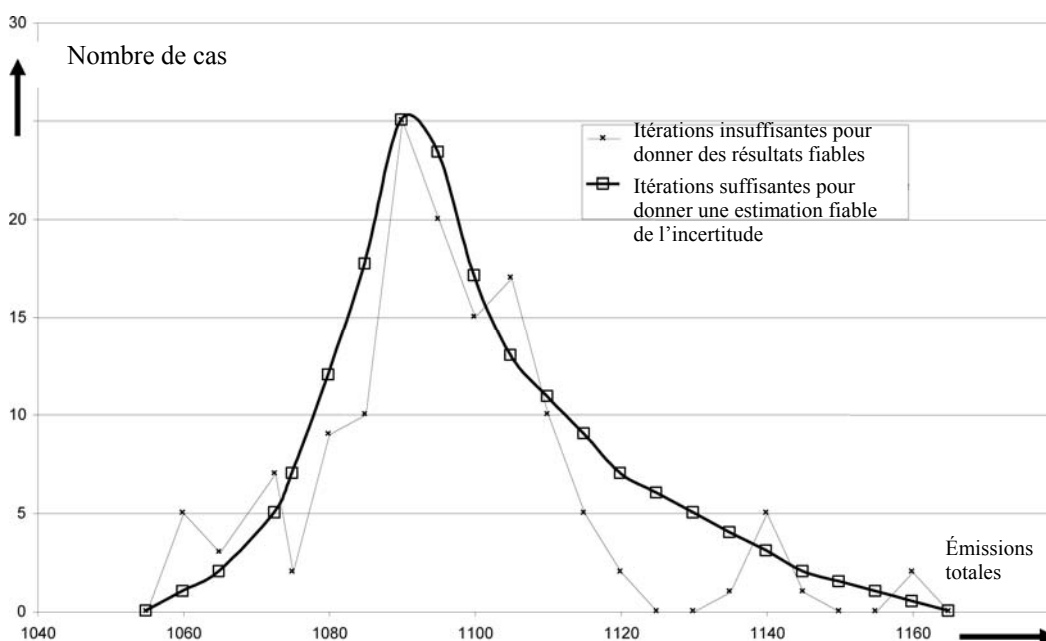
Plusieurs logiciels commerciaux permettent d'effectuer une simulation Monte Carlo. Ces outils peuvent être utilisés de manière indépendante ou comme logiciels compagnons pour des tableurs courants. Un grand nombre de logiciels offrent une option qui permet d'utiliser d'autres méthodes d'échantillonnage, dont la simulation aléatoire Monte Carlo et des variations de l'Echantillonnage hypercube latin (EHL). EHL peut produire des distributions de valeurs de sortie de modèle « plus lisses » pour des tailles d'échantillonnage de quelques centaines d'échantillons seulement. Mais la méthode EHL présente un inconvénient, à savoir que l'on doit décider préalablement du nombre d'itérations à utiliser. En effet, on ne peut pas combiner deux simulations EHL ou plus car elles utiliseront des strates superposées, ce qui rendra les résultats difficiles à interpréter. Dans certains cas, EHL peut sous-estimer des moments supérieurs des distributions de probabilité, car la méthode de stratification peut également écarter la possibilité d'un groupement de valeurs très élevées ou très basses qui peut se produire dans des ensembles de données aléatoires. De l'avis général, il est conseillé d'utiliser la simulation

aléatoire Monte Carlo comme méthode par défaut, car elle permet de continuer une simulation aléatoire pour des échantillons de simulation de plus en plus grands jusqu'à la convergence des données de sortie du modèle¹³.

Le nombre d'itérations peut être déterminé en établissant d'avance le nombre de calculs du modèle, par exemple 10 000, et en réalisant la simulation jusqu'à ce que ce nombre soit atteint, ou en laissant la moyenne atteindre un point relativement stable avant de mettre fin à la simulation. Par exemple, lorsqu'on détermine l'estimation de la plage de confiance de 95 pour cent dans une marge de $\pm 1\%$, on peut estimer avoir obtenu un résultat suffisamment stable. On peut vérifier la convergence en traçant un graphe de fréquence des estimations d'émissions. Ce graphe doit être relativement lisse (Figure 3.8).

On peut également estimer la précision du nombre actuel de mesures sur base des erreurs type des centiles utilisés pour établir les intervalles de confiance de 95 pour cent. Si la plage des intervalles de confiance pour chaque centile (2,5 et 97,5) est inférieure à la précision indiquée, alors le nombre d'itérations doit être adéquat (les émissions sont des valeurs rapportées à un seul chiffre après la virgule et les intervalles de confiance pour les centiles sont inférieurs à 0,1, par exemple 0,005). Par conséquent, il est peu probable que les estimations des centiles dans l'analyse Monte Carlo changent dans les chiffres présentés pour d'autres simulations avec le même nombre d'itérations.

Figure 3.8 Exemple de graphes de fréquence des résultats d'une simulation Monte Carlo



3.2.3.3 COMBINAISONS DES METHODES DE NIVEAU 1 ET 2

Pour certains inventaires, il peut être possible d'utiliser une méthode de Niveau 1 pour la plupart des catégories de source/puits, mais non pour toutes. Par exemple, nombre de sources et puits peuvent être quantifiés en utilisant des facteurs d'émission et des données sur les activités, mais pour certains il est nécessaire d'utiliser un modèle ou une procédure de calcul plus complexe. Par ailleurs, les dépendances peuvent être importantes entre certaines catégories de source mais non entre toutes, ou la plage des incertitudes peut être élevée pour certaines catégories et non pour d'autres. Dans ces cas, une méthode basée sur l'analyse Monte Carlo est plus flexible et devrait normalement produire de meilleurs résultats.

Si un organisme chargé de l'inventaire a réalisé une analyse de Niveau 2 pour une partie seulement des catégories, les résultats peuvent être combinés avec un Niveau 1 pour produire une estimation de l'incertitude des émissions nationales totales et de la tendance. Celle-ci peut être réalisée en entrant les informations à un

¹³ Cullen et Frey (1999) présentent d'autres informations sur la comparaison entre la méthode EHL et la simulation Monte Carlo (pp. 207-213).

niveau désagrégé dans le Niveau 1, si les corrélations le permettent. S'il y a des corrélations élevées dans un sous-ensemble de catégories, alors le sous-ensemble peut être traité individuellement dans un Niveau 2, mais comme une agrégation de catégories dans le Niveau 1. Dans ce dernier cas, les émissions totales de l'agrégation du sous-ensemble seront indiquées aux colonnes C et D du tableau de Niveau 1 pour l'année de référence et pour l'année t . Les résultats de l'analyse de Niveau 2 pour l'incertitude des émissions totales pour l'année t seront indiqués à la colonne G, et les résultats de l'analyse de Niveau 2 pour la contribution à la tendance des émissions nationales totales seront indiqués à la colonne M. Les contributions des catégories en question à l'incertitude peuvent être combinées à celles d'autres catégories utilisant les règles de propagation d'erreur du Niveau 1.

Dans certains cas, la plupart des incertitudes au niveau des catégories dans un inventaire peuvent être estimées en utilisant une méthode de Niveau 2, et seules quelques-unes sont estimées avec une méthode de Niveau 1. Il est possible d'incorporer des estimations de l'incertitude de Niveau 1 pour certaines catégories dans une méthodologie de Niveau 2 pour combiner les incertitudes pour l'inventaire total. Pour ce faire, on utilise la moitié de la plage d'incertitude obtenue par une analyse de Niveau 1 pour spécifier un modèle de CDP approprié pour représenter l'incertitude de chaque catégorie dans le cadre d'une simulation Monte Carlo. Normalement, une distribution normale constitue un choix raisonnable si la plage d'incertitude est suffisamment faible et une distribution log-normale est souvent appropriée si la plage de l'incertitude est élevée. Les hypothèses relatives aux distributions normale et log-normale sont expliquées à la section « Traiter les incertitudes élevées et asymétriques dans les résultats de l'analyse de Niveau 1 » à la Section 3.2.3.1.

3.2.3.4 COMPARAISON ENTRE LES NIVEAUX

Deux niveaux d'analyse de l'incertitude ont été présentés :

- *Niveau 1* : Estimation des incertitudes par catégorie de source à l'aide des Équations 3.1 et 3.2, et combinaison simple des incertitudes par catégorie de source pour estimer l'incertitude générale pour une année et l'incertitude de la tendance.
- *Niveau 2* : Estimation des incertitudes par catégorie de source à l'aide de l'analyse Monte Carlo, suivie de l'application de techniques Monte Carlo pour estimer l'incertitude générale pour une année et l'incertitude de la tendance.

On peut aussi utiliser l'analyse Monte Carlo de façon plus limitée dans le Niveau 1 pour combiner des incertitudes des données sur les activités et des facteurs d'émission ayant des distributions de probabilité très larges ou anormales, ou les deux. Cette méthode est aussi utile pour les catégories de source dans la méthode de Niveau 1 qui sont estimées par des modèles de procédés au lieu du calcul classique « facteur d'émission multiplié par les données sur les activités ». Le choix méthodologique est analysé à la Section 3.2.3.5 ci-dessous.

L'emploi de la méthode de Niveau 1 ou de Niveau 2 permettra de mieux comprendre comment des catégories de source et des gaz à effet de serre individuels contribuent à l'incertitude des émissions totales pour une année, et de la tendance interannuelle des émissions totales.

L'utilisation de la méthode de Niveau 2 pour l'inventaire du Royaume-Uni (Baggott *et al.*, 2005) indique que l'intervalle de confiance de 95 pour cent est asymétrique et se situe entre 6 pour cent environ au-dessous de la moyenne et 17 pour cent au-dessus de la moyenne estimée en 2003. Les résultats pour le Royaume-Uni prennent en compte la plage relative d'incertitude élevée pour les flux de N₂O provenant des sols, ainsi que l'importante contribution de la combustion du carburant fossile aux émissions totales. La méthode de Niveau 1 appliquée au même inventaire indique une incertitude de ± 17 % environ. Pour ce qui est de la tendance, entre 1990 et 2003, on estime que les émissions totales nettes britanniques d'équivalent CO₂ ont baissé de 13 pour cent. L'étude de Niveau 2 indique que l'intervalle de confiance de 95 pour cent est à peu près symétrique et se situe entre -11 % et -16 %. Le résultat de Niveau 1 correspondant indique une plage de ± 2 % environ (c'est-à-dire, -11 % à -15 %). Ainsi, les deux méthodes donnent des plages similaires pour l'incertitude de la tendance.

Dans le cas de la Finlande, comme indiqué à la Section 3.6, l'incertitude pour 2003 (incluant à la fois les sources et les puits de gaz à effet de serre) était de -14 à +15 % avec une analyse de Niveau 2, et ± 16 % avec une analyse de Niveau 1. Pour la Finlande, les changements dans les stocks de carbone dans le secteur AFAT sont les sources dominantes des incertitudes, alors que les combustibles fossiles contribuent à la majeure partie des émissions totales. Sachant que les approximations inhérentes au Niveau 1 ne permettent pas la prise en compte de l'asymétrie, cette comparaison est encourageante. Physiquement, l'asymétrie identifiée au Niveau 2 est due au fait que la plage d'incertitude de certaines catégories de source très incertaines est limitée, étant donné que les émissions ne peuvent pas être inférieures à zéro. La méthode de Niveau 2 peut en tenir compte, mais non pas la méthode de Niveau 1. Pour ce qui est de la tendance de 1990 à 2003, l'incertitude pour la Finlande était de -18 à +23 % (points de pourcentage) avec une analyse de Niveau 2 et de ± 19 % (points de pourcentage) avec une analyse de Niveau 1.

Des évaluations distinctes de Niveau 1 et de Niveau 2 pour des études de cas basées sur des données synthétiques de l'inventaire ont donné des résultats très proches lorsque le même ensemble d'hypothèses d'entrée est utilisé et que les incertitudes sont relativement faibles (Frey, 2005). Par exemple, dans une étude de cas où le Niveau 1 a donné une estimation de $\pm 6\%$ dans l'inventaire pour l'année courante, et $\pm 10\%$ dans la tendance (en termes de points de pourcentage par rapport au changement de pourcentage moyen), les résultats de l'analyse de Niveau 2 pour les mêmes hypothèses ont été presque identiques. Lorsque les plages d'incertitude ont été doublées pour les facteurs d'émission et les données sur les activités, l'incertitude des estimations était toujours identique pour les Niveaux 1 et 2, à environ $\pm 13\%$ des émissions totales moyennes. L'incertitude de la tendance était environ $\pm 20\%$ (points de pourcentage) dans les deux cas. Cependant, l'incertitude de la tendance était légèrement asymétrique dans le résultat de Niveau 2, de -19% à $+22\%$. Par conséquent, alors que les plages d'incertitude augmentent, on s'attend à ce que le Niveau 2 caractérise de manière plus appropriée la plage et le biais des incertitudes que le Niveau 1.

Bien que les Niveaux 1 et 2 portent sur la propagation du composant aléatoire de l'incertitude par un modèle, les *bonnes pratiques* recommandent de combiner les méthodes pour traiter l'incertitude du modèle avec l'un ou l'autre des niveaux. L'Encadré 3.3 indique comment traiter l'incertitude du modèle avec une méthode de Niveau 3.

Par ailleurs, bien que le Niveau 1 soit basé sur des hypothèses de simplification clés, il est possible d'augmenter la flexibilité de cette méthode en augmentant la complexité des équations de propagation d'erreur. Par exemple, les équations de propagation d'erreur qui contiennent des termes supplémentaires peuvent propager de manière plus exacte l'incertitude pour des modèles de multiplication et de quotient et lorsque les incertitudes sont biaisées.

ENCADRE 3.3

TRAITER L'INCERTITUDE DU MODELE DANS UNE ANALYSE PROBABILISTE

Une méthode de modélisation de Niveau 3 est conçue à des fins de flexibilité pour pouvoir élaborer un inventaire national en utilisant un modèle plus affiné pour représenter les circonstances nationales que les Niveaux 1 et 2. En particulier, les *bonnes pratiques* recommandent de traiter les incertitudes attribuées aux entrées et à la structure du modèle. L'incertitude des entrées est liée aux données sur les activités et peut-être également à d'autres informations supplémentaires nécessaires pour décrire l'environnement, le climat et les caractéristiques du sol dans un inventaire du secteur AFAT, par exemple. L'incertitude de la structure du modèle est due à des algorithmes et une paramétrisation imparfaits. Des méthodes empiriques sont généralement utilisées pour évaluer les incertitudes structurelles (Monte *et al.* 1996). Ceci nécessite de comparer les estimations d'émissions modélisées et les mesures provenant d'expériences ou d'un réseau de contrôle national, conçu pour valider des inventaires basés sur des modèles, et traitant tous les deux le biais et la variance des valeurs modélisées (Falloon and Smith 2003).

Une relation statistique peut être utilisée pour quantifier les incertitudes des erreurs structurelles du modèle dans un inventaire de Niveau 3, corrigeant l'imprécision basée sur la variance estimée, ou une mesure similaire telle que l'erreur quadratique moyenne, tout en remédiant également aux biais basés sur des différences statistiques importantes entre les valeurs modélisées et mesurées (Falloon et Smith 2003). En pratique, il faut remédier aux biais des émissions modélisées pour représenter les émissions de manière plus exacte à des fins de présentation. Par ailleurs, une relation statistique produirait une mesure de variance pour chaque condition qui serait associée aux valeurs modélisées, comme les incertitudes attribuées aux facteurs d'émission dans les méthodes de Niveau 1 et de Niveau 2. Pour terminer l'évaluation, les incertitudes des entrées du modèle, telles les données sur les activités, doivent être combinées à l'incertitude structurelle du modèle en utilisant les équations de propagation d'erreur ou une méthode Monte Carlo.

3.2.3.5 RECOMMANDATIONS SUR LE CHOIX DE LA METHODE

Lorsque les conditions dans lesquelles les méthodes de Niveau 1 et de Niveau 2 peuvent être appliquées sont remplies (incertitude relativement faible, absence de corrélation entre les sources, à l'exception de celles explicitement abordées dans le Niveau 1), les deux méthodes donneront des résultats identiques. Cependant, et peut-être paradoxalement, il est plus probable que ces conditions soient remplies quand des méthodes de Niveau 2 et Niveau 3 sont largement utilisées et correctement appliquées à l'inventaire, car ces méthodes devraient

donner les résultats les plus exacts et peut-être aussi les plus précis. Par conséquent, il n'y a pas de connexion théorique directe entre le choix de la méthode et le choix du niveau. En pratique, lorsque l'on applique des méthodes de Niveau 1, l'approche de Niveau 1 sera normalement utilisée alors que l'application d'une approche 2 est plus probable lorsque des méthodes de Niveau 2 ou 3 sont utilisées, qui plus est pour quantifier l'incertitude des estimations d'émissions/absorptions de systèmes complexes tels ceux du secteur AFAT.

Lorsqu'une méthode de Niveau 2 est choisie dans le cadre des activités AQ/CQ, les organismes chargés de l'inventaire sont également encouragés à appliquer une méthode de Niveau 1 pour les informations qu'elle produira et parce que cela ne nécessitera pas un gros effort supplémentaire. Lorsqu'une méthode de Niveau 2 est utilisée, on préférera utiliser les estimations de l'incertitude globale de cette méthode pour présenter les incertitudes (voir Section 3.2.3.3).

3.3 INCERTITUDE ET AUTOCORRELATION TEMPORELLE

Lorsque des facteurs d'émission, des sources de données sur les activités ou des méthodes d'estimation varient dans une série temporelle, les sources d'incertitudes associées peuvent également varier. Une méthode de Niveau 2 peut rendre compte de cela de manière explicite lors de l'établissement des CDP du composant. Dans une approche de Niveau 1, les incertitudes actuelles de pourcentage doivent être indiquées dans le tableau, et dans les cas où des changements dans la série temporelle signifient que l'hypothèse de bonne corrélation de l'incertitude interannuelle des émissions de facteur n'est plus valide, une sensibilité de type A doit être utilisée à la place de celle de type B. Si les données annuelles sont autocorrélées, il y aura alors normalement moins de différence dans la comparaison entre deux années que s'il y avait absence d'autocorrélation, en supposant que l'autocorrélation est positive.

La question des « séries temporelles » peut faire référence à une comparaison interannuelle des émissions pour une année t et une année de référence, comme indiqué au Tableau 3.2 et au tableau de présentation général, Tableau 3.3, ou elle peut faire référence à un ensemble plus large de méthodologies statistiques pour prendre en compte l'autocorrélation temporelle. En ce qui concerne cette dernière interprétation, les techniques de séries temporelles statistiques peuvent être utilisées pour prendre en compte de manière plus exacte les autocorrélations temporelles pour réduire les estimations d'incertitudes. Par exemple, si les émissions varient à court-terme, comme les émissions imputables à des centrales électriques, les émissions à un moment donné dépendent souvent de ce qu'étaient les émissions immédiatement avant ce moment ainsi que des émissions à des moments antérieurs dans un cycle. Par exemple, une centrale électrique peut avoir besoin de temps pour arriver à un changement de charge important. Les émissions produites pendant une heure dépendent donc quelque peu de celles de l'heure précédente. Par ailleurs, une centrale électrique peut répondre à des variations de charge quotidiennes, similaires d'un jour à l'autre. Les émissions à une heure donnée peuvent donc être corrélées à celles d'une heure donnée d'un jour précédent. De même, il peut y avoir des cycles saisonniers à plus long-terme, par exemple, d'une année à l'autre, qui peuvent produire une corrélation temporelle. Des méthodes statistiques de séries temporelles peuvent être ajustées à un échantillon adéquat de données empiriques pour expliquer ces corrélations temporelles. La portion inexpliquée de la réponse du modèle est dite terme aléatoire ou terme de bruit blanc. Le terme de bruit blanc est une indication de l'incertitude de la capacité à prédire la sortie des émissions. Abdel-Aziz et Frey (2003) présentent un exemple détaillé de l'application de modèles de séries temporelles à l'estimation d'émissions.

3.4 UTILISATION D'AUTRES TECHNIQUES APPROPRIÉES

Les recommandations présentées dans la présente section n'ont pas pour but d'exclure l'utilisation d'autres méthodes améliorées. Par exemple, lorsqu'il applique une méthode de Niveau 1, un organisme chargé de l'inventaire peut souhaiter produire une méthode similaire à partir des équations généralisées de propagation d'erreur pour rendre compte de corrélations plus complexes ou de différences dans les plages d'incertitude pour l'année t et l'année de référence. De telles améliorations sont conformes aux *bonnes pratiques* pour autant qu'elles soient correctement documentées et justifiées. Par ailleurs, ce document ne couvre pas toutes les situations auxquelles un analyste peut être confronté. L'organisme chargé de l'inventaire est donc encouragé à consulter les références en fin de chapitre pour des suggestions supplémentaires relatives à la réalisation des analyses d'incertitudes.

3.5 PRÉSENTATION ET DOCUMENTATION

Des efforts importants peuvent être consentis pour compiler des informations et des données pour une évaluation quantifiée de l'incertitude et pour mettre en œuvre un modèle pour combiner les incertitudes des paramètres, des catégories et de tout l'inventaire. Cependant, tous ces efforts peuvent ne donner que peu de résultats pour l'inventaire d'un pays si des mesures ne sont pas également adoptées pour présenter et documenter les constatations d'une évaluation de l'incertitude qui puissent apporter de réelles améliorations à la qualité des données compilées et à l'inventaire dans son ensemble. L'intégration des efforts liés à l'évaluation de l'incertitude d'un pays à la mise en œuvre d'enquêtes sur la qualité des données dans le cadre de son système AQ/CQ permet de résoudre ce problème.

Étant donné le nombre important d'entrées et d'hypothèses nécessaires pour documenter une analyse de l'incertitude, il n'est pas possible de présenter toutes les informations. Les informations présentées doivent être suffisantes pour établir les hypothèses clés, le choix des méthodes et des résultats détaillés. Dans l'ensemble, la documentation doit être suffisante pour étayer les estimations et permettre de reproduire les estimations des incertitudes. En particulier, la documentation doit aborder les questions suivantes (se rapportant à une variable spécifique) :

- Quelles sont les causes d'incertitude traitées (voir Tableau 3.1).
- Quelles méthodes ont-été utilisées pour remédier aux incertitudes (voir Tableau 3.1).
- Quelle est la source des données ou des modèles qui ont été utilisés comme base pour estimer les incertitudes.
- Pour une estimation du biais, expliquer quelle est la grandeur de l'erreur exprimée sur une base relative ou absolue selon les cas (spécifier laquelle et donner les unités correctes).
- Si l'incertitude a été estimée sur base des données, expliquer comment la distinction a été faite entre l'incertitude et la variabilité et comment la zone géographique, la moyenne temporelle (par ex., annuelle) et d'autres facteurs de représentativité appropriés ont été abordés lors du choix et de l'analyse des données. Donner un bref résumé des données elles-mêmes, y compris la moyenne, l'écart type de l'échantillon et la taille de l'échantillon. Donner des détails supplémentaires si nécessaire si les données ont été stratifiées ou contiennent d'autres composants d'incertitude (par ex., la précision et l'exactitude des méthodes de mesure utilisées pour obtenir les données).
- Pour une estimation de l'erreur aléatoire sous la forme d'une plage ou d'une distribution, donner suffisamment d'informations pour spécifier la plage de manière unique (par ex., plus ou moins la variation de pourcentage par rapport à la moyenne, ou les paramètres d'une CDP).
- Pour les estimations d'incertitudes basées sur l'opinion d'experts, les informations suivantes doivent être documentées et archivées :
 - (i) Numéro de référence pour l'opinion ;
 - (ii) Date ;
 - (iii) Nom du ou des expert(s) participant ;
 - (iv) Expériences de l'expert (références, rôles, etc.) ;
 - (v) La variable examinée ;
 - (vi) Base logique de l'opinion, y compris les données prises en compte. Celles-ci doivent inclure la tendance à la hausse, à la baisse et centrale de toute distribution d'incertitude ;
 - (vii) Distribution de probabilité obtenue, ou plage et valeur la plus probable et distribution de probabilité inférée ultérieurement ;
 - (viii) Identification des examinateurs externes ;
 - (ix) Résultat de tout examen externe ;
 - (x) Approbation par l'organisme chargé de l'inventaire, avec indication de date et de personne.
- Explication de toute corrélation ou dépendance prise en compte entre deux entrées ou plus ou par rapport à l'autocorrélation.
- Explication de toute considération spéciale qui peut être unique pour un pays donné ou une situation, comme l'utilisation de diverses techniques statistiques pour traiter les données non détectées, les distributions mixtes, l'extrapolation, etc.

- Explication des différences de résultats entre les méthodes de Niveau 1 et de Niveau 2.

En plus de la documentation relative aux estimations d'incertitudes des entrées d'un inventaire, il faut fournir de la documentation sur la méthode générale utilisée et expliquer si elle se base principalement sur un Niveau 1 ou un Niveau 2. Toute modification de niveau doit être expliquée et justifiée de manière appropriée.

L'établissement des rapports sur les incertitudes nécessite également une discussion sur les limitations et les avertissements pour toute estimation quantitative des incertitudes qui peut représenter de manière incomplète toutes les causes d'incertitude. Durant le procédé de compilation des informations sur les entrées dans le cadre d'une évaluation d'incertitudes (par ex., données empiriques ou opinion d'experts comme base des CDP, caractérisations de la conceptualisation et de l'incertitude du modèle), il faut documenter les causes probables des incertitudes identifiées, y compris les biais potentiels. Ces causes probables doivent être documentées, qu'elles aient été quantifiées ou non et qu'elles contiennent ou non des recommandations spécifiques sur leur réduction.

De même, en présentation et en interprétant les résultats d'une évaluation d'incertitudes quantitative, il est important de garder à l'esprit les limitations de la méthode utilisée pour combiner les incertitudes. Par exemple, bien que la méthode de Niveau 1 puisse remédier à certaines causes de corrélation, il faut documenter tous les biais possibles associés à d'autres causes de corrélations qui peuvent exister (par ex., entre les catégories) et qui sont identifiés au cours de l'évaluation d'incertitudes.

Le Tableau 3.3 est un tableau généralisé pour présenter l'incertitude de l'inventaire, quelle que soit la méthode suivie. Si l'estimation ponctuelle et l'estimation moyenne des émissions/absorptions ne sont pas les mêmes valeurs, les *bonnes pratiques* recommandent d'estimer les plages d'incertitude aux colonnes E, F, G, et J par rapport aux estimations ponctuelles utilisées lors de l'établissement de l'inventaire national. Si l'estimation ponctuelle et les estimations moyennes diffèrent, il est alors recommandé d'examiner pourquoi elles diffèrent et, éventuellement, de recalculer l'estimation ponctuelle pour identifier et rendre compte de tout biais.

TABLEAU 3.3
TABLEAU DE PRESENTATION GENERAL DES INCERTITUDES

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions/ absorptions pour l'année de référence Gg équivalent CO ₂	Émissions/ absorptions pour l'année <i>t</i> Gg équivalent CO ₂	Incertitudes des données sur les activités		Incertitude des facteurs d'émission/paramètres d'estimation (combinés si plus d'un paramètre d'estimation est utilisé)		Incertitude combinée		Contribution à la variance pour l'année <i>t</i> (fraction)	Tendance de l'inventaire dans les émissions nationales pour l'année <i>t</i> par rapport à l'année de référence (% de l'année de référence)	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales par rapport à l'année de référence (-) % (+) %		Approches et commentaires
Ex. 1.A.1. Industries énergétiques Combustible 1	CO ₂													
Ex. 1.A.1. Industries énergétiques Combustible 2	CO ₂													
etc...	...													
Total										1 000				

Remarques :

Colonne C : Émissions pour l'année de référence en Gg équivalent CO₂ par catégorie de source et par gaz.

Colonne D : Émissions pour l'année t en Gg équivalent CO₂ par catégorie de source et par gaz. L'année t est l'année examinée ou l'année courante.

Colonnes E et F : Les incertitudes des estimations des activités et des facteurs d'émission (colonnes E et F) doivent être indiquées si possible, mais il est admis que certaines méthodes de calcul pour certaines catégories rendent ce type d'indication impossible. Par conséquent, l'entrée du tableau peut rester vide si cette information n'est pas disponible.

Colonne G : Une estimation d'incertitudes doit être indiquée pour chaque catégorie de source, par rapport à l'estimation moyenne, même si les incertitudes ne peuvent être désagrégées davantage par l'activité ou les facteurs d'émission dans un cas particulier. Pour le bas du tableau, présenter l'incertitude dans l'inventaire total. Cela doit se faire à l'aide de calculs de Niveau 1 ou de Niveau 2, et ne peut être simplement déterminé en additionnant des quantités dans les colonnes.

Colonne H : Présenter la « contribution à l'incertitude ». Elle est estimée en divisant la variance de chaque catégorie par la variance totale de l'inventaire ($\sigma_x^2 / \sum \sigma_x^2$). Si on a utilisé une méthode de Niveau 1, elle est calculée en divisant chaque entrée à la colonne H du Tableau 3.2 par la valeur, dans la même colonne, de la ligne « Total » du Tableau 3.2. La méthodologie générale à appliquer lorsqu'une méthode de Niveau 2 est utilisée et lorsque les incertitudes sont asymétriques est présentée à la Section 3.2.3.

Colonne I : Indiquer la tendance de l'inventaire, estimée comme :

$$\text{Tendance de la moyenne (\%)} = \left(\frac{\text{Emissions année } t - \text{Emissions année de référence}}{\text{Emissions année de référence}} \right) \cdot 100 .$$

Présenter séparément chaque catégorie par rangée et présenter le total de l'inventaire au bas de la colonne.

Colonne J : C'est l'incertitude de la tendance par catégorie de source. Pour le « total » au bas du tableau, il faut indiquer l'incertitude globale de la tendance de l'inventaire total. L'incertitude de la tendance est basée sur des *points de pourcentage* par rapport à la tendance de l'inventaire. Par exemple, si la tendance de l'inventaire est de -5 %, et si la plage de probabilité de 95 % de la tendance est de -8 % à -3 %, alors l'incertitude de la tendance est indiquée comme -3 % à +2 %.

Colonne K : Indique si l'on a utilisé une méthode de Niveau 1 ou de Niveau 2 et inclut tout commentaire permettant de clarifier la méthodologie ou les sources d'information.

Commentaires généraux sur les colonnes E, F, G, et J : Pour chacune de ces colonnes, deux sous-colonnes peuvent être utilisées pour indiquer facilement les plages d'incertitudes asymétriques. Par exemple, si la plage d'incertitudes est de -50 % à +100 %, il faut alors indiquer « 50 » dans la colonne intitulée « (-) % » et « 100 » dans la colonne intitulée « (+) % ».

3.6 EXEMPLES

Cette section présente deux exemples d'estimations des incertitudes dans les inventaires, tous deux basés sur l'inventaire des émissions de gaz à effet de serre de la Finlande de 2003. Ces exemples sont spécifiques à un pays et ne sont présentés ici que pour illustrer des procédures et des connaissances générales. Les estimations d'incertitudes et les résultats spécifiques varieront d'un pays à l'autre.

Le Tableau 3.4 se base sur une méthode de Niveau 1 et est présenté sous forme d'une feuille de travail générale de la méthode de Niveau 1 (Tableau 3.2). Les résultats indiquent que les émissions nettes pour l'année t , 2003 dans cet exemple, sont de 67 730 Gg équivalent CO₂ avec une incertitude de ±15,9 %, ce qui correspond à une plage de probabilité de 95 pour cent de 56 970 à 78 490 Gg équivalent CO₂. Sur base des inventaires totaux pour l'année de référence et l'année t présentés dans le tableau, la tendance moyenne est une augmentation de 42 pour cent des émissions de 1990 à 2003. L'incertitude de la tendance est de ±19 % (points de pourcentage), ce qui correspond à une plage de probabilité pour la tendance de 95 pour cent de 24 % à 61 % par rapport aux émissions pour l'année de référence.

Le Tableau 3.5 se base sur une méthode de Niveau 2 et est présenté sous forme d'un tableau de présentation général des incertitudes au Tableau 3.3. Les résultats indiquent que les émissions nettes pour l'année t sont de 67 730 Gg équivalent CO₂ avec une plage d'incertitude de -14 à +15 pour cent, ce qui correspond à une plage de probabilité de 95 pour cent de 58 490 à 78 130 Gg équivalent CO₂. Sur base des inventaires totaux pour l'année de référence et

l'année t présentés dans le tableau, la tendance moyenne est une augmentation de 42 pour cent des émissions de 1990 à 2003. L'incertitude de la tendance est de -18 à +23 % (points de pourcentage), ce qui correspond à une plage de probabilité pour la tendance de 95 pour cent de 25 % à 65 % par rapport aux émissions pour l'année de référence.

Ces exemples illustrent que les résultats des méthodes de Niveau 1 et de Niveau 2 peuvent être très proches lorsque l'incertitude globale est relativement faible. Cependant, la méthode de Niveau 2 est plus flexible et permet de quantifier l'asymétrie des plages de probabilité, comme dans l'inventaire pour l'année t .

TABEAU 3.4
EXEMPLE D'UNE ANALYSE DE L'INCERTITUDE DE NIVEAU 1 POUR LA FINLANDE (SUR BASE DES STATISTICS FINLAND, 2005)

Le niveau d'agrégation et les estimations de l'incertitude sont spécifiques pour la Finlande, et ne représentent pas les incertitudes ou le niveau d'agrégation recommandés pour d'autres pays.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence Gg équivalent CO ₂	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i> Gg équivalent CO ₂	Incertitudes des données sur les activités %	Incertitude des facteurs d'émission/paramètres d'estimation %	Incertitude combinée %	Contribution à la variance par catégorie de source/puits pour l'année <i>t</i>	Sensibilité de type A %	Sensibilité de type B %	Incertitude de la tendance dans les émissions nationales introduites par l'incertitude des facteurs d'émission/paramètres d'estimation %	Incertitude de la tendance des émissions nationales introduites par l'incertitude des données sur les activités %	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales %
1.A Activités de combustion de carburant												
Liquide	CO ₂	27 232	27 640	2 %	2 %	3 %	0,0001	0,2320	0,5806	0,46 %	1,64 %	0,03 %
Solide	CO ₂	15 722	22 753	2 %	3 %	3 %	0,0001	0,0080	0,4780	0,02 %	1,08 %	0,01 %
Gaz	CO ₂	5 073	9 350	1 %	1 %	1 %	0,0000	0,0447	0,1964	0,04 %	0,28 %	0,00 %
Tourbe	CO ₂	5 656	10 676	4 %	5 %	7 %	0,0001	0,0552	0,2243	0,28 %	1,36 %	0,02 %
1.A.1 Industries énergétiques												
Liquide	CH ₄	6	7	2 %	75 %	75 %	0,0000	0,0000	0,0001	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	26	30	2 %	75 %	75 %	0,0000	0,0001	0,0006	0,01 %	0,00 %	0,00 %
Solide	CH ₄	9	16	2 %	75 %	75 %	0,0000	0,0001	0,0003	0,01 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	85	162	2 %	50 %	50 %	0,0000	0,0009	0,0034	0,04 %	0,01 %	0,00 %
Gaz	CH ₄	4	9	1 %	75 %	75 %	0,0000	0,0001	0,0002	0,01 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	18	51	1 %	50 %	50 %	0,0000	0,0005	0,0011	0,03 %	0,00 %	0,00 %
Biomasse	CH ₄	2	31	20 %	50 %	54 %	0,0000	0,0006	0,0006	0,03 %	0,02 %	0,00 %
	N ₂ O	10	80	20 %	150 %	151 %	0,0000	0,0014	0,0017	0,21 %	0,05 %	0,00 %
Tourbe	CH ₄	5	7	5 %	50 %	50 %	0,0000	0,0000	0,0002	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	141	226	5 %	150 %	150 %	0,0000	0,0005	0,0047	0,08 %	0,03 %	0,00 %
1.A.2 Industries manufacturières et construction												
Liquide	CH ₄	9	7	2 %	75 %	75 %	0,0000	0,0001	0,0001	0,01 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	39	41	2 %	75 %	75 %	0,0000	0,0003	0,0009	0,02 %	0,00 %	0,00 %

TABLEAU 3.4 (SUITE)
EXEMPLE D'UNE ANALYSE DE L'INCERTITUDE DE NIVEAU 1 POUR LA FINLANDE (SUR BASE DES STATISTICS FINLAND, 2005)

Le niveau d'agrégation et les estimations de l'incertitude sont spécifiques pour la Finlande, et ne représentent pas les incertitudes ou le niveau d'agrégation recommandés pour d'autres pays.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence Gg équivalent CO ₂	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i> Gg équivalent CO ₂	Incertainces des données sur les activités %	Incertaince des facteurs d'émission/paramètres d'estimation %	Incertaince combinée %	Contribution à la variance par catégorie de source/puits pour l'année <i>t</i>	Sensibilité de type A %	Sensibilité de type B %	Incertaince de la tendance dans les émissions nationales introduites par l'incertaince des facteurs d'émission/paramètres d'estimation %	Incertaince de la tendance des émissions nationales introduites par l'incertaince des données sur les activités %	Incertaince introduite dans la tendance des émissions nationales totales %
Solide	CH ₄	4	2	2 %	75 %	75 %	0,0000	0,0001	0,0001	0,01 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	108	90	2 %	50 %	50 %	0,0000	0,0013	0,0019	0,07 %	0,01 %	0,00 %
Gaz	CH ₄	5	6	1 %	75 %	75 %	0,0000	0,0000	0,0001	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	17	19	1 %	50 %	50 %	0,0000	0,0001	0,0004	0,01 %	0,00 %	0,00 %
Biomasse	CH ₄	20	19	15 %	50 %	52 %	0,0000	0,0002	0,0004	0,01 %	0,01 %	0,00 %
	N ₂ O	111	81	15 %	150 %	151 %	0,0000	0,0016	0,0017	0,24 %	0,04 %	0,00 %
Tourbe	CH ₄	4	3	5 %	50 %	50 %	0,0000	0,0001	0,0001	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	56	29	5 %	150 %	150 %	0,0000	0,0011	0,0006	0,16 %	0,00 %	0,00 %
1.A.3 Transport												
a. Aviation civile	CH ₄	0,4	0,3	5 %	100 %	100 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	4	4	5 %	150 %	150 %	0,0000	0,0000	0,0001	0,01 %	0,00 %	0,00 %
b. Transport routier												
Essence	CH ₄	78	40	1 %	50 %	50 %	0,0000	0,0015	0,0008	0,07 %	0,00 %	0,00 %
Voitures équipée d'un convertisseur catalytique	N ₂ O	32	410	1 %	378 %	378 %	0,0005	0,0076	0,0086	2,89 %	0,01 %	0,08 %
Voitures sans convertisseur catalytique	N ₂ O	59	22	1 %	259 %	259 %	0,0000	0,0013	0,0005	0,34 %	0,00 %	0,00 %
Diesel	CH ₄	12	6	1 %	50 %	50 %	0,0000	0,0002	0,0001	0,01 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	68	84	1 %	158 %	158 %	0,0000	0,0003	0,0018	0,04 %	0,00 %	0,00 %

TABLEAU 3.4 (SUITE)

EXEMPLE D'UNE ANALYSE DE L'INCERTITUDE DE NIVEAU 1 POUR LA FINLANDE (SUR BASE DES STATISTICS FINLAND, 2005)

Le niveau d'agrégation et les estimations de l'incertitude sont spécifiques pour la Finlande, et ne représentent pas les incertitudes ou le niveau d'agrégation recommandés pour d'autres pays.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence Gg équivalent CO ₂	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i> Gg équivalent CO ₂	Incertitudes des données sur les activités %	Incertitude des facteurs d'émission/paramètres d'estimation %	Incertitude combinée %	Contribution à la variance par catégorie de source/puits pour l'année <i>t</i>	Sensibilité de type A %	Sensibilité de type B %	Incertitude de la tendance dans les émissions nationales introduites par l'incertitude des facteurs d'émission/paramètres d'estimation %	Incertitude de la tendance des émissions nationales introduites par l'incertitude des données sur les activités %	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales %
Gaz naturel	CH ₄	0,0	2	1 %	50 %	50 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	0,0	0,0	1 %	150 %	150 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
c. Chemins de fer	CH ₄	0,2	0,2	5 %	110 %	110 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	2	1	5 %	150 %	150 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
d. Navigation												
Fuel résiduel & Gasoil/Diesel	CH ₄	0,5	1	10 %	100 %	100 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	2	3	10 %	150 %	150 %	0,0000	0,0000	0,0001	0,00 %	0,00 %	0,00 %
Essence	CH ₄	7	4	20 %	100 %	102 %	0,0000	0,0001	0,0001	0,01 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	0,4	0,6	20 %	150 %	151 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
e. Autres moyens de transport												
Essence&Diesel	CH ₄	5	6	30 %	50 %	58 %	0,0000	0,0000	0,0001	0,00 %	0,01 %	0,00 %
Essence	N ₂ O	1	1	30 %	150 %	153 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
Diesel	N ₂ O	4	4	30 %	150 %	153 %	0,0000	0,0000	0,0001	0,01 %	0,00 %	0,00 %
1.A.4 Autres secteurs												
Liquide	CH ₄	19	15	3 %	75 %	75 %	0,0000	0,0002	0,0003	0,02 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	56	47	3 %	75 %	75 %	0,0000	0,0007	0,0010	0,05 %	0,00 %	0,00 %
Solide	CH ₄	2	0,6	10 %	75 %	76 %	0,0000	0,0001	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %

TABLEAU 3.4 (SUITE) EXEMPLE D'UNE ANALYSE DE L'INCERTITUDE DE NIVEAU 1 POUR LA FINLANDE (SUR BASE DES STATISTICS FINLAND, 2005)												
Le niveau d'agrégation et les estimations de l'incertitude sont spécifiques pour la Finlande, et ne représentent pas les incertitudes ou le niveau d'agrégation recommandés pour d'autres pays.												
A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i>	Incertainitudes des données sur les activités	Incertainitude des facteurs d'émission/paramètres d'estimation	Incertainitude combinée	Contribution à la variance par catégorie de source/puits pour l'année <i>t</i>	Sensibilité de type A	Sensibilité de type B	Incertainitude de la tendance dans les émissions nationales introduites par l'incertitude des facteurs d'émission/paramètres d'estimation	Incertainitude de la tendance des émissions nationales introduites par l'incertitude des données sur les activités	Incertainitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales
		Gg équivalent CO ₂	Gg équivalent CO ₂	%	%	%	%	%	%	%	%	%
	N ₂ O	0,5	0,3	10 %	50 %	51 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
Gaz	CH ₄	0,1	0,3	5 %	75 %	75 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	1	1	5 %	50 %	50 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
Biomasse	CH ₄	282	307	15 %	150 %	151 %	0,0000	0,0020	0,0064	0,30 %	0,14 %	0,00 %
	N ₂ O	56	61	15 %	150 %	151 %	0,0000	0,0004	0,0013	0,06 %	0,03 %	0,00 %
Tourbe	CH ₄	1	1	25 %	50 %	56 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	1	2	25 %	150 %	152 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
1.A.5 Non spécifié												
Liquide	CH ₄	2	2	7 %	75 %	75 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	6	9	7 %	75 %	75 %	0,0000	0,0000	0,0002	0,00 %	0,00 %	0,00 %
Gaz	CH ₄	0,3	0,4	13 %	75 %	76 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	N ₂ O	1	2	13 %	50 %	52 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %
1.B Émissions fugitives imputables aux combustibles												
1.B.2 Pétrole et gaz naturel												
a.ii. Pétrole - brûlage	CO ₂	123	63	50 %	0 %	50 %	0,0000	0,0024	0,0013	0,00 %	0,09 %	0,00 %
a.iii.4 Pétrole - raffinage	CH ₄	8	10	2 %	90 %	90 %	0,0000	0,0000	0,0002	0,00 %	0,00 %	0,00 %
b.iii.4 Gaz naturel : transmission et stockage	CH ₄	4	12	3 %	0 %	3 %	0,0000	0,0001	0,0003	0,00 %	0,00 %	0,00 %
b. iii.5 Gaz naturel : distribution	CH ₄	0	40	5 %	0 %	5 %	0,0000	0,0008	0,0008	0,00 %	0,01 %	0,00 %
2 Procédés industriels et utilisation des produits												
2.A.1 Production de ciment	CO ₂	786	500	2 %	5 %	5 %	0,0000	0,0130	0,0105	0,06 %	0,03 %	0,00 %

TABLEAU 3.4 (SUITE)

EXEMPLE D'UNE ANALYSE DE L'INCERTITUDE DE NIVEAU 1 POUR LA FINLANDE (SUR BASE DES STATISTICS FINLAND, 2005)

Le niveau d'agrégation et les estimations de l'incertitude sont spécifiques pour la Finlande, et ne représentent pas les incertitudes ou le niveau d'agrégation recommandés pour d'autres pays.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence Gg équivalent CO ₂	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i> Gg équivalent CO ₂	Incertitudes des données sur les activités %	Incertitude des facteurs d'émission/paramètres d'estimation %	Incertitude combinée %	Contribution à la variance par catégorie de source/puits pour l'année <i>t</i>	Sensibilité de type A %	Sensibilité de type B %	Incertitude de la tendance dans les émissions nationales introduites par l'incertitude des facteurs d'émission/paramètres d'estimation %	Incertitude de la tendance des émissions nationales introduites par l'incertitude des données sur les activités %	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales %
2.A.2 Production de chaux	CO ₂	383	513	2 %	3 %	4 %	0,0000	0,0007	0,0108	0,00 %	0,03 %	0,00 %
2.A.3 et 2.A.4 Utilisation de pierre calcaire et dolomite ¹	CO ₂	99	148	7 %	9 %	11 %	0,0000	0,0002	0,0031	0,00 %	0,03 %	0,00 %
2.A.3 et 2.A.4 Utilisation de carbonate de sodium ¹	CO ₂	18	20	7 %	2 %	7 %	0,0000	0,0001	0,0004	0,00 %	0,00 %	0,00 %
2.B.2 Production d'acide nitrique	N ₂ O	1 595	1 396	5 %	100 %	100 %	0,0004	0,0184	0,0293	1,84 %	0,21 %	0,03 %
2.B.8.b Éthylène	CH ₄	4	5	5 %	20 %	21 %	0,0000	0,0000	0,0001	0,00 %	0,00 %	0,00 %
2.B.10 Autre	CO ₂	60	147	12 %	5 %	13 %	0,0000	0,0013	0,0031	0,01 %	0,05 %	0,00 %
2.C.1 Production sidérurgique	CH ₄	5	9	3 %	20 %	20 %	0,0000	0,0000	0,0002	0,00 %	0,00 %	0,00 %
2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvant	CO ₂	640	830	50 %	5 %	50 %	0,0000	0,0017	0,0174	0,01 %	1,23 %	0,02 %
2.F.1 Réfrigération et conditionnement d'air	HFC	0	578	26 %	0 %	26 %	0,0000	0,0121	0,0121	0,00 %	0,45 %	0,00 %
2.F.2 Agents d'expansion des mousses	HFC	0	25	24 %	0 %	24 %	0,0000	0,0005	0,0005	0,00 %	0,02 %	0,00 %
2.F.4 Aérosols	HFC	0	63	10 %	0 %	10 %	0,0000	0,0013	0,0013	0,00 %	0,02 %	0,00 %
2.G.1 Équipement électrique	SF ₆	87	22	88 %	0 %	88 %	0,0000	0,0021	0,0005	0,00 %	0,06 %	0,00 %
2.G.3.a Applications médicales	N ₂ O	62	40	30 %	20 %	36 %	0,0000	0,0010	0,0008	0,02 %	0,04 %	0,00 %
2.H.3 Autre (données groupées de gaz-f)	HFC, PFC, SF ₆	8	21	38 %	0 %	38 %	0,0000	0,0002	0,0004	0,00 %	0,02 %	0,00 %
3 AFAT												
3.A.1 Fermentation entérique	CH ₄	1 868	1 537	0 %	31 %	31 %	0,0000	0,0235	0,0323	0,72 %	0,00 %	0,01 %
3.A.2 Gestion du fumier	CH ₄	215	222	0 %	16 %	16 %	0,0000	0,0018	0,0047	0,03 %	0,00 %	0,00 %

<p style="text-align: center;">TABLEAU 3.4 (SUITE) EXEMPLE D'UNE ANALYSE DE L'INCERTITUDE DE NIVEAU 1 POUR LA FINLANDE (SUR BASE DES STATISTICS FINLAND, 2005)</p> <p style="text-align: center;">Le niveau d'agrégation et les estimations de l'incertitude sont spécifiques pour la Finlande, et ne représentent pas les incertitudes ou le niveau d'agrégation recommandés pour d'autres pays.</p>												
A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence Gg équivalent CO ₂	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i> Gg équivalent CO ₂	Incertainces des données sur les activités %	Incertaince des facteurs d'émission/paramètres d'estimation %	Incertaince combinée %	Contribution à la variance par catégorie de source/puits pour l'année <i>t</i>	Sensibilité de type A %	Sensibilité de type B %	Incertaince de la tendance dans les émissions nationales introduites par l'incertaince des facteurs d'émission/paramètres d'estimation %	Incertaince de la tendance des émissions nationales introduites par l'incertaince des données sur les activités %	Incertaince introduite dans la tendance des émissions nationales totales %
3.A.2 Gestion du fumier	N ₂ O	623	461	0 %	83 %	83 %	0,0000	0,0089	0,0097	0,74 %	0,00 %	0,01 %
3.B.1.a Terres forestières restant terres forestières												
Changement de stock de carbone dans la biomasse	CO ₂	-23 798	-21 354	0 %	35 %	35 %	0,0122	0,2640	0,4486	9,24 %	0,00 %	0,85 %
3.B.2.a Terres cultivées restant terres cultivées												
Changement du stock de carbone net dans les sols minéraux	CO ₂	-535	-1 113	0 %	100 %	100 %	0,0003	0,0074	0,0234	0,74 %	0,00 %	0,01 %
Changement du stock de carbone net dans les sols organiques	CO ₂	1 813	1 324	20 %	90 %	92 %	0,0003	0,0264	0,0278	2,37 %	0,79 %	0,06 %
3.B.3.a Prairies restant prairies												
Changement du stock de carbone net dans les sols minéraux	CO ₂	-1 181	2 907	0 %	100 %	100 %	0,0018	0,0964	0,0611	9,64 %	0,00 %	0,93 %
Changement du stock de carbone net dans les sols organiques	CO ₂	109	67	30 %	90 %	95 %	0,0000	0,0019	0,0014	0,17 %	0,06 %	0,00 %
3.B.4.ai Tourbières restant tourbières	CO ₂	503	547	15 %	208 %	208 %	0,0003	0,0036	0,0115	0,74 %	0,08 %	0,01 %
3.B.4.ii Tourbières restant tourbières	CH ₄	5	6	15 %	208 %	208 %	0,0000	0,0000	0,0001	0,01 %	0,00 %	0,00 %
3.C.1.a Combustion de la biomasse dans les terres forestières	CO ₂	180	91	10 %	70 %	71 %	0,0000	0,0035	0,0019	0,24 %	0,03 %	0,00 %
3.C.1.b Combustion de la biomasse dans les terres forestières	CH ₄	16	8	10 %	70 %	71 %	0,0000	0,0003	0,0002	0,02 %	0,00 %	0,00 %
3.C.1.c Combustion de la biomasse dans les terres	N ₂ O	2	1	10 %	70 %	71 %	0,0000	0,0000	0,0000	0,00 %	0,00 %	0,00 %

TABLEAU 3.4 (SUITE)

EXEMPLE D'UNE ANALYSE DE L'INCERTITUDE DE NIVEAU 1 POUR LA FINLANDE (SUR BASE DES STATISTICS FINLAND, 2005)

Le niveau d'agrégation et les estimations de l'incertitude sont spécifiques pour la Finlande, et ne représentent pas les incertitudes ou le niveau d'agrégation recommandés pour d'autres pays.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence Gg équivalent CO ₂	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i> Gg équivalent CO ₂	Incertitudes des données sur les activités %	Incertitude des facteurs d'émission/paramètres d'estimation %	Incertitude combinée %	Contribution à la variance par catégorie de source/puits pour l'année <i>t</i>	Sensibilité de type A %	Sensibilité de type B %	Incertitude de la tendance dans les émissions nationales introduites par l'incertitude des facteurs d'émission/paramètres d'estimation %	Incertitude de la tendance des émissions nationales introduites par l'incertitude des données sur les activités %	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales %
forestières												
3.C.2 Chaulage	CO ₂	618	277	20 %	20 %	28 %	0,0000	0,0127	0,0058	0,25 %	0,16 %	0,00 %
3.C.4 Émissions directes de N₂O dues aux sols gérés : Sols agricoles	N ₂ O	3 486	2 608	0 %	227 %	227 %	0,0077	0,0494	0,0548	11,23 %	0,00 %	1,26 %
3.C.4 Émissions directes de N₂O dues aux sols gérés : Application de fertilisants N, terres forestières	N ₂ O	27.0	11.3	10 %	380 %	380 %	0,0000	0,0006	0,0002	0,22 %	0,00 %	0,00 %
3.C.0,5 Émissions indirectes de N₂O dues aux sols gérés :	N ₂ O	735	592	0 %	334 %	334 %	0,0009	0,0095	0,0124	3,18 %	0,00 %	0,10 %
4 Déchets												
4.A Évacuation des déchets solides	CH ₄	3 678	2 497	0 %	43 %	43 %	0,0003	0,0574	0,0525	2,47 %	0,00 %	0,06 %
4.D.1 Traitement et rejet des eaux usées domestiques												
Zones peu peuplées	CH ₄	118	95	15 %	32 %	35 %	0,0000	0,0015	0,0020	0,05 %	0,04 %	0,00 %
Zones à forte densité de population	CH ₄	12	13	5 %	104 %	105 %	0,0000	0,0001	0,0003	0,01 %	0,00 %	0,00 %
Zones peu peuplées	N ₂ O	21	18	10 %	380 %	380 %	0,0000	0,0002	0,0004	0,09 %	0,01 %	0,00 %
Zones à forte densité de population	N ₂ O	84	66	5 %	380 %	380 %	0,0000	0,0011	0,0014	0,43 %	0,01 %	0,00 %
4.D.2 Traitement et rejet des eaux usées industrielles	CH ₄	22	19	10 %	104 %	105 %	0,0000	0,0003	0,0004	0,03 %	0,01 %	0,00 %
4.D.2 Traitement et rejet des eaux usées industrielles	N ₂ O	28	17	5 %	380 %	380 %	0,0000	0,0005	0,0004	0,17 %	0,00 %	0,00 %
4.E Autre : Entrée de N provenant de la pisciculture	N ₂ O	8	3	10 %	380 %	380 %	0,0000	0,0002	0,0001	0,07 %	0,00 %	0,00 %

TABLEAU 3.4 (SUITE)

EXEMPLE D'UNE ANALYSE DE L'INCERTITUDE DE NIVEAU 1 POUR LA FINLANDE (SUR BASE DES STATISTICS FINLAND, 2005)

Le niveau d'agrégation et les estimations de l'incertitude sont spécifiques pour la Finlande, et ne représentent pas les incertitudes ou le niveau d'agrégation recommandés pour d'autres pays.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence Gg équivalent CO ₂	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i> Gg équivalent CO ₂	Incertitudes des données sur les activités %	Incertitude des facteurs d'émission/paramètres d'estimation %	Incertitude combinée %	Contribution à la variance par catégorie de source/puits pour l'année <i>t</i>	Sensibilité de type A %	Sensibilité de type B %	Incertitude de la tendance dans les émissions nationales introduites par l'incertitude des facteurs d'émission/paramètres d'estimation %	Incertitude de la tendance des émissions nationales introduites par l'incertitude des données sur les activités %	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales %
Total		47 604	67 730				0,0252					0,0349
					Pourcentage d'incertitude dans l'inventaire total :		15,9 %				Incertitude de la tendance :	18,7 %

¹ L'évaluation des incertitudes a été réalisée au niveau de l'agrégation utilisée par la Finlande pour l'inventaire 2006, la production de verre n'a donc pas pu être séparée.

TABLEAU 3.5

EXEMPLE DE PRESENTATION D'UNE ANALYSE DES INCERTITUDES DE NIVEAU 2 UTILISANT UN TABLEAU DE PRESENTATION GENERAL DES INCERTITUDES

Les émissions, absorptions et incertitudes proviennent de l'inventaire national de la Finlande pour 2003 (Statistics Finland, 2005). Le niveau d'agrégation et les estimations de l'incertitude sont spécifiques pour la Finlande, et ne représentent pas les incertitudes ou le niveau d'agrégation recommandés pour d'autres pays.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence Gg équivalent CO ₂	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i> Gg équivalent CO ₂	Incertitudes des données sur les activités		Incertitudes des facteurs d'émission		Incertitude combinée		Contribution à la variance pour l'année <i>t</i> (fraction)	Tendance de l'inventaire dans les émissions nationales pour l'année <i>t</i> par rapport à l'année de référence (% de l'année de référence)	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales par rapport à l'année de référence		Niveau et commentaires Niveau 2
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
1.A Activités de combustion de carburant														
Liquide	CO ₂	27 232	27 640	2	2	2	2	3	3	0,0061	1	-3	3	
Solide	CO ₂	15 722	22 753	2	2	3	3	3	3	0,0061	45	-3	3	
Gaz	CO ₂	5 073	9 350	1	1	1	1	1	1	0,0002	84	-3	3	
Tourbe	CO ₂	5 656	10 676	4	4	5	5	6	7	0,0050	89	-11	11	
1.A.1 Industries énergétiques														
Liquide	CH ₄	6	7	2	2	75	10	75	12	0,0000	18	-32	39	
	N ₂ O	26	30	2	2	75	10	75	12	0,0000	15	-30	39	
Solide	CH ₄	9	16	2	2	75	10	75	12	0,0000	91	-43	59	
	N ₂ O	85	162	2	2	50	50	50	50	0,0001	91	-23	25	
Gaz	CH ₄	4	9	1	1	75	10	76	11	0,0000	140	-57	87	
	N ₂ O	18	51	1	1	50	50	51	50	0,0000	188	-37	39	
Biomasse	CH ₄	2	31	20	20	50	50	52	57	0,0000	1 370	-398	544	
	N ₂ O	10	80	20	20	70	150	71	154	0,0001	729	-260	374	
Tourbe	CH ₄	5	7	5	5	50	50	50	50	0,0000	37	-18	21	
	N ₂ O	141	226	5	5	70	150	70	148	0,0007	60	-33	41	
1.A.2 Industries manufacturières et construction														
Liquide	CH ₄	9	7	2	2	75	10	75	12	0,0000	-19	-21	27	
	N ₂ O	39	41	2	2	75	10	75	12	0,0000	4	-25	30	

TABLEAU 3.5 (SUITE)

EXEMPLE DE PRESENTATION D'UNE ANALYSE DES INCERTITUDES DE NIVEAU 2 UTILISANT UN TABLEAU DE PRESENTATION GENERAL DES INCERTITUDES

Les émissions, absorptions et incertitudes proviennent de l'inventaire national de la Finlande pour 2003 (Statistics Finland, 2005). Le niveau d'agrégation et les estimations des incertitudes sont spécifiques pour la Finlande, et ne représentent pas les incertitudes ou le niveau d'agrégation recommandés pour d'autres pays.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
				Incertitudes des données sur les activités	Incertitudes des facteurs d'émission	Incertitude combinée	Contribution à la variance pour l'année <i>t</i>	Tendance de l'inventaire dans les émissions nationales pour l'année <i>t</i> par rapport à l'année de référence	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales par rapport à l'année de référence			Niveau et commentaires		
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence Gg équivalent CO ₂	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i> Gg équivalent CO ₂	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(fraction)	(% de l'année de référence)	(-) %	(+) %	Niveau 2
Solide	CH ₄	4	2	2	2	75	10	74	12	0,0000	-44	-13	20	
	N ₂ O	108	90	2	2	50	50	50	50	0,0000	-17	-11	12	
Gaz	CH ₄	5	6	1	1	75	10	75	11	0,0000	35	-35	45	
	N ₂ O	17	19	1	1	50	50	50	50	0,0000	13	-14	16	
Biomasse	CH ₄	20	19	15	15	50	50	51	53	0,0000	-7	-20	26	
	N ₂ O	111	81	15	15	70	150	70	151	0,0001	-28	-20	27	
Tourbe	CH ₄	4	3	5	5	50	50	50	50	0,0000	-29	-9	11	
	N ₂ O	56	29	5	5	70	150	70	150	0,0000	-49	-11	14	
1.A.3 Transport														
a. Aviation civile	CH ₄	0.4	0.3	5	5	57	100	57	100	0,0000	-12	-12	15	
	N ₂ O	4	4	5	5	70	150	70	148	0,0000	-1	-17	21	
b. Transport routier														
Essence	CH ₄	78	40	1	1	50	50	50	50	0,0000	-49	-6	6	
Voitures équipées d'un convertisseur catalytique	N ₂ O	32	410	1	1	94	378	94	392	0,0174	1 176	-446	643	
Voitures sans convertisseur catalytique	N ₂ O	59	22	1	1	86	259	86	259	0,0000	-63	-11	16	
Diesel	CH ₄	12	6	1	1	50	50	50	50	0,0000	-51	-5	5	
	N ₂ O	68	84	1	1	99	158	99	157	0,0001	23	-59	94	
Gaz naturel	CH ₄		2	1	1	50	50	49	50					
	N ₂ O		0,0	1	1	70	150	70	149					
c. Chemins de fer	CH ₄	0.2	0,2	5	5	60	110	60	110	0,0000	-30	-11	13	

TABLEAU 3.5 (SUITE)

EXEMPLE DE PRESENTATION D'UNE ANALYSE DES INCERTITUDES DE NIVEAU 2 UTILISANT UN TABLEAU DE PRESENTATION GENERAL DES INCERTITUDES

Les émissions, absorptions et incertitudes proviennent de l'inventaire national de la Finlande pour 2003 (Statistics Finland, 2005). Le niveau d'agrégation et les estimations des incertitudes sont spécifiques pour la Finlande, et ne représentent pas les incertitudes ou le niveau d'agrégation recommandés pour d'autres pays.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence Gg équivalent CO ₂	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i> Gg équivalent CO ₂	Incertitudes des données sur les activités		Incertitudes des facteurs d'émission		Incertitude combinée		Contribution à la variance pour l'année <i>t</i> (fraction)	Tendance de l'inventaire dans les émissions nationales pour l'année <i>t</i> par rapport à l'année de référence (% de l'année de référence)	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales par rapport à l'année de référence		Niveau et commentaires Niveau 2
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
	N ₂ O	2	1	5	5	70	150	70	149	0,0000	-30	-13	17	
d. Navigation														
Fuel résiduel & Gasoil/Diesel	CH ₄	1	1	10	10	57	100	57	99	0,0000	2	-19	22	
	N ₂ O	2	3	10	10	70	150	70	149	0,0000	36	-30	39	
Essence	CH ₄	7	4	20	20	57	100	59	104	0,0000	-42	-16	22	
	N ₂ O	0.4	1	20	20	70	150	71	154	0,0000	56	-49	71	
e. Autres moyens de transport														
Essence & Diesel	CH ₄	5	6	30	30	50	50	54	63	0,0000	15	-43	67	
Essence	N ₂ O	1	1	30	30	70	150	72	156	0,0000	9	-41	67	
Diesel	N ₂ O	4	4	30	30	70	150	72	158	0,0000	-5	-37	60	
1.A.4 Autres secteurs														
Liquide	CH ₄	19	15	3	3	75	10	74	13	0,0000	-19	-18	20	
	N ₂ O	56	47	3	3	75	10	76	13	0,0000	-15	-21	25	
Solide	CH ₄	2	1	10	10	75	10	76	20	0,0000	-72	-6	8	
	N ₂ O	0.5	0.3	10	10	50	50	51	52	0,0000	-27	-12	14	
Gaz	CH ₄	0.1	0.3	5	5	75	10	75	15	0,0000	132	-49	62	
	N ₂ O	1	1	5	5	50	50	50	50	0,0000	124	-27	32	
Biomasse	CH ₄	282	307	15	15	70	150	71	151	0,0013	9	-28	38	
	N ₂ O	56	61	15	15	70	150	71	150	0,0000	9	-28	38	
Tourbe	CH ₄	1	1	25	25	50	50	53	60	0,0000	1	-32	46	
	N ₂ O	1	2	25	25	70	150	71	155	0,0000	13	-38	57	

TABLEAU 3.5 (SUITE)

EXEMPLE DE PRESENTATION D'UNE ANALYSE DES INCERTITUDES DE NIVEAU 2 UTILISANT UN TABLEAU DE PRESENTATION GENERAL DES INCERTITUDES

Les émissions, absorptions et incertitudes proviennent de l'inventaire national de la Finlande pour 2003 (Statistics Finland, 2005). Le niveau d'agrégation et les estimations des incertitudes sont spécifiques pour la Finlande, et ne représentent pas les incertitudes ou le niveau d'agrégation recommandés pour d'autres pays.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence Gg équivalent CO ₂	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i> Gg équivalent CO ₂	Incertitudes des données sur les activités		Incertitudes des facteurs d'émission		Incertitude combinée		Contribution à la variance pour l'année <i>t</i> (fraction)	Tendance de l'inventaire dans les émissions nationales pour l'année <i>t</i> par rapport à l'année de référence (% de l'année de référence)	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales par rapport à l'année de référence		Niveau et commentaires Niveau 2
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
1.A.5 Non spécifié														
Liquide	CH ₄	2	2	7	7	75	10	75	17	0,0000	43	-31	46	
	N ₂ O	6	9	7	7	75	10	75	17	0,0000	45	-33	43	
Gaz	CH ₄	0.3	0.4	13	13	75	10	75	23	0,0000	64	-41	55	
	N ₂ O	1	2	13	13	50	50	51	52	0,0000	64	-31	37	
1.B Émissions fugitives imputables aux combustibles														
1.B.2 Pétrole et gaz naturel														
a.ii Pétrole - brûlage	CO ₂	123	63					50	50	0,0000	-49	-29	85	b
a.iii.4 Pétrole - raffinage	CH ₄	8	10	2	2	90	90	90	90	0,0000	27	-41	53	
b.iii.4 Gaz naturel : transmission et stockage	CH ₄	4	12					3	3	0,0000	236	-113	334	b
b.iii.5 Gaz naturel - distribution	CH ₄	0	40					5	5	0,0000				b,c
2 Procédés industriels														
2.A.1 Production de ciment	CO ₂	786	500	2	2	5	5	5	5	0,0000	-36	-2	2	
2.A.2 Production de chaux	CO ₂	383	513	2	2	3	3	4	4	0,0000	34	-4	4	
2.A.3 et 2.A.4 Utilisation de pierre calcaire et dolomite	CO ₂	99	148	4	7	9	5	10	10	0,0000	50	-13	14	d
2.A.3 et 2.A.4 Utilisation de carbonate de sodium	CO ₂	18	20	4	7	2	1	5	7	0,0000	10	-9	10	d
2.B.2 Production d'acide nitrique	N ₂ O	1 595	1 396	5	5	57	100	57	100	0,0126	-13	-7	8	
2.B.8.b Éthylène	CH ₄	4	5	5	5	20	20	20	21	0,0000	32	-9	10	
2.B.10 Autre	CO ₂	60	147	8	12	5	5	10	13	0,0000	145	-35	40	

TABLEAU 3.5 (SUITE)

EXEMPLE DE PRESENTATION D'UNE ANALYSE DES INCERTITUDES DE NIVEAU 2 UTILISANT UN TABLEAU DE PRESENTATION GENERAL DES INCERTITUDES

Les émissions, absorptions et incertitudes proviennent de l'inventaire national de la Finlande pour 2003 (Statistics Finland, 2005). Le niveau d'agrégation et les estimations des incertitudes sont spécifiques pour la Finlande, et ne représentent pas les incertitudes ou le niveau d'agrégation recommandés pour d'autres pays.

A	B	C	D	E		F		G		H	I		J		K
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence Gg équivalent CO ₂	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i> Gg équivalent CO ₂	Incertitudes des données sur les activités		Incertitudes des facteurs d'émission		Incertitude combinée		Contribution à la variance pour l'année <i>t</i> (fraction)	Tendance de l'inventaire dans les émissions nationales pour l'année <i>t</i> par rapport à l'année de référence (% de l'année de référence)	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales par rapport à l'année de référence		Niveau et commentaires Niveau 2	
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %		
2.C.1 Production sidérurgique	CH ₄	5	9	3	3	20	20	20	20	0,0000	85	-8	8		
2.D Produits non énergétiques provenant de combustibles et de l'utilisation de solvants	CO ₂	640	830	50	50	5	5	50	50	0,002	30	-71	156		
2.F.1 Réfrigération et conditionnement d'air	HFC, PFC	0	578					11	26	0,0001	4 584 122	-519 745	1 206 234	b	
2.F.2 Agents d'expansion des mousses	HFC		25					24	24	0,0000				b,c	
2.F.4 Aérosols	HFC		63					10	10	0,0000				b,c	
2.G.1 Équipement électrique	SF ₆	87	22					88	88	0,0000	-75	-22	41	b	
2.G.3.a Applications médicales	N ₂ O	62	40	30	30	20	20	34	38	0,0000	-36	-23	35		
2.H.3 Autre (données groupées de gaz-f)	HFC, PFC, SF ₆	8	21					38	38	0,0000	164	-123	292	b	
3 AFAT															
3.A.1 Fermentation entérique	CH ₄	1 868	1 537					20	31	0,0015	-18	-3	3	b	
3.A.2 Gestion du fumier	CH ₄	215	222					16	16	0,0000	3	-4	5	b	
3.A.2 Gestion du fumier	N ₂ O	623	461					83	27	0,0006	-26	-15	17	b	
3.B.1.a Terres forestières restant terres forestières															
Changement du stock de carbone dans la biomasse	CO ₂	-23 798	-21 354					35	35	0,5662	-10	-19	25	b	
3.B.2.a Terres cultivées restant terres cultivées															
Changement du stock de carbone net dans les sols minéraux	CO ₂	-535	-1 113					99	101	0,0125	108	-242	393	b	
Changement du stock de carbone net dans	CO ₂	1 813	1 324	20	20	90	90	89	95	0,0152	-27	-32	54		

TABLEAU 3.5 (SUITE)

EXEMPLE DE PRESENTATION D'UNE ANALYSE DES INCERTITUDES DE NIVEAU 2 UTILISANT UN TABLEAU DE PRESENTATION GENERAL DES INCERTITUDES

Les émissions, absorptions et incertitudes proviennent de l'inventaire national de la Finlande pour 2003 (Statistics Finland, 2005). Le niveau d'agrégation et les estimations des incertitudes sont spécifiques pour la Finlande, et ne représentent pas les incertitudes ou le niveau d'agrégation recommandés pour d'autres pays.

A	B	C	D	E		F		G		H	I		J		K
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence Gg équivalent CO ₂	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i> Gg équivalent CO ₂	Incertitudes des données sur les activités		Incertitudes des facteurs d'émission		Incertitude combinée		Contribution à la variance pour l'année <i>t</i> (fraction)	Tendance de l'inventaire dans les émissions nationales pour l'année <i>t</i> par rapport à l'année de référence (% de l'année de référence)	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales par rapport à l'année de référence		Niveau et commentaires Niveau 2	
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %		
les sols organiques															
3.B.3.a Prairies restant prairies															
Changement du stock de carbone net dans les sols minéraux	CO ₂	-1 181	2 907					99	100	0,0852	-346	-2223	1067		b
Changement du stock de carbone net dans les sols organiques	CO ₂	109	67	30	30	90	90	90	103	0,0000	-39	-29	50		
3.B.4.ai Tourbières restant tourbières	CO ₂	503	547	15	15	80	208	80	212	0,0074	9	-32	48		
3.A.4.ai Tourbières restant tourbières	CH ₄	5	6	15	15	80	208	80	208	0,0000	6	-32	46		
3.C.1.a Combustion de la biomasse dans les terres forestières	CO ₂	180	91	10	10	70	70	71	71	0,0000	-50	-12	15		
3.C.1.a Combustion de la biomasse dans les terres forestières	CH ₄	16	8	10	10	70	70	70	71	0,0000	-49	-12	15		
3.C.1.a Combustion de la biomasse dans les terres forestières	N ₂ O	2	1	10	10	70	70	70	72	0,0000	-50	-11	15		
3.C.2 Chaulage	CO ₂	618	277	20	20	20	3	25	22	0,0000	-55	-11	15		
3.C.4 Émissions directes de N₂O dues aux sols gérés : Sols agricoles	N ₂ O	3 486	2 608					76	227	0,2170	-25	-19	29		b
3.C.4 Émissions directes de N₂O dues aux sols gérés : Application de fertilisants N, terres forestières	N ₂ O	27	11	10	10	94	380	94	386	0,0000	-58	-17	32		
3.C.5 Émissions indirectes de N₂O dues aux sols gérés :	N ₂ O	735	592					81	334	0,0303	-19	-19	25		b
4 Déchets															
4.A Évacuation des déchets solides	CH ₄	3 678	2 497					43	43	0,012	-32	-14	16		b
4.D.1 Traitement et rejet des eaux usées domestiques															

TABLEAU 3.5 (SUITE)

EXEMPLE DE PRESENTATION D'UNE ANALYSE DES INCERTITUDES DE NIVEAU 2 UTILISANT UN TABLEAU DE PRESENTATION GENERAL DES INCERTITUDES

Les émissions, absorptions et incertitudes proviennent de l'inventaire national de la Finlande pour 2003 (Statistics Finland, 2005). Le niveau d'agrégation et les estimations des incertitudes sont spécifiques pour la Finlande, et ne représentent pas les incertitudes ou le niveau d'agrégation recommandés pour d'autres pays.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions ou absorptions pour l'année de référence Gg équivalent CO ₂	Émissions ou absorptions pour l'année <i>t</i> Gg équivalent CO ₂	Incertitudes des données sur les activités		Incertitudes des facteurs d'émission		Incertitude combinée		Contribution à la variance pour l'année <i>t</i> (fraction)	Tendance de l'inventaire dans les émissions nationales pour l'année <i>t</i> par rapport à l'année de référence (% de l'année de référence)	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales par rapport à l'année de référence		Niveau et commentaires Niveau 2
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
Zones peu peuplées	CH ₄	118	95	15	15	32	20	34	27	0,000	-20	-16	20	
Zones à forte densité de population	CH ₄	12	13					60	109	0,000	9	-16	20	b
Zones peu peuplées	N ₂ O	21	18	10	10	94	380	94	378	0,000	-13	-29	40	
Zones à forte densité de population	N ₂ O	84	66	5	5	94	380	94	378	0,000	-21	-25	34	
4.D.2 Traitement et rejet des eaux usées industrielles	CH ₄	22	19					61	109	0,000	-15	-17	22	b
4.D.2 Traitement et rejet des eaux usées industrielles	N ₂ O	28	17	5	5	94	380	94	388	0,000	-37	-19	27	
4.E Autre : Entrée de N provenant de la pisciculture	N ₂ O	8	3	10	10	94	380	94	391	0,000	-62	-12	18	
Total		47 604	67 730					14	15		42	-18	23	

^a Les entrées à la colonne H sont obtenues en divisant la variance de chaque catégorie (obtenue grâce à l'outil de simulation Monte Carlo) par la variance totale de l'inventaire.

^b Une méthode plus complexe est utilisée pour l'estimation des incertitudes, et par conséquent les incertitudes des données sur les activités et les facteurs d'émission ne sont pas indiquées. L'incertitude résultante est indiquée à la colonne G

^c Tendance non calculée lorsque les émissions pour l'année de référence sont nulles.

¹ L'évaluation des incertitudes a été réalisée au niveau de l'agrégation utilisée par la Finlande pour l'inventaire 2006, la production de verre n'a donc pas pu être séparée.

3.7 INFORMATIONS TECHNIQUES DE BASE

3.7.1 Variables et équations du Niveau 1

Cette section couvre les informations de base pour les méthodes de calcul statistique utilisées au Niveau 1 et complète les informations à la Section 3.2.3.1, Niveau 1 : Propagation d'erreur, et au Tableau 3.2, Calcul de l'incertitude de Niveau 1. Les principales variables et équations utilisées pour le calcul sont définies dans cette section.

Explication des variables

C_x = Valeur d'une entrée à la colonne C et à la rangée x , émissions ou absorptions de chaque catégorie de l'inventaire pour l'année de référence

$\sum C_i$ = Somme de toutes les catégories d'émissions et d'absorptions (rangées) de l'inventaire pour l'année de référence

D_x = Valeur d'une entrée à la colonne D et à la rangée x , émissions ou absorptions de chaque catégorie de l'inventaire pour l'année t

$\sum D_i$ = Somme de toutes les catégories d'émissions et d'absorptions (rangées) de l'inventaire pour l'année t

Colonne A-F

Données d'entrée des émissions et des absorptions, des incertitudes des données sur les activités et des facteurs d'émission de chaque catégorie

Colonne G

Incertitude combinée à l'aide de l'équation de propagation d'erreur. Voir Equation 3.1 à la Section 3.2.3.1.

$$G_x = \sqrt{E_x^2 + F_x^2}$$

Colonne H

Contribution à l'incertitude. Voir également Equation 3.2 à la Section 3.2.3.1.

$$H_x = \frac{(G_x \cdot D_x)^2}{(\sum D_i)^2}$$

L'incertitude totale des émissions est obtenue à l'aide de l'équation de propagation d'erreur :

$$\frac{\sqrt{\sum (G_i \cdot D_i)^2}}{\sum D_i} = \sqrt{\sum H_i}$$

Colonne I

Les entrées à la colonne I indiquent la variation de la différence des émissions entre l'année de référence et l'année t en réponse à une augmentation de 1 pour cent des émissions par la catégorie de source x pour l'année de référence et l'année t . Ceci indique la sensibilité de la tendance des émissions à une incertitude systématique des estimations d'émissions – c'est-à-dire corrélée entre l'année de référence et l'année t . Cette sensibilité est dite sensibilité de type A.

I_x = Tendance du pourcentage si la catégorie de source x augmente de 1 pour cent pour les deux années – tendance du pourcentage sans augmentation

$$= \frac{0.01 \cdot D_x + \sum D_i - (0.01 \cdot C_x + \sum C_i)}{(0.01 \cdot C_x + \sum C_i)} \cdot 100 - \frac{\sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \cdot 100$$

Colonne J

Les entrées à la colonne J indiquent la variation de la différence des émissions entre l'année de référence et l'année t en réponse à une augmentation de 1 pour cent des émissions par la catégorie de source x uniquement pour l'année t . Ceci indique la sensibilité de la tendance des émissions à une erreur d'incertitude aléatoire dans

les estimations d'émissions – c'est-à-dire sans corrélation entre l'année de référence et l'année t . Cette sensibilité est dite sensibilité de type B.

J_x = tendance du pourcentage si la catégorie de source x augmente de 1 pour cent pour l'année t – tendance du pourcentage sans augmentation

$$= \frac{0.01 \cdot D_x + \sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \cdot 100 - \frac{\sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \cdot 100$$

$$= \frac{D_x}{\sum C_i}$$

Colonne K

En supposant que le même facteur d'émission est utilisé pour les deux années et que les facteurs d'émission réels sont totalement corrélés, l'erreur de pourcentage introduite par le facteur est la même pour les deux années. La formule pour l'incertitude introduite dans la tendance par le facteur d'émission est donc :

$$K_x = \text{sensibilité A} \cdot \text{incertitude du facteur d'émission}$$

$$= I_x \cdot F_x$$

Si l'on suppose une absence de corrélation entre les facteurs d'émission, on utilisera la sensibilité B et le résultat devra être augmenté de $\sqrt{2}$ pour la raison indiquée ci-dessous dans la dérivation principale pour la colonne L :

$$K_x = \text{sensibilité B} \cdot \text{incertitude du facteur d'émission} \cdot \sqrt{2}$$

$$= J_x \cdot F_x \cdot \sqrt{2}$$

Colonne L

La tendance est la différence entre les émissions pour l'année de référence et pour l'année t . On doit donc prendre en compte l'incertitude des données sur les activités pour l'année de référence et l'année t . Les deux incertitudes combinées à l'aide de l'équation de propagation d'erreur, et en supposant que l'incertitude est la même pour l'année de référence et l'année t sont :

$$= \sqrt{(\text{incertitude (données sur les activités, année de référence)})^2 + (\text{incertitude (données sur les activités, année } t)) ^2}$$

$$\approx \sqrt{(\text{incertitude (données sur les activités, année } t)})^2 \cdot 2}$$

$$= E_x \cdot \sqrt{2}$$

Étant donné que les données sur les activités pour les deux années sont supposées indépendantes, la colonne L est égale à :

$$L_x = \text{sensibilité B} \cdot \text{incertitude combinée des données sur les activités pour les deux années}$$

$$= J_x \cdot E_x \cdot \sqrt{2}$$

Si l'on suppose une corrélation entre les données sur les activités, on utilisera la sensibilité A et le facteur $\sqrt{2}$ ne s'appliquera pas.

$$L_x = I_x \cdot E_x$$

Colonne M

Incertaince introduite dans la tendance par l'incertitude des données sur les activités et le facteur d'émission.

$$M_x = K_x^2 + L_x^2$$

Les entrées M_i à la colonne M sont combinées pour obtenir l'incertitude totale de la tendance à l'aide de l'équation de propagation d'erreur, comme suit :

$$\text{Incertaince totale de la tendance} = \sqrt{\sum M_i}$$

3.7.2 Niveau 1 – détails des équations de l'incertitude de la tendance

Les étapes suivantes montrent comment calculer l'incertitude de la tendance en utilisant les sensibilités de type A et B (voir également Section 3.2.3.1).

- 1) La méthode pour évaluer l'incertitude pour l'année t suppose que les catégories et les gaz ne sont pas corrélés, ou sont agrégés jusqu'à ce que les catégories agrégées puissent être traitées comme non corrélées.
- 2) L'incertitude de la tendance des émissions totales du pays (quantité au bas de la colonne M) est estimée comme :

$$I_T = \sqrt{\sum_{i=1}^N I_i^2}$$

Où I_T est l'incertitude de la tendance des émissions totales du pays et I_i est l'incertitude introduite dans I_T par la catégorie de source i et le gaz.

- 3) Prenons

$$I_i = \sqrt{(I_{E,i}^2 + I_{A,i}^2)}$$

Où $I_{E,i}$ est l'incertitude introduite dans I_i par l'incertitude associée au facteur d'émission de la catégorie i et du gaz, et $I_{A,i}$ est l'incertitude introduite dans I_i par l'incertitude associée aux données sur les activités de la catégorie i et du gaz.

- 4) Grâce aux colonnes E et F, nous connaissons, en termes de pourcentage, les incertitudes associées aux données sur les activités et aux facteurs d'émission de la catégorie i et du gaz, mais nous ne connaissons pas encore l'impact de ces incertitudes sur la tendance des émissions totales, dont nous avons besoin pour $I_{E,i}$ et $I_{A,i}$. Aussi, nous écrivons

$$I_{E,i} = A_i I_{e,i} \quad \text{et} \quad I_{A,i} = B_i I_{a,i}$$

Où A_i est la sensibilité de type A associée à la catégorie i et au gaz ; $I_{e,i}$ est le pourcentage d'incertitude associé au facteur d'émission à la colonne F ; B_i est la sensibilité de type B associée à la catégorie i et au gaz ; et $I_{a,i}$ est le pourcentage d'incertitude associé aux données sur les activités à la colonne E. Les sensibilités de type A et de type B sont, essentiellement, des élasticités associant, respectivement, une différence de pourcentage autocorrélée entre l'année de référence et l'année t , et une différence de pourcentage non corrélée, au pourcentage de variation des émissions totales. La méthode permet d'inverser cette hypothèse, ou permet au facteur d'émission et aux données sur les activités, ou à ni l'un ni l'autre, d'être autocorrélés d'une année à l'autre.

- 5) On peut calculer les sensibilités de type A et de type B à partir de formules pour la tendance exprimées en termes de sommes des catégories et des gaz pour l'année de référence et l'année t . Le facteur additionnel $\sqrt{2}$ est introduit car une incertitude non corrélée pourrait affecter l'année de référence ou l'année t . La formule actuelle pour la sensibilité de type B présume que les émissions pour l'année t ne sont pas très différentes de celles pour l'année de référence ; si cela n'était pas le cas nous devrions indiquer séparément l'étude des incertitudes non corrélées pour l'année de référence et pour l'année t , plutôt que d'utiliser le facteur $\sqrt{2}$.

DÉRIVATION DE LA SENSIBILITÉ DE TYPE A

La tendance peut être exprimée comme (si l'on présume que 1990 est une année de référence) :

$$100 \bullet \left(\frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} - \sum_{i=1}^N e_{i,1990}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}} \right)$$

Si la catégorie i et le gaz augmentent de 1 pour cent d'une année à l'autre (conformément à l'hypothèse selon laquelle la sensibilité de type A capture l'effet des incertitudes corrélées entre les années), la tendance devient :

$$100 \bullet \left(\frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} + 0.01 e_{i,y} - \left(\sum_{i=1}^N e_{i,1990} + 0.01 e_{i,1990} \right)}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990} + 0.01 e_{i,1990}} \right)$$

et la sensibilité A_i devient :

$$100 \bullet \left(\frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} + 0.01 e_{i,y} - \left(\sum_{i=1}^N e_{i,1990} + 0.01 e_{i,1990} \right)}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990} + 0.01 e_{i,1990}} \right) - 100 \bullet \left(\frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} - \sum_{i=1}^N e_{i,1990}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}} \right)$$

Cette formule est identique à celle exprimée pour la sensibilité de type A à la remarque B, page 6.18 des *GPG2000*.

SENSIBILITÉ DE TYPE B

Pour ce qui est de la sensibilité de type B, on présume que la catégorie i et le gaz augmentent de 1 pour cent uniquement pour l'année t . Dans ce cas, la tendance devient :

$$100 \bullet \left(\frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} + 0.01 e_{i,y} - \sum_{i=1}^N e_{i,1990}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}} \right)$$

et la sensibilité B_i devient :

$$100 \bullet \left(\frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} + 0.01 e_{i,y} - \sum_{i=1}^N e_{i,1990}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}} \right) - 100 \bullet \left(\frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} - \sum_{i=1}^N e_{i,1990}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}} \right)$$

Tous les numérateurs s'annulent entre parenthèses, à l'exception de $0.01 e_{i,y}$ qui devient $e_{i,y}$ lorsqu'il est

multiplié par 100. La formule de B_i peut être simplifiée en $\frac{e_{i,y}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}}$, la formule en haut de la colonne J à la

page 6.16 des *GPG2000*.

3.7.3 Traiter les incertitudes élevées et asymétriques dans les résultats de l'analyse de Niveau 1

Cette section présente des recommandations pour corriger les biais des grandes estimations d'incertitudes de Niveau 1 et convertir les plages d'incertitudes en plages de probabilité asymétriques de 95 pour cent sur base d'une distribution log-normale.

Correction de l'estimation des incertitudes pour des incertitudes élevées : La méthode approchée de propagation d'erreur de Niveau 1 produit une estimation de la moitié de la plage d'incertitude (I), exprimée en pourcentage de la moyenne, des résultats de l'inventaire. L'incertitude de l'inventaire total devenant plus élevée, la méthode de propagation d'erreur sous-estime systématiquement l'incertitude à moins que le modèle ne soit purement additif. Cependant, la plupart des inventaires sont estimés sur base de la somme des termes, chacun étant un produit (de facteurs d'émission et de données sur les activités, par exemple). La méthode de propagation d'erreur n'est pas exacte pour de tels termes multiplicatifs. Les résultats des études empiriques montrent que, dans certains cas, l'incertitude estimée à l'aide d'une analyse de Niveau 1 peut être sous-estimée, l'analyste peut utiliser un facteur de correction, celui proposé par Frey (2003), par exemple. Frey (2003) a évalué l'efficacité d'une méthode analytique pour combiner les incertitudes, en comparaison avec une simulation Monte Carlo,

avec, dans de nombreux cas, des échantillons de grande taille impliquant différentes plages d'incertitude pour des modèles additifs, multiplicatifs et de quotient. Les estimations de la moitié de la plage d'incertitude de la sortie du modèle, simulées avec les méthodes de propagation d'erreur et Monte Carlo, s'accordaient bien pour des valeurs inférieures à 100 pour cent. Mais, alors que l'incertitude de l'inventaire total augmentait, il y avait une sous-estimation systématique de l'incertitude de l'inventaire total avec la méthode de propagation d'erreur. On a constaté que la relation entre les estimations simulées et celles issues de la méthode de propagation d'erreur se comportait bien. Un facteur de correction a alors été développé à partir de la comparaison et est applicable si l'incertitude U de l'inventaire total est élevée (par exemple, supérieure à 100 pour cent) et est exprimé par :

EQUATION 3.3
FACTEUR DE CORRECTION POUR LA MOITIÉ DE LA PLAGE D'INCERTITUDE

$$F_C = \left[\frac{(-0.720 + 1.0921I - 1.63 \cdot 10^{-3} I^2 + 1.11 \cdot 10^{-5} I^3)}{I} \right]^2$$

Remarque : Utiliser cette équation si $I > 100 \%$ et si le modèle contient des termes multiplicatifs ou de quotient

Pas nécessairement fiable si $I > 230 \%$

Pas nécessaire pour des modèles purement additifs.

Où :

I = $\frac{1}{2}$ -plage d'incertitude estimée à partir de la méthode de propagation d'erreur, en unités de pourcentage

F_C = Facteur de correction pour l'estimation analytique de la variance, rapport non dimensionnel entre l'incertitude corrigée et l'incertitude non corrigée

Le facteur de correction empirique produit des valeurs de 1,06 à 1,69 alors que I varie de 100 % à 230 %. Le facteur de correction est utilisé pour développer une nouvelle estimation corrigée de la moitié de la plage d'incertitude de l'inventaire total, $I_{\text{corrigée}}$, qui, à son tour, est utilisé pour développer les intervalles de confiance.

EQUATION 3.4
MOITIÉ DE LA PLAGE D'INCERTITUDE CORRIGÉE

$$I_{\text{corrigée}} = I \cdot F_C$$

Où :

$I_{\text{corrigée}}$ = $\frac{1}{2}$ -plage d'incertitude corrigée et estimée à partir de la méthode de propagation d'erreur, en unités de pourcentage

Les erreurs dans l'estimation analytique de la variance sont généralement faibles pour les moitiés de plage d'incertitude (I) ou inférieures à environ 100 pour cent. Si le facteur de correction est appliqué lorsque $I > 100 \%$ pour des valeurs de I jusqu'à 230 %, on attend que l'erreur type dans l'estimation de I soit de plus ou moins 10 pour cent dans la plupart des cas. Le facteur de correction n'est pas nécessairement fiable pour des incertitudes plus élevées car il a été calibré pour une plage d'incertitude de 10 % à 230 %.

Calcul des intervalles de confiance asymétriques pour des incertitudes élevées : Pour calculer les intervalles de confiance pour la sortie du modèle uniquement sur base de la moyenne et de la moitié de la plage d'incertitude, on doit adopter une distribution. Pour des modèles purement additifs, et pour lesquels la moitié de la plage d'incertitude est inférieure à environ 50 pour cent, l'adoption d'une distribution normale est souvent une hypothèse exacte pour la forme de la sortie du modèle. Dans ce cas, on peut présumer une plage d'incertitude symétrique par rapport à la moyenne. Pour des modèles multiplicatifs, ou lorsque l'incertitude est élevée pour une variable qui doit être non-négative, une distribution log-normale constitue normalement une hypothèse exacte pour la forme de la sortie du modèle. Dans ce cas, la plage d'incertitude n'est pas symétrique par rapport à la moyenne, même si la variance de l'inventaire total peut être correctement estimée à partir d'une analyse de Niveau 1. Nous présentons ici une méthodologie pratique pour calculer des plages d'incertitude asymétriques approchées sur base des résultats de la propagation d'erreur, basée sur une méthodologie développée par Frey (2003). Une caractéristique clé des intervalles de confiance de 95 pour cent est qu'ils sont approximativement symétriques pour de faibles plages d'incertitude et ils sont positivement biaisés pour des plages d'incertitude élevées. Le dernier résultat est nécessaire pour une variable non-négative.

Les paramètres de la distribution log-normale peuvent être définis de diverses manières, en termes de moyenne géométrique et d'écart type géométrique, par exemple. La moyenne géométrique peut être estimée sur base de la moyenne arithmétique et de l'écart type arithmétique :

EQUATION 3.5
INTERVALLES DE CONFIANCE ASYMETRIQUES – MOYENNE GEOMETRIQUE

$$\mu_g = \exp \left\{ \ln(\mu) - \frac{1}{2} \ln \left(1 + \left[\frac{I}{200} \right]^2 \right) \right\}$$

Où :

μ_g = moyenne géométrique

μ = moyenne arithmétique

L'ECART TYPE GEOMETRIQUE EST OBTENU PAR L'EQUATION 3.6
INTERVALLES DE CONFIANCE ASYMETRIQUES – ECART TYPE GEOMETRIQUE

$$\sigma_g = \exp \left\{ \sqrt{\ln \left(1 + \left[\frac{I}{200} \right]^2 \right)} \right\}$$

Où :

σ_g = écart type géométrique

Un intervalle de confiance peut être estimé sur base de la moyenne géométrique, l'écart type géométrique et la distribution de probabilité cumulative inverse d'une distribution normale type (avec une transformation logarithmique) :

EQUATION 3.7
MOITIE DE LA PLAGE D'INCERTITUDE INFÉRIEURE/SUPÉRIEURE SUR BASE DE LA PROPAGATION D'ERREUR

$$I_{\text{inférieure}} = \left(\frac{\exp \{ \ln(\mu_g) - 1.96 \ln(\sigma_g) \} - \mu}{\mu} \right) \times 100$$

$$I_{\text{supérieure}} = \left(\frac{\exp \{ \ln(\mu_g) + 1.96 \ln(\sigma_g) \} - \mu}{\mu} \right) \times 100$$

Où :

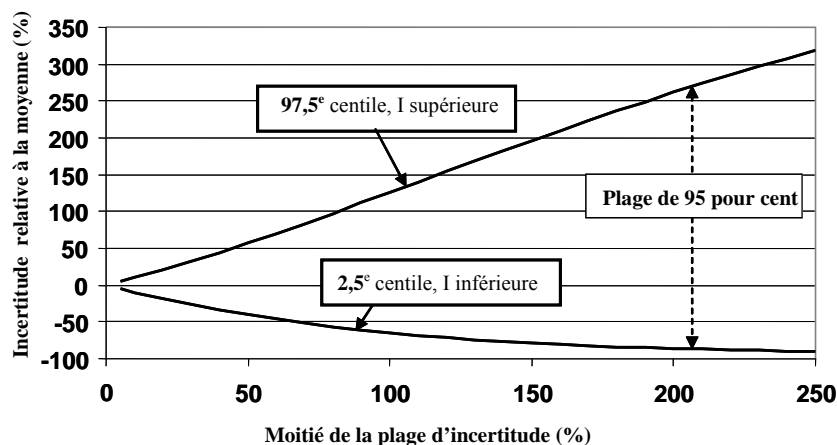
$I_{\text{inférieure}}$ = ½-plage d'incertitude inférieure estimée à partir de la méthode de propagation d'erreur, en unités de pourcentage

$I_{\text{supérieure}}$ = ½-plage d'incertitude supérieure estimée à partir de la méthode de propagation d'erreur, en unités de pourcentage

Examinons un exemple pour illustrer l'utilisation de ces équations. Supposons que la moyenne est 1,0 et la ½-plage d'incertitude estimée à partir de la méthode de propagation d'erreur est 100 pour cent. Dans ce cas, la moyenne géométrique est 0,89 et l'écart type géométrique est 1,60. La plage de probabilité de 95 pour cent comme pourcentage par rapport à la moyenne est donnée par l'intervalle entre $I_{\text{inférieure}}$ et $I_{\text{supérieure}}$ des équations 3.7. Dans l'exemple, le résultat est de -65 % à +126 %. A l'opposé, si une distribution normale avait été utilisée comme base de l'estimation d'incertitude, la plage d'incertitude aurait été estimée à environ ±100 % et il y aurait une probabilité d'environ deux pour cent des valeurs négatives obtenues. La Figure 3.9 illustre la sensibilité des limites inférieure et supérieure de la plage de probabilité de 95 pour cent, qui sont les 2,5e et 97,5e centiles, respectivement, calculées en présumant une distribution log-normale basée sur une moitié de plage d'incertitude estimée à l'aide d'une méthode de propagation d'erreur. La plage d'incertitude est approximativement symétrique par rapport à la moyenne jusqu'à une moitié de plage d'incertitude d'environ 10 à 20 pour cent. Lorsque la moitié de la plage d'incertitude, I , devient élevée, la plage d'incertitude de 95 pour cent, indiquée à la Figure 3.9,

devient élevée et asymétrique. Par exemple, si I est 73 pour cent, la plage de probabilité estimée est alors d'environ -50 % à +100 %, ou un facteur de deux.

Figure 3.9 Estimations des plages d'incertitude asymétriques par rapport à la moyenne arithmétique selon une distribution log-normale basée sur une moitié de plage d'incertitude calculée à l'aide d'une méthode de propagation d'erreur



3.7.4 Méthodologie pour le calcul de la contribution à l'incertitude

La méthodologie pour le calcul de la contribution à l'incertitude est basée sur la répartition de la variance de l'inventaire entre les variances de chaque catégorie.

Si l'incertitude est symétrique, la variance est alors estimée, sur la base des catégories, comme :

EQUATION 3.8
CONTRIBUTION DE LA CATEGORIE DE SOURCE X – VARIANCE DE L'INCERTITUDE SYMETRIQUE

$$\sigma_x^2 = \left(D_x \frac{I_x}{200} \right)^2$$

Où :

- I_x = moitié de la plage d'incertitude pour la catégorie x , en unités de pourcentage ;
- D_x = émissions ou absorptions totales pour la catégorie x , correspondant aux entrées à la colonne D du Tableau 3.5.
- σ_x^2 = variance des émissions ou des absorptions pour la catégorie x .

Même si l'incertitude est asymétrique, la variance peut être estimée sur base de l'écart type arithmétique ou le coefficient de variation. La variance est simplement le carré de l'écart arithmétique. La variance de la catégorie peut être estimée à partir du coefficient de variation, v_x , comme :

EQUATION 3.9
CONTRIBUTION DE LA CATEGORIE DE SOURCE X – VARIANCE DE L'INCERTITUDE ASYMETRIQUE

$$\sigma_x^2 = (D_x v_x)^2$$

Une fois que la variance d'une catégorie est connue, les variances de toutes les catégories doivent être additionnées. Le résultat est la variance totale approximative de l'inventaire. Cependant, il est improbable que ce résultat soit totalement conforme au résultat d'une simulation Monte Carlo pour l'inventaire pour au moins une et éventuellement plusieurs raisons : (1) à cause des fluctuations d'échantillons dans la simulation Monte Carlo, l'estimation de la variance selon cette méthode peut être quelque peu différente de la vraie valeur ; (2) le calcul analytique est basé sur des hypothèses de normalité ou de log-normalité des distributions pour l'incertitude combinée des catégories de source individuelles, alors que la simulation Monte Carlo permet de nombreuses hypothèses de distribution ; et (3) la simulation Monte Carlo peut rendre compte des non-linéarités et des dépendances, à l'inverse du calcul analytique de la contribution à la variance. Si les calculs de l'inventaire des émissions sont linéaires ou approximativement linéaires, sans aucune corrélations substantielles, alors les résultats devraient assez bien s'accorder. Par ailleurs, les méthodes d'estimation de la « contribution à la variance » des méthodes Monte Carlo sont approximatives. Pour ces méthodes qui peuvent potentiellement rendre compte de toutes les contributions à la variance (méthode de Sobol, méthode FAST (Fourier Amplitude Sensitivity Test), par exemple), les mesures de la sensibilité sont plus complexes (Mokhtari *et al.*, 2006, par exemple). La méthodologie présentée ici est donc un compromis pratique.

Références

- Abdel-Aziz, A., and Frey, H.C. (2003). 'Development of Hourly Probabilistic Utility NO_x Emission Inventories Using Time Series Techniques: Part I-Univariate Approach', *Atmospheric Environment*, 37:5379-5389 (2003).
- Ang, A. H-S., and Tang, W.H., (1984). *Probability Concepts in Engineering Planning and Design, Volume 2: Decision, Risk, and Reliability*. John Wiley and Sons, New York .
- Ang, A. H-S., and Tang, W.H., (1975). *Probability Concepts in Engineering Planning and Design, Volume 1*. John Wiley and Sons, New York.
- Baggott, S.L., Brown, L., Milne, R., Murrells, TP., Passant, N., Thistlethwaite, G., Watterson, J.D. (2005) "UK Greenhouse Gas Inventory, 1990 to 2003: Annual Report for submission under the Framework Convention on Climate Change", April 2005. pub AEA Technology, UK ref AEAT/ENV/R/1971, ISBN 0-9547136-5-6.
- Barry, T.M. (1996), Recommendations on the testing and use of pseudo-random number generators used in Monte Carlo analysis for risk assessment, *Risk Assessment*, 16(1):93-105.
- Bevington, P.R. and Robinson, D.K. (1992). *Data Reduction and Error Analysis for the Physical Sciences*. McGraw-Hill: New York.
- Cohen A.C. and Whitten B. (1998). *Parameter Estimation in Reliability and Life Span Models*, M. Dekker: New York.
- 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*, Plenum: New York.
- D'Agostino, R.B. and Stephens, M.A. (eds.) (1986). *Goodness-of-Fit Techniques*, Marcel Dekker, New York.
- Efron, B. and Tibshirani, R.J. (1993). *An Introduction to the Bootstrap*, Chapman and Hall, New York.
- Eggleston, S., et al. (1998). Treatment of Uncertainties for National Greenhouse Gas Emissions, Report AEAT 2688-1 for DETR Global Atmosphere Division, AEA Technology, Culham, UK.
- Evans, J.S., Graham J.D., Gray, G.M., and Sielken Jr, R.L. (1994). "A Distributional Approach to Characterizing Low-Dose Cancer Risk," *Risk Analysis*, 14(1):25-34 (February 1994).
- Falloon, P. and Smith, P. (2003). Accounting for changes in soil carbon under the Kyoto Protocol: need for improved long-term data sets to reduce uncertainty in model projections. *Soil Use and Management*, 19, 265-269.
- Frey, H.C. and Rubin, E.S. (1991). *Development and Application of a Probabilistic Evaluation Method for Advanced Process Technologies*, Final Report, DOE/MC/24248-3015, NTIS DE91002095, Prepared by Carnegie-Mellon University for the U.S. Department of Energy, Morgantown, West Virginia, April 1991, 364p.
- Frey, H.C. and Rhodes, D.S. (1996). "Characterizing, Simulating, and Analyzing Variability and Uncertainty: An Illustration of Methods Using an Air Toxics Emissions Example," *Human and Ecological Risk Assessment: an International Journal*, 2(4):762-797 (December 1996).
- Frey, H.C. and Bammi, S. (2002). Quantification of Variability and Uncertainty in Lawn and Garden Equipment NO_x and Total Hydrocarbon Emission Factors, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 52(4), 435-448.
- Frey, H.C., Zheng, J., Zhao, Y., Li, S., and Zhu, Y. (2002). Technical Documentation of the AuvTool Software for Analysis of Variability and Uncertainty, Prepared by North Carolina State University for the Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. February 2002.
- Frey, H.C. and Zheng, J. (2002). "Probabilistic Analysis of Driving Cycle-Based Highway Vehicle Emission Factors," *Environmental Science and Technology*, 36(23):5184-5191 (December 2002).
- Frey, H.C. (2003), "Evaluation of an Approximate Analytical Procedure for Calculating Uncertainty in the Greenhouse Gas Version of the Multi-Scale Motor Vehicle and Equipment Emissions System," Prepared for Office of Transportation and Air Quality, U.S. Environmental Protection Agency, Ann Arbor, MI, May 30, 2003.
- Frey, H.C. (2005), "Comparison of Approach 1 and Approach 2," January 2005, unpublished analysis done for this Chapter.

- Gelfand, A. E. (1996). *Gibbs Sampling, The Encyclopedia of Statistical Sciences* (editors: Kotz J., Reed C. and Banks D.), John Wiley and Sons, New York, 283-292.
- Hahn, G.J., and Shapiro, S.S. (1967) *Statistical Models in Engineering*, Wiley Classics Library, John Wiley and Sons, New York.
- Holland, D.M and Fitz-Simons, T. (1982) "Fitting statistical distributions to air quality data by the maximum likelihood method," *Atmospheric Environment*, 16(5):1071-1076.
- Hora, S.C. and Iman, R.L. (1989). Expert opinion in risk analysis: The NUREG-1150 methodology, *Nuclear Science and Engineering*, 102:323-331.
- IPCC (1997). Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander, B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- IPCC (2000). Penman, J., Kruger, D., Galbally, I., Hiraishi, T., Nyenzi, B., Emmanuel, S., Buendia, L., Hoppaus, R., Martinsen, T., Meijer, J., Miwa, K., and Tanabe, K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- ISO (1993). "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement (GUM)" prepared by ISO, IEC, BIPM, IFCC, OIML, IUPAC, IUPAP and published by ISO, Switzerland in 1993.
- Kirchner, T.B. (1990). Establishing modeling credibility involves more than validation, Proceedings, On the Validity of Environmental Transfer Models, Biospheric Model Validation Study, Stockholm, Sweden, October 8-10.
- Manly, B.F.J. (1997). *Randomization, Bootstrap, and Monte Carlo Methods in Biology, Second Edition*, Chapman and Hall.
- McCann, T.J. and Associates, and Nosal, M. (1994). Report to Environmental Canada Regarding Uncertainties in Greenhouse Gas Emission Estimates, Calgary, Canada.
- Merkhofer, M.W. (1987). Quantifying judgmental uncertainty: Methodology, experiences, and insights, *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*. 17(5):741-752.
- Mokhtari, A., Frey H.C. and Zheng J. (2006). "Evaluation and recommendation of sensitivity analysis methods for application to Stochastic Human Exposure and Dose Simulation (SHEDS) models," *Journal of Exposure Assessment and Environmental Epidemiology*, Accepted December 2, 2005, In press.
- Monni, S., Syri, S. and Savolainen I. (2004). 'Uncertainties in the Finnish greenhouse gas emission inventory' *Environmental Science and Policy* 7, pp.87-98.
- Monte, L, Hakanson, L., Bergstrom, U., Brittain, J. and Heling, R. (1996). Uncertainty analysis and validation of environmental models: the empirically based uncertainty analysis. *Ecological Modelling*, 91, 139-152.
- Morgan, M.G., and Henrion, M. (1990). *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*, Cambridge University Press, New York.
- NARSTO (2005). Improving Emission Inventories for Effective Air Quality Management Across North America, NARSTO, June 2005.
- NCRP (National Council on Radiation Protection and Measurements). (1996). A Guide for Uncertainty Analysis in Dose and Risk Assessments Related to Environmental Contamination, NCRP Commentary No. 14, Bethesda, MD.
- Ogle, S.M., Breidt, F.J., Eve, M.D. and Paustian, K. (2003). Uncertainty in estimating land use and management impacts on soil organic carbon storage for U.S. agricultural lands between 1982 and 1997. *Global Change Biology* 9:1521-1542.
- Smith, A.E, Ryan, P.B. and Evans J.S. (1992). The effect of neglecting correlations when propagating uncertainty and estimating the population distribution of risk, *Risk Analysis*, 12:467-474.
- Spetzler, C.S., and von Holstein, S. (1975). Probability Encoding in Decision Analysis, *Management Science*, 22(3).
- Statistics Finland. (2005). *Greenhouse gas emissions in Finland 1990-2003. National Inventory Report to the UNFCCC*, 27 May 2005.
- USEPA (1996). Summary Report for the Workshop on Monte Carlo Analysis, EPA/630/R-96/010, Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

- USEPA (1997). Guiding Principles for Monte Carlo Analysis, EPA/630/R-97/001, Risk Assessment Forum. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- USEPA (1999). Report of the Workshop on Selecting Input Distributions for Probabilistic Assessments, EPA/630/R-98/004, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, January 1999. <http://www.epa.gov/ncea/input.htm>
- Wackerly, D.D., Mendenhall III, W. and Scheaffer, R.L. (1996). *Mathematical Statistics with Applications*, Duxbury Press: USA.
- Winiwarter, W. and Rypdal K. (2001). "Assessing the uncertainty associated with national greenhouse gas emission inventories: a case study for Austria," *Atmospheric Environment*, 35(22):5425-5440.
- Zhao, Y. and Frey, H.C. (2004a). "Development of Probabilistic Emission Inventory for Air Toxic Emissions for Jacksonville, Florida," *Journal of the Air & Waste Management Association*, 54(11):1405-1421.
- Zhao, Y., and Frey, H.C. (2004b). "Quantification of Variability and Uncertainty for Censored Data Sets and Application to Air Toxic Emission Factors," *Risk Analysis*, 24(3):1019-1034 (2004).
- Zheng, J. and Frey H.C. (2004). "Quantification of Variability and Uncertainty Using Mixture Distributions: Evaluation of Sample Size, Mixing Weights and Separation between Components," *Risk Analysis*, 24(3):553-571 (June 2004).