

QUESTIONS COMMUNES

AUTEURS ET REVISEURS

Auteurs principaux co-ordinateurs

Newton Paciornik (Brésil) et Kristin Rypdal (Norvège)

Auteurs principaux

Rainer Baritz (Allemagne), Simon Barry (Australie), Albertus Johannes Dolman (Pays-Bas), Marlen Eve (États-Unis), Michael Gillenwater (États-Unis), Michael Kohl (Allemagne), Dina Kruger (États-Unis), Bo Lim (Royaume-Uni/PNUD), Raisa Makipaa (Finlande), Giorgio Matteucci (Commission européenne), Toshinori Okuda (Japon), Keith Porter (Jamaïque), María José Sanz-Sánchez (Espagne), T.P. Singh (Inde), Göran Ståhl (Suède), Riccardo Valentini (Italie), et Martina Van Der Merwe (Afrique du Sud)

Auteurs

Sandra Brown (États-Unis), Ketil Flugsrud (Norvège), Gen Inoue (Japon), Gerald Kaendler (Allemagne), Anders Lindroth (Suède), Kenlo Nishida (Japon), Steve Ogle (États-Unis), Mats Olsson (Suède), Gareth Philips (États-Unis), Fran Sussman (États-Unis), Yoshiki Yamagata (Japon), Ed Vine (États-Unis), et Christian Wirth (Allemagne)

Réviseurs

Jamidu Katima (Tanzanie) et Tom Wirth (États-Unis)

Table des matières

5.1	INTRODUCTION	5.7
5.2	IDENTIFICATION ET QUANTIFICATION DES INCERTITUDES	5.8
5.2.1	Introduction	5.8
5.2.2	Méthodes pour la combinaison des incertitudes	5.10
5.2.2.1	Niveau 1 – Propagation d’erreur simple	5.10
5.2.2.2	Estimation des incertitudes par catégorie à l’aide de l’analyse Monte Carlo (Niveau 2)	5.11
5.2.3	Considérations pratiques pour la quantification des incertitudes des données d’entrée.....	5.14
5.2.4	Exemple de l’analyse de l’incertitude	5.16
5.2.5	Notification et documentation	5.20
5.3	ÉCHANTILLONNAGE	5.21
5.3.1	Introduction	5.21
5.3.2	Vue d’ensemble sur les principes d’échantillonnage	5.21
5.3.3	Conception de l’échantillonnage.....	5.22
5.3.3.1	Utilisation de données auxiliaires et de stratification	5.22
5.3.3.2	Échantillonnage systématique	5.23
5.3.3.3	Parcelles échantillons permanentes et données de séries temporelles	5.23
5.3.4	Méthodes d’échantillonnage pour l’estimation des superficies	5.24
5.3.4.1	Estimation de la superficie au moyen des proportions	5.25
5.3.4.2	Estimation directe de la superficie	5.25
5.3.5	Méthodes d’échantillonnage pour l’estimation des émissions et absorptions de gaz à effet de serre	5.25
5.3.6	Incertaines des relevés basés sur des échantillons	5.26
5.3.6.1	Types d’erreurs	5.26
5.3.6.2	Taille de l’échantillon et erreur d’échantillonnage.....	5.27
5.3.6.3	Quantification des erreurs des relevés basés sur échantillons	5.28
5.4	CHOIX MÉTHODOLOGIQUE — IDENTIFICATION DES CATÉGORIES CLÉS	5.29
5.4.1	Introduction	5.29
5.4.2	Méthodes quantitatives pour la détermination des catégories clés	5.29
5.4.2.1	Méthode de Niveau 1 pour l’identification des catégories de sources et puits clés	5.33
5.4.2.2	Méthode de Niveau 2 pour l’identification des catégories de sources et puits clés	5.36
5.4.3	Critères qualitatifs	5.38
5.4.4	Identification des catégories clés aux termes des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto	5.38
5.4.5	Application des résultats	5.40
5.4.6	Notification et documentation	5.41
5.4.7	Détermination du seuil pour l’analyse de catégorie clé de Niveau 1	5.42

5.4.7.1	Hypothèses sur les incertitudes	5.42
5.4.7.2	Niveau d'émissions	5.43
5.4.7.3	Tendance	5.44
5.4.8	Exemple d'analyse de catégorie clé de Niveau 1	5.45
5.5	ASSURANCE DE LA QUALITÉ ET CONTRÔLE DE LA QUALITÉ	5.49
5.5.1	Introduction	5.49
5.5.2	Plan AQ/CQ	5.50
5.5.3	Procédures CQ générales (Niveau 1)	5.51
5.5.4	Procédures CQ spécifiques à la catégorie de source ou de puits (Niveau 2)	5.52
5.5.5	Examen des procédures AQ	5.53
5.5.6	Documentation, archivage et notification	5.54
5.5.7	Questions relevant des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto	5.55
5.6	COHÉRENCE DES SÉRIES TEMPORELLES ET RECALCULS	5.56
5.6.1	Introduction	5.56
5.6.2	Cohérence des séries temporelles et changements méthodologiques	5.56
5.6.3	Recalculs et données périodiques	5.58
5.6.4	Questions relevant des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto	5.60
5.6.5	Notification et documentation	5.60
5.7	VERIFICATION	5.61
5.7.1	Introduction	5.61
5.7.2	Méthodes de vérification	5.62
5.7.3	Recommandations en matière de vérification des inventaires UTCATF	5.69
5.7.4	Questions spécifiques liées au Protocole de Kyoto	5.71
5.7.5	Notification et documentation	5.72
5.7.6	Informations détaillées pour les méthodes de vérification	5.73
Références		5.77

Équations

Équation 5.2.1 Estimation des incertitudes par catégories (Niveau 1).....	5.10
Équation 5.2.2 Incertitude générale des émissions nationales (Niveau 1)	5.11
Équation 5.4.1 Évaluation du niveau (Niveau 1)	5.33
Équation 5.4.2 Évaluation de la tendance (Niveau 1)	5.34
Équation 5.4.3 Évaluation de la tendance avec émissions égales à zéro pour l'année courante	5.35
Équation 5.4.4 Évaluation du niveau (Niveau 2).....	5.37
Équation 5.4.5 Évaluation de la tendance (Niveau 2)	5.37

Figures

Figure 5.3.1 Principes de l'échantillonnage	5.21
Figure 5.3.2 Disposition de parcelles aléatoire simple (gauche) et systématique (droite)	5.23
Figure 5.3.3 Utilisation de différentes conceptions d'échantillonnage (unités permanentes et temporaires) pour l'estimation des variations	5.24
Figure 5.3.4 Relation entre l'erreur type de l'estimation de la superficie $s(A)$, la proportion de la catégorie d'utilisation des terres p , et la taille de l'échantillon n	5.27
Figure 5.4.1 Diagramme décisionnel pour l'identification des catégories de sources et puits clés ...	5.30
Figure 5.4.2 Diagramme décisionnel pour le choix d'une méthode conforme aux <i>bonnes pratiques</i>	5.41
Figure 5.4.3 Graphe de l'incertitude cumulative par rapport aux émissions cumulatives	5.43
Figure 5.4.4 Fraction des émissions requises pour atteindre 90 pour cent de la somme de la contribution par les incertitudes dans différents inventaires. Avec et sans UTCATF (avec UTCATF et utilisation des valeurs absolues des émissions)	5.43
Figure 5.4.5 Fraction des émissions requises pour atteindre 90 pour cent de la somme de la contribution par les incertitudes de la tendance dans différents inventaires. Avec et sans UTCATF (avec UTCATF et utilisation des valeurs absolues des émissions)	5.44
Figure 5.6.1 Estimation recalculée pour 2003 basée sur l'extrapolation linéaire	5.59

Tableaux

Tableau 5.3.1	Exemple d'estimation de superficie au moyen des proportions	5.25
Tableau 5.4.1	Suggestion de catégories de sources/puits du GIEC UTCATF et non UTCATF	5.31
Tableau 5.4.2	Tableur pour l'analyse de Niveau 1 – Évaluation du niveau avec les catégories UTCATF	5.34
Tableau 5.4.3	Tableur pour l'analyse de Niveau 1 – Évaluation de la tendance avec les catégories UTCATF	5.35
Tableau 5.4.4	Lien entre des activités identifiées au Chapitre 3 et au Chapitre 4 et les catégories source/puits du GIEC pour le secteur ITCATF	5.39
Tableau 5.4.5	Récapitulatif d'analyse de catégorie clé	5.42
Tableau 5.4.6	Incertitudes supposées pour déterminer un seuil de catégorie clé, avec UTCATF	5.42
Tableau 5.4.7	Exemple d'évaluation de niveau pour un pays visé à l'Annexe I	5.45
Tableau 5.4.8	Analyse de la tendance avec UTCATF	5.47
Tableau 5.5.1	Procédures CQ générales de Niveau 1 pour les inventaires	5.51
Tableau 5.6.1	Résumé des méthodes applicables pour assurer la cohérence des séries temporelles ...	5.58
Tableau 5.7.1	Applicabilité des méthodes de vérification pour l'identification des superficies terrestres, des bassins de carbone et des gaz à effet de serre sans CO ₂	5.63
Tableau 5.7.2	Caractéristiques de certaines des principales plateformes de télédétection.....	5.76

Encadrés

Encadré 5.2.1	Exemple de l'expression de l'incertitude	5.9
Encadré 5.2.2	Niveau d'agrégation de l'analyse de Niveau 1	5.11
Encadré 5.2.3	Évaluation de l'incertitude de Niveau 2 pour les variations du carbone des sols agricoles aux États-Unis	5.14
Encadré 5.2.4	Incertitudes des estimations basées sur des modèles	5.16
Encadré 5.5.1	Définitions d'Assurance de la qualité et Contrôle de la qualité	5.49
Encadré 5.5.2	Examen par des tiers experts	5.54
Encadré 5.6.1	Exemple de cas d'inventaire forestier national effectué tous les cinq ans	5.58
Encadré 5.6.2	Exemple de modélisation des émissions d'un site dans le temps	5.59
Encadré 5.7.1	Définition de la vérification pour l'inventaire	5.61
Encadré 5.7.2	Recommandations pour le choix des éléments d'inventaire à vérifier et des méthodes de vérification	5.69
Encadré 5.7.3	Vérification d'un inventaire pour le secteur UTCATF dans un inventaire national	5.70
Encadré 5.7.4	Conseils pour la vérification des bassins de carbone et des activités	5.71
Encadré 5.7.5	Vérifications pour le secteur UTCATF aux termes du Protocole de Kyoto	5.72
Encadré 5.7.6	Programmes et réseaux pertinents pour le secteur UTCATF	5.73

5.1 INTRODUCTION

Plusieurs questions générales ou communes doivent être examinées lors de l'élaboration d'inventaires nationaux d'émissions et absorptions de gaz à effet de serre. Le présent chapitre contient des *recommandations en matière de bonnes pratiques* à propos de six points identifiés dans les *Recommandations en matière de bonnes pratiques et gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (GPG2000, GIEC, 2000)*, qui complètent les analyses précédentes avec l'inclusion du secteur d'utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie (UTCATF). Ces points sont les suivants :

- **Évaluation de l'incertitude** : L'incertitude doit être estimée pour toutes les catégories de l'inventaire et pour l'inventaire dans son ensemble. *GPG2000* contient des recommandations pratiques pour l'estimation et la combinaison des incertitudes, ainsi qu'une analyse des principes sous-jacents à l'incertitude de l'inventaire. La Section 5.2, Identification et quantification des incertitudes, du présent chapitre, examine les principaux types d'incertitude dans le secteur UTCATF et présente des informations spécifiques sur l'application des *recommandations en matière de bonnes pratiques* de *GPG2000* à ce secteur.
- **Échantillonnage** : Les données pour le secteur UTCATF proviennent souvent de relevés échantillons (superficies terrestres, stocks de biomasse, carbone des sols, etc.) et servent, en général, à estimer les changements d'affectation de terres ou les variations des stocks de carbone. La Section 5.3, Échantillonnage, contient des *recommandations en matière de bonnes pratiques* pour la planification et l'utilisation de relevés échantillons pour la notification des émissions et absorptions de gaz à effet de serre au niveau national. Elle présente également une vue d'ensemble des liens entre la conception de l'échantillonnage et l'estimation des incertitudes.
- **Analyse des catégories clés** : Le Chapitre 7 de *GPG2000*, Choix de méthode et recalculs, présente le principe de l'analyse des sources clés. Sous sa forme initiale, ce principe ne s'applique qu'aux catégories de sources. La Section 5.4, Choix méthodologique—Identification des catégories clés, du présent chapitre, développe ce principe pour permettre l'identification des catégories clés qui sont des sources ou des puits. Des *recommandations en matière de bonnes pratiques* expliquent comment identifier les catégories clés du secteur UTCATF pour l'inventaire conformément à la CCNUCC ; des recommandations supplémentaires sont fournies pour identifier les catégories clés associées aux informations supplémentaires notifiées aux termes des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto.
- **Assurance de la qualité et contrôle de la qualité (AQ/CQ)** : Comme indiqué au Chapitre 8 de *GPG2000*, un système AQ/CQ est une composante majeure de la préparation d'un inventaire. Dans le présent chapitre, la Section 5.5 décrit les éléments du système AQ/CQ nécessaires pour le secteur UTCATF et présente des *recommandations en matière de bonnes pratiques* spécifiques pour la mise en œuvre d'un contrôle de la qualité de Niveau 2 dans ce secteur, qui complètent les informations du Chapitre 2, Base d'une représentation cohérente des superficies terrestres, et du Chapitre 3, Recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur CATF, du présent rapport. Des questions relatives à l'assurance et au contrôle de la qualité et spécifiques au Protocole de Kyoto sont aussi examinées.
- **Cohérence des séries temporelles** : Il est indispensable de veiller à la cohérence des séries temporelles des estimations d'inventaires pour assurer la fiabilité des tendances notifiées. Le Chapitre 7 de *GPG2000* décrit plusieurs méthodes destinées à assurer la cohérence des séries temporelles lorsqu'il n'est pas possible d'utiliser les mêmes méthodes et/ou données pour toute la période étudiée. La Section 5.6, Cohérence des séries temporelles et recalculs, du présent chapitre, examine ces méthodes dans le cadre de cas spécifiques qui peuvent se présenter lors des estimations d'émissions et d'absorptions pour le secteur UTCATF.
- **Vérification** : Les vérifications peuvent améliorer la qualité de l'inventaire, et, à terme, les connaissances scientifiques. Des méthodes de vérification et des recommandations pratiques pour la vérification des estimations dans le secteur UTCATF sont décrites à la Section 5.7 du présent chapitre.

Le présent chapitre fournit les informations nécessaires à l'application des *recommandations en matière de bonnes pratiques* pour le secteur UTCATF, mais ne répète pas toutes les informations présentées dans *GPG2000*. Les lecteurs peuvent souhaiter se reporter à *GPG2000* pour des informations générales supplémentaires. Des cas spécifiques pour lesquels il pourra être utile de se référer à *GPG2000* sont mentionnés dans les paragraphes ci-après.

5.2 IDENTIFICATION ET QUANTIFICATION DES INCERTITUDES

5.2.1 Introduction

La présente section décrit les *bonnes pratiques* en matière d'estimation et de notification des incertitudes associées aux estimations d'émissions et d'absorptions dans le secteur UTCATF et explique comment intégrer le secteur UTCATF dans la procédure présentée au Chapitre 6, Quantification des incertitudes en pratique, de *GPG2000*, pour l'évaluation des incertitudes combinées de l'inventaire.

Conformément à la définition des *bonnes pratiques*, les inventaires doivent être exacts en ceci qu'ils ne doivent être ni surestimés ni sous-estimés autant qu'on puisse en juger, et que les incertitudes doivent être réduites dans la mesure du possible. Il n'y a pas de niveau de précision pré-établi ; l'évaluation de l'incertitude a pour but d'aider à prioriser les mesures nécessaires pour améliorer l'exactitude des futurs inventaires et faciliter la prise de décisions en matière de choix méthodologique. Les incertitudes sont aussi importantes pour l'estimation de la cohérence entre des inventaires nationaux et des estimations d'émissions ou d'absorptions effectuées par d'autres organismes ou par d'autres méthodes.

Les estimations des inventaires peuvent être utilisées à des fins multiples. Dans certains cas, seul le total national sera important, alors que dans d'autres cas des données détaillées par gaz à effet de serre et par catégorie de source ou de puits seront importantes. Pour pouvoir utiliser les données dans le but recherché, les utilisateurs doivent pouvoir comprendre la fiabilité réelle de l'estimation totale et de ses composants. Par conséquent, les méthodes d'évaluation des incertitudes doivent être pratiques, scientifiquement valables, suffisamment robustes pour être appliquées à diverses catégories de source et de puits, de méthodes et de circonstances nationales, et présentées sous une forme compréhensible pour tous les utilisateurs d'inventaires.

Nombre de raisons peuvent expliquer les différences entre les émissions et absorptions réelles et les valeurs calculées dans un inventaire national. Si certaines sources d'incertitude (erreur d'échantillonnage, manque de fiabilité des instruments de mesure, etc.) peuvent fournir des estimations de la plage d'erreur potentielle bien définies et aisément caractérisées, d'autres, par exemple les erreurs systématiques, peuvent être bien plus difficiles à identifier et quantifier (Rypdal et Winiwarter, 2001). La présente section décrit comment prendre en compte les incertitudes statistiques bien définies et les données moins spécifiques caractéristiques d'autres formes d'incertitude dans le secteur UTCATF, et examine les implications pour l'incertitude de l'inventaire dans son ensemble et de ses composants.

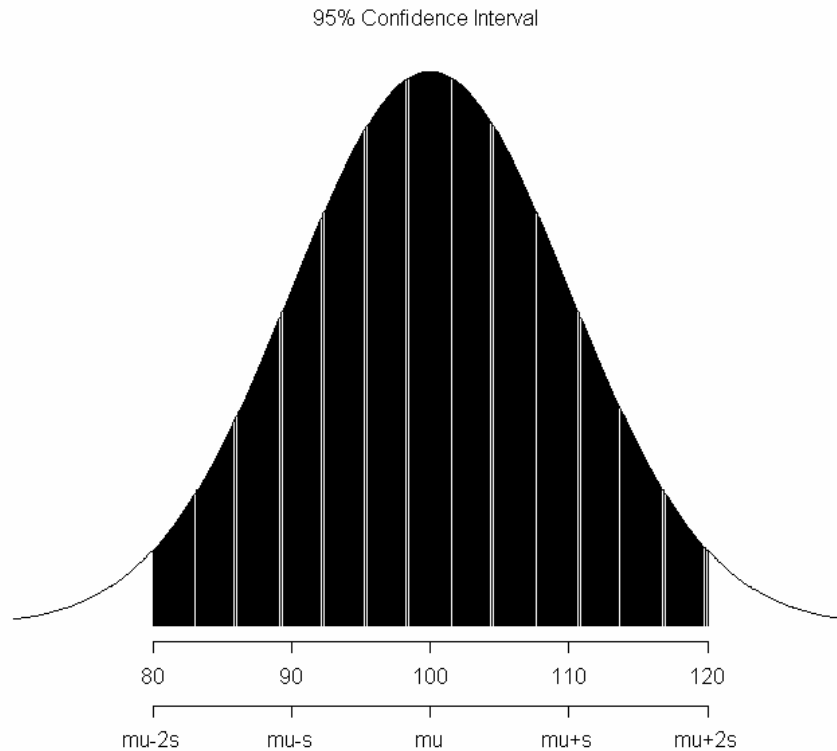
Théoriquement, les estimations d'émissions et les plages d'incertitude seront obtenues à partir de mesures spécifiques à la source. Étant donné qu'en pratique on ne peut pas mesurer ainsi chaque catégorie de source ou puits, les estimations sont souvent basées sur les caractéristiques connues de sources typiques jugées représentatives de la population de l'ensemble des sites. Cette méthode introduit d'autres incertitudes car elle suppose que les populations de ces sources se comportent, en moyenne, comme les sites mesurés. Un échantillonnage aléatoire d'une population cible permet une estimation quantitative des incertitudes. Des erreurs systématiques importantes (et donc, des estimations avec biais) peuvent se produire lorsqu'une estimation dont la précision est connue est basée sur une population différente de celle à laquelle l'estimation doit être appliquée. En pratique, on doit souvent avoir recours à des experts pour définir les plages d'incertitude.

Dans ce cas, une façon pragmatique d'obtenir des estimations quantitatives de l'incertitude consiste à utiliser les meilleures estimations disponibles, une combinaison des données mesurées disponibles et l'opinion d'experts. On peut donc appliquer les méthodes décrites dans le présent chapitre avec les plages d'incertitude spécifiques à la catégorie de source décrites aux Chapitres 2 à 4, tout en intégrant les nouvelles données empiriques disponibles.

Conformément au Chapitre 6 de *GPG2000*, Quantification des incertitudes en pratique, les incertitudes devront être exprimées sous forme d'intervalle de confiance donnant la plage dans laquelle, selon une probabilité spécifiée, la valeur sous-jacente d'une quantité incertaine devrait se trouver. Les *Lignes directrices du GIEC* suggèrent d'utiliser un intervalle de confiance de 95 pour cent, qui est l'intervalle qui a une probabilité de 95 pour cent de contenir la vraie valeur inconnue. Ceci peut être aussi exprimé sous forme de pourcentage d'incertitude, défini comme la moitié de l'intervalle de confiance divisé par la valeur estimée de la quantité (voir Encadré 5.2.1). Le pourcentage d'incertitude est applicable lorsqu'on connaît la fonction de densité de probabilité sous-jacente ou si on utilise un plan d'échantillonnage ou l'opinion d'experts. Ce principe pourra aussi être utilisé facilement pour identifier les catégories qui devront être prioritaires pour la réduction de l'incertitude.

La présente section est en accord avec le Chapitre 6 et l'Appendice 1, Base conceptuelle pour l'analyse de l'incertitude, de *GPG2000*, et présente des informations supplémentaires sur l'évaluation des incertitudes dans le secteur UTCATF. L'essentiel de l'analyse porte sur des questions liées aux émissions et absorptions de CO₂ qui n'ont pas été examinées dans le rapport précédent. On peut aussi estimer les incertitudes associées aux émissions de

gaz sans CO₂, à l'aide des recommandations du Chapitre 6 de *GPG2000*. Des méthodes permettant de combiner les incertitudes sont décrites à la Section 5.2.2, des points pratiques pour la quantification des incertitudes pour les données d'entrée à la Section 5.2.3, un exemple d'analyse de l'incertitude pour le secteur UTCATF à la Section 5.2.4, et la Section 5.2.5 examine des questions relatives à la notification et documentation. Étant donné l'importance de programmes d'échantillonnage bien conçus pour la réduction des incertitudes lors de la préparation d'inventaires UTCATF pour un grand nombre de pays, des recommandations spécifiques sur la conception de tels programmes pour les superficies terrestres et les stocks de biomasse, ainsi que des recommandations sur l'évaluation des incertitudes associées, sont présentées séparément à la Section 5.3.

ENCADRÉ 5.2.1


Dans *GPG2000*, le pourcentage d'incertitude est défini comme :

$$\text{pourcentage d'incertitude} = \frac{\frac{1}{2}(95\% \text{ de l'intervalle de confiance})}{\mu} \times 100$$

Dans cet exemple :

$$\text{pourcentage d'incertitude} = \frac{\frac{1}{2}(4\sigma)}{\mu} \times 100 = \frac{2\sigma}{\mu} \times 100 = \frac{20}{100} \times 100 = 20\%$$

Où :

σ = écart type

$\sigma = \sqrt{\text{variance}} = 10$

μ = moyenne de la distribution

On notera que cette incertitude est le double de l'erreur type relative (en pourcentage), une estimation statistique de l'incertitude relative utilisée fréquemment.

5.2.2 Méthodes pour la combinaison des incertitudes

Les estimations des variations des stocks de carbone, les émissions et absorptions imputables à des activités dans le secteur UTCATF sont entachées d'incertitudes associées aux données sur les superficies et autres activités, taux de croissance de la biomasse, facteurs d'expansion et autres coefficients. La présente section décrit comment combiner ces incertitudes au niveau de la catégorie et comment estimer l'incertitude du niveau et de la tendance pour l'ensemble de l'inventaire. On suppose que les incertitudes des estimations des données d'entrée sont connues, sous forme de valeurs par défaut figurant aux Chapitres 2, 3 et 4 du présent rapport, opinions d'experts, ou estimations basées sur un échantillonnage statistique solide (Section 5.3).

GPG2000 présente deux méthodes pour l'estimation des incertitudes combinées : une méthode de Niveau 1 utilisant des équations de propagation d'erreur simple, et une méthode de Niveau 2 utilisant l'analyse Monte Carlo ou des techniques similaires. Ces deux méthodes peuvent être appliquées pour les estimations du secteur UTCATF. On doit cependant tenir compte de certains points spécifiques car les émissions nettes peuvent être négatives si on prend en compte les émissions et les absorptions. Les organismes chargés des inventaires peuvent aussi appliquer des méthodes nationales pour estimer l'incertitude générale, par exemple des méthodes avec propagation d'erreur qui évitent les approximations simplificatrices associées à la méthode de Niveau 1, auquel cas, conformément aux *bonnes pratiques*, ils devront documenter clairement ces méthodes.

L'application de ces méthodes révélera la contribution des catégories et des gaz à effet de serre individuels à l'incertitude des émissions totales pour une année donnée, et à la tendance interannuelle des émissions totales. La méthode de Niveau 1 est basée sur des tableurs, ce qui facilite sa mise en œuvre. Pour tous les pays, les *bonnes pratiques* consisteront à effectuer une analyse de l'incertitude à ce niveau. Les organismes chargés des inventaires pourront aussi analyser l'incertitude par la méthode de Niveau 2 ou par des méthodes nationales. On pourra combiner les estimations de l'incertitude pour le secteur UTCATF et les estimations de l'incertitude pour le secteur non UTCATF (obtenues au moyen de méthodes conformes aux *bonnes pratiques* décrites dans *GPG2000*) afin de calculer l'incertitude générale de l'inventaire.

5.2.2.1 NIVEAU 1 – PROPAGATION D'ERREUR SIMPLE

La méthode de Niveau 1 pour la combinaison des incertitudes est fondée sur l'équation de propagation d'erreur présentée à la Section A1.4.3.1 (Équation de propagation d'erreur) à l'Appendice 1 (Base conceptuelle pour l'analyse des incertitudes) de *GPG2000*. Des recommandations pratiques sur l'application de la méthode de Niveau 1 pour analyser l'incertitude des estimations d'émissions figurent à la Section 6.3.2 (Niveau 1 – Estimation des incertitudes par catégorie de source avec hypothèses de simplification) de *GPG2000*.

Pour estimer les incertitudes des tendances, on peut utiliser la méthode décrite à la Section 6.3.2 de *GPG2000* lorsqu'on ajoute les émissions et les absorptions. On peut également utiliser le Tableau 6.1, Calcul et présentation d'incertitude de Niveau 1, de *GPG2000*, pour une méthode de calcul de l'incertitude de Niveau 1, comprenant le secteur UTCATF.

On peut utiliser l'Équation 5.2.1 pour estimer l'incertitude du produit de plusieurs quantités, par exemple, lorsqu'une estimation d'émissions est exprimée comme le produit d'un facteur d'émissions et de données d'activités. Elle s'applique lorsqu'il n'y a pas de corrélation significative entre les données et lorsque les incertitudes sont relativement faibles (écart type inférieur à 30 pour cent de la moyenne). L'équation permet également d'obtenir des résultats approximatifs lorsque les incertitudes sont plus élevées. S'il y a corrélation significative, on peut modifier l'Équation 5.2.1, comme indiqué à la Section A1.4.3.1 de *GPG2000*, ou grouper les données selon les recommandations de l'Encadré 5.2.2 dans la présente section et les paragraphes sur la dépendance et la corrélation à la Section 5.2.2.2.

ÉQUATION 5.2.1
ESTIMATION DES INCERTITUDES PAR CATEGORIES (NIVEAU 1)

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

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

I_i = pourcentage d'incertitude associé à chaque quantité, $i = 1, \dots, n$

ENCADRE 5.2.2
NIVEAU D'AGREGATION DE L'ANALYSE DE NIVEAU 1

Il y a souvent corrélation entre les données d'entrée de l'analyse de l'incertitude, comme dans le cas où les mêmes données d'activités ou les mêmes facteurs d'émissions sont utilisés dans plusieurs estimations qui seront ensuite ajoutées. Souvent, ces corrélations ne peuvent pas être détectées statistiquement, en particulier si on a utilisé des valeurs par défaut ou des statistiques approximatives sur les superficies. On peut toutefois estimer qualitativement la corrélation probable en évaluant, par exemple, si les estimations proviennent de la même source ou s'il existe d'autres dépendances logiques susceptibles de causer un écart dans le même sens pour différentes estimations (si la corrélation est positive). On peut prévenir la corrélation résultant de ces dépendances en groupant les catégories de source/puits à un niveau où elles seront éliminées. On peut, par exemple, ajouter les facteurs d'émissions pour tous les bassins de carbone pour une certaine catégorie d'utilisation des terres avant de les multiplier par des données d'activités. Ce groupement donne des résultats plus fiables dans l'ensemble, mais la notification des incertitudes est moins détaillée. Le Tableau 5.4.2 de la Section 5.4 contient des recommandations sur le niveau d'agrégation pour l'analyse de la catégorie clé, qui sont aussi applicables à l'analyse de l'incertitude de Niveau 1.

L'Équation 5.2.2 peut être utilisée lorsque des quantités incertaines doivent être combinées par addition ou soustraction, comme pour le calcul de l'incertitude générale des estimations nationales. Cette équation est une adaptation de l'Équation 6.3 de *GPG2000*. Cependant, l'inclusion du secteur UTCATF dans l'analyse peut avoir pour effet la somme des émissions et des absorptions (ces dernières avec un signe négatif), et on devra donc utiliser la valeur absolue de la somme de toutes les estimations des catégories dans le dénominateur.

ÉQUATION 5.2.2
INCERTITUDE GENERALE DES EMISSIONS NATIONALES (NIVEAU 1)

$$I_E = \frac{\sqrt{(I_1 \cdot E_1)^2 + (I_2 \cdot E_2)^2 + \dots + (I_n \cdot E_n)^2}}{|E_1 + E_2 + \dots + E_n|}$$

- Où :
- I_E = pourcentage d'incertitude de la somme
 - I_i = pourcentage d'incertitude associée à la source/au puits i
 - E_i = estimation des émissions/absorptions pour la source/le puits i

Comme pour l'Équation 5.2.1, l'Équation 5.2.2 suppose une absence de corrélation significative entre les estimations d'émissions et d'absorptions, et des incertitudes relativement faibles. Elle peut cependant être utilisée avec des incertitudes relativement élevées, auquel cas elle donne des résultats approximatifs. S'il existe une corrélation significative, avec un niveau de corrélation connu, on peut modifier l'Équation 5.2.1 à partir de l'équation figurant à la Section A1.4.3.1 à l'Appendice 1 de *GPG2000*. Sinon, on groupera les catégories (voir Encadré 5.2.2), ou on utilisera l'analyse Monte Carlo (Niveau 2).

5.2.2.2 ESTIMATION DES INCERTITUDES PAR CATEGORIE A L'AIDE DE L'ANALYSE MONTE CARLO (NIVEAU 2)

L'analyse Monte Carlo est appropriée pour une évaluation détaillée de l'incertitude par catégorie au Niveau 2. La présente section complète les recommandations sur l'analyse Monte Carlo figurant au Chapitre 6 de *GPG2000*, avec des recommandations spécifiques au secteur UTCATF. Il sera utile de se référer à *GPG2000* à titre d'information générale, même si certaines informations du Chapitre 6 sont reproduites ici.

L'analyse Monte Carlo est particulièrement utile lorsqu'il existe de nombreuses données d'utilisation des terres spécifiques au pays. Elle peut prendre en compte divers niveaux de corrélation (temporelle et entre les catégories) et permet d'évaluer l'incertitude de modèles complexes et d'effectuer des calculs simples dans lesquels un facteur de gestion (ou facteur d'émissions) est multiplié par des données d'activités. On trouvera une description générale de l'analyse Monte Carlo dans Fishman (1996), et il existe plusieurs logiciels statistiques, dont certains avec des algorithmes conviviaux pour l'analyse Monte Carlo. Winiwarter et Rypdal (2000) et Eggleston *et al.* (1998) contiennent des exemples d'application de l'analyse Monte Carlo à des inventaires de gaz à effet de serre pour l'estimation des incertitudes des émissions totales et des tendances d'émissions. Ogle *et al.* (2003) documente une analyse Monte Carlo de l'incertitude pour la fraction des sols agricoles de l'inventaire de carbone du secteur UTCATF aux États-Unis. Un bref exemple d'application de l'analyse Monte Carlo, basé sur Ogle *et al.* (2003), est présenté dans l'Encadré 5.2.3.

GENERALITES SUR L'ANALYSE MONTE CARLO

Le principe de l'analyse Monte Carlo consiste à choisir des valeurs aléatoires pour des paramètres d'estimations et des données d'activités à partir de fonctions de densité de probabilité (FDP), et à calculer les variations correspondantes des stocks de carbone (ou équivalents carbone). Cette procédure est répétée de nombreuses fois pour fournir une valeur moyenne et une plage d'incertitude (une FDP pour les émissions et absorptions) résultant de la variabilité des variables d'entrée du modèle représentées par des FDP. L'analyse Monte Carlo peut être appliquée au niveau des catégories, pour des agrégations de catégories ou pour l'ensemble de l'inventaire.

La variabilité des variables d'entrée est quantifiée dans des fonctions de distribution de probabilité, avec description des types de valeurs possibles pour la variable. La troncature des FDP peut être nécessaire si on sait que certains seuils existent dans les variables d'entrée. Par exemple, des estimations de base du carbone des sols peuvent être faibles, mais ne seront jamais négatives (les sols ne peuvent pas avoir moins de 0 pour cent de carbone) ; par conséquent, une distribution susceptible d'avoir des valeurs négatives devra être tronquée à 0, bien que des valeurs négatives et positives puissent être significatives, par exemple lorsqu'un processus peut produire un terme de source ou de puits.

Les FDP peuvent être basées sur des données de terrain, sur l'opinion d'experts, ou sur une combinaison des deux, et peuvent être associées pour tenir compte des interactions, notamment les corrélations temporelles ou entre les gaz pour les données d'activités et les corrélations entre les facteurs de gestion. Si ces interactions ne sont pas prises en compte, l'estimation de l'incertitude peut être trop élevée ou trop faible, selon les corrélations, et les résultats sont moins significatifs.

Après établissement des FDP, la mise en œuvre de l'analyse Monte Carlo est un processus itératif. Un ensemble de valeurs d'entrée est choisi aléatoirement dans chaque FDP ; le modèle est ensuite utilisé avec ces valeurs et produit une estimation ; le processus est répété un très grand nombre de fois, et les résultats de chaque suite de calculs établissent une FDP pour l'estimation de l'inventaire dans son ensemble.

ESTIMATION DES INCERTITUDES DES NIVEAUX ET DES TENDANCES

Comme toutes les méthodes, l'analyse Monte Carlo ne fournit des résultats corrects qu'à condition d'être appliquée correctement, et les résultats ne seront valides que dans la mesure où les données d'entrée, y compris les FDP, les corrélations et les opinions d'experts, sont correctes.

L'analyse Monte Carlo consiste en cinq étapes clairement définies. Seules les deux premières étapes exigeront un travail de la part de l'utilisateur, les autres étapes étant effectuées par le logiciel.

- Étape 1 : Spécification des incertitudes des variables d'entrée. Ceci inclut les paramètres d'estimations et les données d'activités UTCATF, leurs moyennes associées et les fonctions de distribution de probabilité (FDP), et toutes corrélations. L'évaluation des incertitudes s'effectue conformément aux recommandations de la Section 5.2.3 (Considérations pratiques pour la quantification des incertitudes des données d'entrée) et de la Section 5.2.4 (Exemple d'analyse de l'incertitude) du présent chapitre. Pour des recommandations sur l'évaluation des corrélations, voir ci-dessous.
- Étape 2 : Paramétrage du logiciel. Paramétrer le calcul de l'inventaire d'émissions, les FDP et les valeurs de corrélation dans le logiciel Monte Carlo. Le logiciel exécute les étapes suivantes. Dans certains cas, l'organisme chargé de l'inventaire peut choisir d'établir son propre programme pour exécuter une simulation Monte Carlo, ce qui peut être fait avec un logiciel de statistiques.
- Étape 3 : Sélection des valeurs d'entrée. Les valeurs d'entrée seront normalement les estimations conformes aux *bonnes pratiques* appliquées aux calculs. Ceci marque le début des itérations. Pour chaque élément de données d'entrée, un nombre est choisi aléatoirement à partir de la FDP de cette variable.
- Étape 4 : Estimation des stocks de carbone. Les variables choisies à l'Étape 3 sont utilisées pour estimer les stocks de carbone pour l'année de référence et l'année courante (début et fin de la période d'inventaire ; année $t-20$ et année t) basé sur les valeurs d'entrée.
- Étape 5 : Itération et vérification des résultats. Le total calculé à l'Étape 4 est mémorisé et le processus répété à partir de l'Étape 3. La moyenne des totaux mémorisés fournit une estimation des stocks de carbone, et la variabilité représente l'incertitude. Ce type d'analyse exige un grand nombre de répétitions. Le nombre d'itérations peut être déterminé de deux façons : en établissant le nombre d'exécutions du modèle, a priori – par exemple dix mille – et en laissant la simulation se poursuivre jusqu'à ce qu'elle atteigne le nombre choisi, ou en laissant la moyenne atteindre un point relativement stable avant de terminer la simulation.

L'analyse Monte Carlo peut aussi servir à estimer les incertitudes de la tendance (variations entre deux années) résultant des activités UTCATF. La procédure est une simple extension de celle décrite précédemment. L'analyse Monte Carlo doit être établie pour estimer les stocks pour les deux années simultanément. Les procédures sont les mêmes que celles décrites précédemment, à l'exception des variations des Étapes 1 et 2 :

Étape 1 : Même procédure que celle décrite précédemment, mais doit être appliquée à l'année de référence et à l'année courante ; on doit donc tenir compte d'interactions supplémentaires. Pour un grand nombre de catégories UTCATF, on utilisera le même facteur d'émissions pour chaque année (c'est-à-dire que les facteurs d'émissions pour les deux années sont corrélés à 100 pour cent). Les données d'activités pour l'utilisation des terres et les émissions sont souvent corrélées temporellement, et ceci devra aussi être représenté dans le modèle.

Étape 2 : On effectuera le paramétrage du logiciel comme indiqué précédemment, mais les fonctions de distribution de probabilité (FDP) devront représenter la relation entre les stocks de carbone pour l'année de référence et l'année courante. Dans les cas où on suppose 100 pour cent de corrélation pour les données d'entrée entre les années (ce qui sera le cas pour un grand nombre de paramètres d'estimations UTCATF), on utilisera le même nombre aléatoire sélectionné dans la fonction de distribution de probabilité pour les estimation des deux années.

SPECIFICATION DES DISTRIBUTIONS DE PROBABILITE POUR DES ENTREES D'INVENTAIRE

Les données utilisées dans une analyse de l'incertitude peuvent être obtenues à partir d'essais de terrains ou en sollicitant l'opinion d'experts, et doivent être synthétisées pour permettre d'établir les fonctions de distribution de probabilité. On devra poser les questions clés suivantes au sujet des données :

- Les données sont-elles représentatives des pratiques de gestion et autres circonstances nationales ?
- Quelle est la moyenne temporelle associée à l'ensemble de données, et est-elle la même que celle associée à l'évaluation ?

En général, les données disponibles représenteront une moyenne annuelle pour un paramètre d'estimations ou un total annuel pour des données d'activités.

Avec la simulation Monte Carlo, l'analyste doit spécifier les distributions de probabilité (voir Fishman 1996) qui représentent raisonnablement chaque entrée de modèle pour laquelle l'incertitude doit être quantifiée. Les distributions de probabilité peuvent être basées sur des recommandations du Chapitre 3 du présent rapport, ou être obtenues par diverses méthodes, y compris l'analyse statistique des données, ou la sollicitation de l'opinion d'experts comme décrit au Chapitre 6 de *GPG2000*. Il est particulièrement important de développer les distributions pour les variables d'entrée du modèle de calcul des émissions/absorptions de façon à ce qu'elles soient basées sur des hypothèses sous-jacentes cohérentes concernant les moyennes temporelles, l'emplacement et autres facteurs pertinents à l'évaluation spécifique (par exemple, conditions climatiques influant sur les émissions de gaz à effet de serre). Voir aussi Section 5.2.3 (Considérations pratiques pour la quantification des incertitudes des données d'entrée) pour d'autres recommandations.

EVALUATION DE LA CONTRIBUTION DE CHAQUE ENTREE D'INVENTAIRE A L'INCERTITUDE GENERALE

Théoriquement, le travail nécessaire pour caractériser l'incertitude des données d'entrée d'un inventaire doit être proportionnel à leur importance pour l'évaluation de l'incertitude générale. Ce serait mal utiliser des ressources limitées que de consacrer un temps considérable à obtenir un maximum de données et opinions d'experts pour une catégorie de source ou de puits à faible incidence sur l'incertitude générale. Les pays sont donc invités à identifier les entrées dans des catégories spécifiques qui sont particulièrement significatives pour ce qui est de l'incertitude générale de l'inventaire, afin de hiérarchiser les améliorations. De même, ce serait une erreur d'évaluation que de ne pas consacrer suffisamment de ressources à la quantification de l'incertitude des données d'entrée ayant une incidence importante sur l'incertitude générale de l'inventaire. C'est pour cela que de nombreux analystes suggèrent une méthode dans laquelle la première itération de l'analyse de l'incertitude est une évaluation des principales sources d'incertitude. Ces informations amélioreront l'évaluation de l'incertitude générale et peuvent être très utiles pour la documentation. Des méthodes pour l'évaluation de l'importance de chaque donnée d'entrée sont décrites dans des ouvrages de référence tels que Morgan et Henrion (1990), Cullen et Frey (1999), et autres. Voir aussi Section 5.4, Choix méthodologique—Identification des catégories clés.

DEPENDANCE ET CORRELATION POUR LES DONNEES D'ENTREE DES INVENTAIRES

Les analystes examinent souvent une question clé lors du paramétrage d'une analyse probabilistique, à savoir s'il existe des dépendances ou des corrélations entre les données d'entrée du modèle. Théoriquement, il est préférable de définir le modèle de sorte que les données d'entrée soient statistiquement les plus indépendantes les unes des autres. Donc, plutôt que d'essayer d'estimer des incertitudes séparément pour chaque sous-catégorie UTCATF, il peut être préférable d'estimer l'incertitude pour des catégories agrégées pour lesquelles il peut y avoir de bonnes estimations et vérifications. Les dépendances, même si elle existent, peuvent ne pas toujours être importantes pour

L'évaluation des incertitudes. Les dépendances entre 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 ces dépendances sont suffisamment élevées. A l'opposé, des dépendances faibles entre des données d'entrée, ou des dépendances élevées entre des données d'entrée sans effet sur l'incertitude de l'inventaire, seront relativement peu importantes pour l'analyse. Bien entendu, certaines interdépendances sont importantes, et si elles ne sont pas prises en compte, les résultats peuvent être trompeurs.

L'évaluation des dépendances peut être faite par évaluation de la corrélation entre les variables d'entrée par analyses statistiques. Par exemple, 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 régression, en calculant la covariance 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 de travail du sol avec une corrélation appropriée dans une analyse Monte Carlo. L'Encadré 5.2.3 décrit cette étude plus en détail. On devra tenir compte des corrélations possibles entre les variables d'entrée et étudier plus particulièrement celles susceptibles de présenter les dépendances les plus élevées (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). D'autres analyses et exemples sont présentés dans Cullen et Frey (1999) et Morgan et Henrion (1990). Ces documents contiennent aussi des listes de référence avec citations appropriées.

ENCADRE 5.2.3

ÉVALUATION DE L'INCERTITUDE DE NIVEAU 2 POUR DES VARIATIONS DU CARBONE DES SOLS AGRICOLES AUX ÉTATS-UNIS

Ogle *et al.* (2003) ont utilisé une analyse Monte Carlo pour évaluer des variations du carbone des sols agricoles aux États-Unis. La méthode des *Lignes directrices du GIEC* nécessite des données d'entrée pour les facteurs de gestion (les coefficients quantitatifs représentant les variations du carbone organique des sols suite à un changement d'affectation des terres ou un changement de gestion), les stocks de carbone de référence (la quantité de carbone organique des sols au niveau de référence), et les données d'activités sur l'utilisation et la gestion des terres. Les facteurs de gestion ont été estimés à partir de soixante-quinze études publiées utilisant des modèles linéaires à effets mixtes. Des fonctions de distribution de probabilité (FDP) 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 du Ministère américain de l'agriculture – un service national de conservation des ressources (USDA-NRCS) avec des estimations des stocks de carbone pour environ 3 700 échantillons de sols aux États-Unis. Les FDP étaient basées sur la moyenne et la variance des échantillons, avec prise en 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 (NRI ; USDA-NRCS), 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 fournies par le 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 interdépendances entre des paramètres d'estimations calculés à partir d'ensembles de données communs. Par exemple, des facteurs pour des terres mises en réserve et des changements d'affectation des terres (conversion 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 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 de la gestion ne changeait pas pendant la période d'inventaire. Des facteurs ont été simulés avec des valeurs aléatoires de semences identiques. A l'opposé, des stocks de carbone de référence pour différents climats, et par zones de sols, utilisés dans l'analyse du GIEC 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. Ogle *et al.* (2003) ont estimé pour les sols minéraux une augmentation moyenne de 10,7 Tg C an⁻¹ entre 1982 et 1997, avec un intervalle de confiance de 95 pour cent, entre 6,5 et 15,2 Tg C an⁻¹. A l'opposé, pour les sols organiques, 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 d'inventaires des variations du carbone des sols.

5.2.3 Considérations pratiques pour la quantification des incertitudes des données d'entrée

Avant de pouvoir évaluer les incertitudes d'une catégorie d'inventaire, on doit disposer d'informations sur les incertitudes des données d'entrée. Le Chapitre 3 du présent rapport présente des recommandations sur les incertitudes associées aux choix des méthodes (niveaux) et les incertitudes des paramètres par défaut. Pour les catégories clés, les *bonnes pratiques* consistent à évaluer indépendamment l'incertitude associée aux données

utilisées pour établir l'inventaire national. Les sections ci-dessous contiennent des recommandations générales sur certains points dont il faut tenir compte pour les trois niveaux méthodologiques décrits au Chapitre 3, et sur des questions associées au Protocole de Kyoto décrites au Chapitre 4.

Le Chapitre 2 décrit les sources de l'incertitude qui existera probablement lors de la détermination des superficies terrestres associées aux changements d'affectation des terres et de gestion. Ces sources dépendent des circonstances nationales, et de l'application spécifique par les pays des trois méthodologies, individuellement ou conjointement, pour la classification des superficies. Les méthodes nationales étant différentes, il est difficile de présenter des recommandations générales ; cependant, le Tableau 2.3.6 au Chapitre 2 contient des plages illustratives et des conseils sur la réduction des incertitudes associées à la classification des terres. Les recommandations du Chapitre 2 sont pertinentes à tous les niveaux méthodologiques examinés ci-dessous.

QUANTIFICATION DES INCERTITUDES D'ESTIMATIONS D'EMISSIONS ET D'ABSORPTIONS BASEES SUR DES METHODES DE NIVEAU 1

Les méthodes de Niveau 1 pour l'estimation des émissions et absorptions du secteur UTCATF utilisent des estimations de superficies spécifiques au pays (superficie terrestre et changements des superficies par catégories) et des valeurs par défaut pour les paramètres d'estimation nécessaires pour calculer l'importance d'une source/d'un puits pour une catégorie spécifique. L'incertitude associée aux méthodes de Niveau 1 sera probablement élevée car on ignore si les paramètres par défaut disponibles sont appropriés pour les circonstances d'un pays. L'emploi de données par défaut dans un pays ou une région dont les caractéristiques sont très différentes de celles des données sources peut donner lieu à des erreurs systématiques élevées (c'est-à-dire à des estimations d'émissions ou d'absorptions à biais très élevé). L'estimation de l'incertitude qualitative des valeurs par défaut utilisées au Niveau 1 ou des méthodes de vérification décrites à la Section 5.7 peut permettre d'identifier le risque de biais pour les estimations.

Des plages d'estimations de l'incertitude pour les paramètres d'estimation par défaut figurent au Chapitre 3. Les estimations de l'incertitude pour d'autres paramètres d'estimation (données de récolte, etc.) doivent être basées sur des sources nationales ou sur l'opinion d'experts qui refléteront les circonstances nationales. Le calcul des incertitudes des estimations des superficies associées à l'utilisation des terres et au changement d'affectation des terres s'effectue comme décrit précédemment. Les estimations de l'incertitude générale pour le secteur UTCATF sont obtenues en combinant les incertitudes, comme décrit à la Section 5.2.2 Méthodes pour combiner les incertitudes.

QUANTIFICATION DES INCERTITUDES D'ESTIMATIONS D'EMISSIONS ET D'ABSORPTIONS BASEES SUR DES METHODES DE NIVEAU 2

Les méthodes de Niveau 2 décrites au Chapitre 3 utilisent des données spécifiques au pays dans le cadre de travail établi au Niveau 1. Les *bonnes pratiques* consistent à évaluer l'incertitude de ces données par rapport aux circonstances nationales. Souvent, ces données sont approximatives, et peu sub-divisées par catégories de climat/gestion/perturbation. La plupart d'entre elles seront évaluées par des méthodes descendantes, à partir de valeurs générales à référence croisée, ou par des estimations combinées basées sur des sources de données non représentatives, y compris l'opinion d'experts. Conformément aux *bonnes pratiques*, on évaluera les estimations d'incertitude pour ces valeurs par défaut à l'aide d'évaluations publiées, de l'opinion d'experts ou de comparaisons avec des pays dont les circonstances sont similaires. On peut améliorer l'évaluation de l'incertitude en remontant jusqu'aux données d'origine. Le calcul des incertitudes des estimations des superficies associées à l'utilisation des terres et au changement d'affectation des terres s'effectue comme décrit au début de la Section 5.2.3. Pour les facteurs d'émissions (pour des zones humides ou pour des gaz sans CO₂ résultant de la combustion de la biomasse, par exemple), les pays peuvent disposer de mesures directes fournies par quelques échantillons pour certaines catégories d'inventaire. Les estimations de l'incertitude générale sont obtenues en combinant les incertitudes, comme décrit à la Section 5.2.2.

QUANTIFICATION DES INCERTITUDES D'ESTIMATIONS D'EMISSIONS ET D'ABSORPTIONS BASEES SUR DES METHODES DE NIVEAU 3

Au Niveau 3, on utilise des données spécifiques au pays, complètes et représentatives, indiquant les variations des stocks de carbone (par exemple, en foresterie, des gains dus à la croissance, et des pertes dues aux récoltes, ainsi que des pertes dues à la mortalité naturelle ou aux perturbations) pour les estimations des émissions et absorptions. A ce niveau, on doit évaluer l'incertitude de tous les paramètres d'estimations inclus dans le calcul, y compris toute erreur systématique. L'estimation de l'incertitude des estimations des superficies associées à l'utilisation des terres et au changement d'affectation des terres s'effectue comme décrit précédemment. L'erreur aléatoire peut être quantifiée dans des méthodes ascendantes à l'aide de données d'inventaires sur place (voir Section 5.3 sur l'échantillonnage), mais l'erreur systématique doit faire l'objet d'un examen plus approfondi ; et on doit tenir compte des erreurs spécifiques introduites par l'échantillonnage, par exemple, et par les changements de modèles (Lehtonen *et al.*, 2004). Conformément aux *bonnes pratiques*, on combinera tous les composants d'erreur (aléatoire et systématique) pour chaque paramètre (y compris les facteurs d'expansion et de conversion), ainsi que les

estimations d'incertitude correspondantes pour les estimations d'émissions et d'absorptions pour chaque catégorie (voir aussi des recommandations spécifiques sur l'évaluation de l'incertitude des estimations à partir de relevés basés sur échantillons à la Section 5.3).

Selon la méthodologie nationale de Niveau 3 choisie, les éléments moteurs importants pour le cycle de carbone peuvent être identifiés et paramétrés aux paragraphes de la Section 3.2.1. Ceci permet l'application de modèles dynamiques à des fins d'extrapolation et de vérification (voir la Section 5.7 sur la vérification). Il convient donc de prêter particulièrement attention aux incertitudes des estimations basées sur des modèles (Encadré 5.2.4).

ENCADRE 5.2.4

INCERTITUDES DES ESTIMATIONS BASEES SUR DES MODELES

Les modèles utilisés pour la préparation des inventaires peuvent aller de modèles de relations purement empiriques/statistiques jusqu'à des modèles fondés sur des processus détaillés. En pratique, la plupart des modèles incluent ces deux types d'éléments. Un grand nombre de points relatifs à la quantification des incertitudes des estimations produites par ces modèles doivent être étudiés. Bien que le présent rapport ne vise pas à examiner tous les modèles pertinents, on peut faire quelques observations générales à ce sujet. L'incertitude générale des modèles peut être estimée à partir de deux éléments majeurs : l'incertitude de la structure du modèle et l'incertitude des paramètres. La première source d'incertitude est difficile à quantifier. Une comparaison avec des données de terrain peut indiquer si la structure du modèle, ou les paramètres, ou les deux, sont incorrects (Oreskes *et al.*, 1984). Il est donc important de tester la validité des modèles, et d'utiliser uniquement des modèles validés aux fins recherchées. Tout modèle mal validé devra être utilisé conjointement avec un programme de validation. On peut quantifier plus facilement l'incertitude associée aux paramètres en combinant des estimations statistiques ou l'opinion d'experts sur l'incertitude des paramètres et une analyse de la sensibilité ou une analyse Monte Carlo. Il est recommandé d'effectuer une analyse de la sensibilité avant d'utiliser un modèle afin de déterminer son utilité en matière de prévisions. Un modèle extrêmement sensible à un paramètre dont l'incertitude est élevée peut ne pas être approprié pour l'inventaire. Si la structure du modèle est appropriée, le dernier point dont il faut tenir compte concerne l'incertitude des estimations générées par les modèles. En général, deux composants d'erreur entrent en jeu : l'incertitude due à celle des paramètres et l'incertitude due à la variation inhérente de la population non représentée dans le modèle. Il convient de tenir compte de ces deux sources d'incertitude pour tous les calculs d'estimations de l'incertitude.

QUANTIFICATION DES INCERTITUDES D'ESTIMATIONS D'EMISSIONS ET D'ABSORPTIONS BASEES SUR DES PRESCRIPTIONS SUPPLEMENTAIRES DU PROTOCOLE DE KYOTO

On peut aussi appliquer les méthodes générales pour la combinaison des incertitudes décrites à la Section 5.2.2, Méthodes de combinaison des incertitudes, aux estimations notifiées aux termes du Protocole de Kyoto. Cependant, certains facteurs principaux influant sur les incertitudes peuvent être différents. L'incertitude générale de l'inventaire du secteur UTCATF, par exemple, peut être plus sensible aux incertitudes associées à la détermination des catégories d'utilisation des terres et des changements d'affectation des terres relevant des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto. Par ailleurs, la comptabilisation net net, requise pour la notification des activités liées à l'agriculture, donne lieu à des problèmes spécifiques, qui sont examinés plus en détail aux Sections 4.2.4.2 et 4.2.8.1. L'incertitude de l'estimation pour l'année de référence, par exemple, peut être différente de celle pour la période d'engagement. Il y a aussi un certain nombre de prescriptions spéciales en matière de choix méthodologique pour la notification aux termes du Protocole de Kyoto (comme décrit au Chapitre 4) et on doit effectuer des évaluations de l'incertitude séparées pour les activités relevant des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto. Les prescriptions et le niveau de détail de l'analyse sont décrits à la Section 4.2.4.3 du Chapitre 4.

5.2.4 Exemple d'analyse de l'incertitude

L'Appendice 6A.2 du Chapitre 6, Quantification des incertitudes en pratique, contient un exemple général de combinaison des incertitudes. Cette méthode peut aussi être appliquée au secteur UTCATF, à condition que tous les calculs UTCATF soient exprimés sous forme de produits de superficies (ou autres données d'activités) et facteurs d'émissions ou d'absorptions. Étant donné que les estimations UTCATF sont en général à peu près proportionnelles à la superficie, des procédures d'estimation plus complexes que la multiplication des données d'activités par un seul facteur d'émissions peuvent être exprimées sous cette forme, avec estimation des incertitudes associées au facteur d'émissions ou d'absorptions équivalent basée sur l'opinion d'experts ou sur des relations types pour la propagation d'erreur.

La présente section contient un exemple illustrant les étapes pour l'évaluation de l'incertitude de Niveau 1, pour le secteur UTCATF, avec deux activités types. Dans ce cas simple, les variations des stocks de carbone, et les émissions et absorptions sont estimées pour deux sous-catégories dans la catégorie Terres forestières : i) terres

forestières restant terres forestières, et ii) conversion des terres forestières en prairies. Les gaz sans CO₂ et les émissions par les sols ne sont pas examinés ici. L'exemple porte essentiellement sur des estimations numériques simples, sans prise en compte des corrélations entre les paramètres d'entrée.

L'estimation est en quatre étapes.

- Étape 1 : Estimation des émissions et absorptions associées à chaque activité ; terres forestières restant terres forestières, et conversion des terres forestières en prairies.
- Étape 2 : Évaluation des incertitudes associées aux deux activités.
- Étape 3 : Évaluation des incertitudes totales pour le secteur UTCATF.
- Étape 4 : Combinaison des incertitudes UTCATF avec d'autres catégories de sources.

Étape 1 : Estimation des émissions ou absorptions pour chaque activité

Avant d'évaluer l'incertitude, on doit estimer les variations des stocks de carbone pour chaque sous-catégorie : terres forestières restant terres forestières et conversion des terres forestières en prairies. Ces estimations doivent être calculées conformément aux recommandations détaillées du Chapitre 3 du présent rapport.

Terres forestières restant terres forestières

La Section 3.2.1.1.1 du Chapitre 3 présente deux méthodes pour l'estimation des variations des stocks de carbone de la biomasse ; dans cet exemple nous appliquons uniquement la Méthode 1, dans laquelle les pertes de carbone de la biomasse sont soustraites de l'augmentation de la biomasse (Équation 3.2.2) :

$$\Delta C_{FF_{BV}} = (\Delta C_{FF_A} - \Delta C_{FF_D})$$

où :

- $\Delta C_{FF_{BV}}$ = variation annuelle des stocks de carbone de la biomasse vivante (inclut la biomasse aérienne et souterraine) des terres forestières restant terres forestières, tonnes C an⁻¹
- ΔC_{FF_A} = augmentation annuelle du carbone due à la croissance de la biomasse (dit également accroissement de la biomasse), tonnes C an⁻¹
- ΔC_{FF_D} = diminution annuelle moyenne du carbone due aux pertes de biomasse, tonnes C an⁻¹.

Pour simplifier l'exemple, nous supposons qu'il n'y a pas de pertes de biomasse, donc $\Delta C_{FF_D} = 0$. Par conséquent, dans cet exemple,

$\Delta C_{FF_{BV}} = \Delta C_{FF_A}$. L'accroissement de biomasse ΔC_{FF_A} est calculé selon l'Équation 3.2.4 comme :

$$\Delta C_{FF_A} = \sum_{ij} (S_{ij} \cdot C_{TOTALEij}) \cdot FC$$

où :

- ΔC_{FF_A} = augmentation annuelle moyenne du carbone due à l'accroissement de la biomasse des terres forestières restant terres forestières, par type de forêt et zone climatique, tonnes C an⁻¹
- S_{ij} = superficie des terres forestières restant terres forestières, par type de forêt ($i=1$ à n) et zone climatique ($j=1$ à m), ha
- $C_{TOTALEij}$ = taux d'accroissement annuel moyen de la biomasse totale en unités de matières sèches par type de forêt ($i=1$ à n) et zone climatique ($j=1$ à m), tonnes m.s. ha⁻¹ an⁻¹
- FC = fraction de carbone, tonnes C (tonnes m.s.)⁻¹ (valeur par défaut 0,5, avec 2 pour cent d'incertitude)

Dans cet exemple, on suppose que la superficie des terres forestières restant terres forestières est de 10 millions d'hectares. On suppose également qu'il n'y a qu'un seul type de forêt et une seule zone climatique, donc que $n = m = 1$, ce qui simplifie l'expression de ΔC_{FF_A} ci-dessus comme suit :

$$\Delta C_{FF_A} = S \cdot C_{TOTALE} \cdot FC$$

dans laquelle C_{TOTALE} est maintenant le taux d'accroissement annuel moyen de la biomasse totale, moyenné pour la superficie terrestre totale. En général, on peut calculer la valeur de C_{TOTALE} à l'aide de l'Équation 3.2.5 à la Section 3.2.1.1.1 pour chaque type de forêt et zone climatique, en tenant compte des valeurs des paramètres de l'Appendice 3A.1.¹ Dans cet exemple, une valeur par défaut de 3,1 tonnes m.s. ha⁻¹ an⁻¹, avec une incertitude par défaut de 50 pour cent, est donnée pour C_{TOTALE} ; l'augmentation annuelle moyenne des stocks de carbone due à l'accroissement de biomasse sur les terres forestières restant terres forestières est donc :

¹ Des valeurs par défaut pour croissance annuelle moyenne de biomasse aérienne C_w et le rapport système racinaire/système foliacé (R) pour l'Équation 3.2.5 figurent dans l'Appendice 3A.1, aux Tableaux 3A.1.5, 3A.1.6 et 3A.1.8 (pour R).

$$\Delta C_{FF_{BV}} = \Delta C_{FF_A} = 10\,000\,000 \cdot 3,1 \cdot 0,5 \text{ tonnes C an}^{-1} = 15\,500\,000 \text{ tonnes C an}^{-1}$$

Terres forestières converties en prairies

La méthode de Niveau 1 pour l'estimation des variations des stocks de carbone de la biomasse dues à la conversion des terres forestières en prairies est décrite à la Section 3.4.2.1.

L'Équation 3.4.13 donne la variation annuelle des stocks de carbone résultant de la conversion des terres forestières en prairies, en supposant l'année de conversion, comme suit :

$$\Delta C_{TP_{BV}} = S_{\text{Conversion}} \cdot (C_{\text{Conversion}} + C_{\text{Croissance}})$$

$$C_{\text{Conversion}} = C_{\text{Après}} - C_{\text{Avant}}$$

Où :

- $\Delta C_{TP_{BV}}$ = variation annuelle des stocks de carbone de la biomasse vivante résultant d'une conversion des terres en prairies, à partir d'une autre utilisation initiale, tonnes C an⁻¹
- $S_{\text{Conversion}}$ = superficie annuelle des terres converties en prairies à partir d'une autre utilisation initiale, ha an⁻¹
- $C_{\text{Conversion}}$ = diminution des stocks de carbone lorsque des terres sont converties en prairies à partir d'une autre utilisation initiale, tonnes C ha⁻¹
- $C_{\text{Croissance}}$ = stocks de carbone résultant d'une année de croissance végétale dans les prairies après conversion, tonnes C ha⁻¹
- $C_{\text{Après}}$ = stocks de carbone de la biomasse immédiatement après la conversion en prairies, tonnes C ha⁻¹
- C_{Avant} = stocks de carbone de la biomasse immédiatement avant la conversion en prairies, tonnes C ha⁻¹

Si les valeurs par défaut sont exprimées en biomasse par hectare, on devra les convertir en carbone, en utilisant un FC par défaut de 0,5, avec 2 pour cent d'incertitude pour FC.

Dans cet exemple, la superficie de forêts converties en prairies est de 500 hectares. Les facteurs d'émissions et les incertitude associées sont présentés au Chapitre 3.2.1.1.2 et au Tableau 3.4.9 à la Section 3.4.2.1 du Chapitre 3. Dans cet exemple, on suppose que :

- $C_{F_{BV}} = C_{\text{Avant}} = 80 \text{ tonnes C ha}^{-1}$, avec 24 pour cent d'incertitude
- $C_{\text{Après}} = 0 \text{ tonne de C ha}^{-1}$, avec 0 pour cent d'incertitude
- $C_{C_{BV}} = C_{\text{Croissance}} = 3 \text{ tonnes C ha}^{-1}$, avec 60 pour cent d'incertitude

Si on utilise les valeurs ci-dessus dans l'équation, on obtient :

$$\Delta C_{TP_{BV}} = S_{FP} \cdot (-C_{F_{BV}} + C_{C_{BV}})$$

$$= 500 \text{ ha} \cdot (-80 + 3) \text{ tonnes C ha}^{-1} = -38\,500 \text{ tonnes C}$$

Étape 2 : Évaluation des incertitudes pour chaque activité

Terres forestières restant terres forestières

L'incertitude associée aux estimations des superficies des terres forestières doit être calculée en faisant appel à l'opinion d'experts. Si l'estimation est basée sur des relevés nationaux avec échantillonnage statistique (voir Section 5.3, Échantillonnage et Tableau 2.3.6 au Chapitre 2), on peut calculer l'incertitude par des méthodes statistiques.

Dans cet exemple, on suppose que l'information sur la superficie des forêts gérées provient de données administratives. L'organisme chargé de les compiler utilise une méthode conforme aux *bonnes pratiques* et une incertitude de 20 pour cent, pour les estimations de superficies, basée sur l'opinion d'experts.

L'incertitude de la croissance annuelle de la biomasse dépend de l'incertitude des paramètres d'entrée. Si le pays utilise des paramètres par défaut, l'incertitude sera élevée et pourra seulement être estimée approximativement à l'aide de l'opinion d'experts (voir Chapitre 3). Si la croissance annuelle de la biomasse est calculée avec l'Équation 3.2.4 et convertie en carbone avec un facteur de conversion (FC), on estime l'incertitude de la croissance du carbone de la biomasse ($I_{\Delta C_{FF_C}}$) avec l'équation :

$$I_{\Delta C_{FF_C}} = \sqrt{I_{S_{FF}}^2 + I_{C_{TOTALE}}^2 + I_{FC}^2}$$

Si on définit $I_{CC_{TOTAL}}$ comme le pourcentage d'incertitude de la croissance annuelle de la biomasse en termes de carbone par superficie unitaire (c'est-à-dire l'incertitude combinée de $C_{TOTAL} \bullet FC$), dans ce cas :

$$I_{CC_{TOTAL}} = \sqrt{I_{C_{TOTAL}}^2 + I_{FC}^2}$$

$$I_{CC_{TOTAL}} = \sqrt{50\%^2 + 2\%^2} = 50,04\%$$

Avant de pouvoir calculer les incertitudes combinées des données sur les activités S_{FF} (superficie des terres forestières restant terres forestières) et du facteur d'émissions (croissance annuelle de la biomasse en termes de carbone, CC_{TOTAL}), il convient d'établir si elles sont corrélées. Dans cet exemple, les données d'entrées proviennent de sources indépendantes, et on peut raisonnablement supposer qu'elles ne sont pas corrélées. On peut donc utiliser l'Équation 5.2.1 pour donner $I_{\Delta C_{FFC}}$:

$$\begin{aligned} I_{\Delta C_{FFC}} &= \sqrt{I_{S_{FF}}^2 + I_{CC_{TOTAL}}^2} \\ &= \sqrt{20\%^2 + 50,04\%^2} = 53,8 \text{ pour cent} \end{aligned}$$

où :

$$I_{\Delta C_{FFC}} = \text{pourcentage d'incertitude de la variation des stocks de carbone}$$

$$I_{S_{FF}} = \text{pourcentage d'incertitude des estimations des superficies des terres forestières}$$

Terres forestières converties en prairies

On doit aussi estimer l'incertitude associée à la variation des stocks de carbone résultant du changement d'affectation des terres. Selon la source, le type et la densité des données, on peut ne pas pouvoir estimer les erreurs statistiques, et on doit alors recourir à l'opinion d'experts. Dans cet exemple, étant donné qu'on peut supposer avec certitude que les stocks de carbone immédiatement après la conversion $C_{Après}$ sont égaux à zéro, l'incertitude de la variation des stocks de carbone, calculée avec l'Équation 3.4.13, a trois composants : l'incertitude des stocks de carbone immédiatement avant la conversion I_{C_F} (F = Forêt), l'incertitude des stocks de carbone de la végétation des prairies après les conversions I_{C_P} (P = Prairies) et l'incertitude associée aux estimations de la superficie convertie $I_{S_{FP}}$. Si on utilise l'Équation 5.2.2 et les valeurs d'exemple pour les stocks de carbone et les incertitudes indiquées dans l'Étape 1 ci-dessus, on estime le pourcentage d'incertitude de la variation des stocks de carbone par hectare I_{Φ} avec l'équation :

$$\begin{aligned} I_{\Phi} &= \frac{\sqrt{(I_{C_F} \bullet C_F)^2 + (I_{C_P} \bullet C_P)^2}}{|C_F + C_P|} \\ &= \frac{\sqrt{(24\% \bullet (-80))^2 + (60\% \bullet 3)^2}}{|-80 + 3|} = 25\% \end{aligned}$$

Dans cet exemple simplifié de changement d'affectation des terres, on calcule l'incertitude totale pour la variation des stocks de carbone de la biomasse avec l'Équation 5.2.1, en combinant l'incertitude de la variation des stocks de carbone par hectare avec l'incertitude de l'estimation de la superficie convertie, laquelle, dans notre exemple, est supposée être de 30 pour cent. D'où :

$$\begin{aligned} I_{\Delta C_{FP}} &= \sqrt{I_{S_{FP}}^2 + I_{\Phi}^2} \\ &= \sqrt{30\%^2 + 25\%^2} = 39 \text{ pour cent} \end{aligned}$$

Étape 3 : Évaluation des incertitudes totales pour le secteur UTCATF

Dans cet exemple simple, on estime l'incertitude du secteur UTCATF en combinant l'incertitude des estimations des deux activités. Les incertitudes pour un cas réel, avec un plus grand nombre d'estimations de catégories, peuvent être combinées de la même façon.

Incertitude totale pour cet exemple		
Catégorie d'utilisation des terres	Estimation de la variation des stocks de carbone associée (tonne C an ⁻¹)	I _{ΔC}
Terres forestières restant terres forestières	15 500 000	53,8 %
Terres forestières converties en prairies	-38 500	39 %
Totale	15 461 500	54 %

L'incertitude totale est ensuite estimée à partir de l'Équation 5.2.2 :

$$U_{\text{TOTALE}} = \frac{\sqrt{(53,8\% \cdot 15500000)^2 + (39\% \cdot (-38500))^2}}{|15500000 + (-38500)|} = 54\%$$

L'incertitude totale pour ces deux activités UTCATF, exprimée sous forme de pourcentage, est de 54 pour cent. On peut exprimer l'incertitude sous forme d'erreur type relative de l'estimation en divisant le pourcentage d'incertitude par 2. On notera que la formule sous-entend des corrélations entre les estimations en raison de l'emploi de facteurs de conversion et d'expansion identiques pour les deux activités. En pratique, cependant, cette corrélation peut être faible. Si ce n'est pas le cas, les calculs devront être effectués pour des échantillons indépendants, par exemple pendant une analyse de l'incertitude de Niveau 2 (analyse Monte Carlo, par exemple).

Étape 4 : Combinaison des incertitudes du secteur UTCATF avec d'autres catégories de sources

Pour terminer, on peut combiner l'estimation de l'incertitude du secteur UTCATF avec des estimations d'incertitude pour d'autres catégories de sources, par une méthode de Niveau 1 ou 2.

5.2.5 Notification et documentation

Les recommandations générales sur la notification figurant dans *GPG2000* s'appliquent également au secteur UTCATF. On peut notifier le résultat d'une analyse de l'incertitude de Niveau 1 pour le secteur UTCATF en ajoutant les lignes pour les catégories UTCATF appropriées au Tableau 6.1 à la Section 6.3 du Chapitre 6 de *GPG2000*, en suivant les recommandations de la Section 6.3.2 de *GPG2000*.

Selon *GPG2000*, l'analyse peut être effectuée en utilisant des émissions exprimées en équivalent CO₂ calculées à l'aide des Potentiels de réchauffement global (PRG) spécifiés par CDP3, Décision 2/CP.3.²

² En général, la méthodologie peut être aussi appliquée avec d'autres pondérations.

5.3 ÉCHANTILLONNAGE

5.3.1 Introduction

Les données pour le secteur UTCATF proviennent souvent de relevés échantillons et sont utilisées, en général, pour les estimations des changements d'affectation des terres ou des variations des stocks de carbone. Les inventaires forestiers nationaux sont des exemples importants des types de relevés utilisés. La présente section contient des *recommandations en matière de bonnes pratiques* sur l'utilisation des données provenant de relevés échantillons pour la notification des émissions et absorptions de gaz à effet de serre, et pour la planification de ces relevés. L'échantillonnage est aussi un aspect important de la surveillance des projets relevant du Protocole de Kyoto ; le Chapitre 4 présente des recommandations spécifiques en accord avec la présente section. On trouvera ci-après des *recommandations en matière de bonnes pratiques* à propos des points suivants :

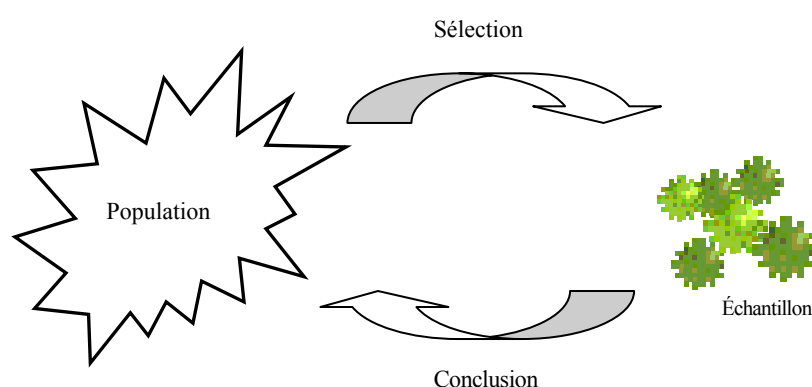
- Vue d'ensemble sur les principes d'échantillonnage (Section 5.3.2) ;
- Conception de l'échantillonnage (Section 5.3.3) ;
- Méthodes d'échantillonnage pour l'estimation des superficies (Section 5.3.4) ;
- Méthodes d'échantillonnage pour l'estimation des émissions et absorptions de gaz à effet de serre (Section 5.3.5) ;
- Incertitudes dans les relevés échantillons (Section 5.3.6).

Il pourra être utile de consulter les ouvrages de référence suivants sur l'échantillonnage : Raj (1968), Cochran (1977), De Vries (1986), Thompson (1992), Särndal *et al.* (1992), Schreuder *et al.* (1993), Reed et Mroz (1997), et Lund (1998).

5.3.2 Vue d'ensemble sur les principes d'échantillonnage

L'échantillonnage permet d'obtenir des informations sur une population par l'observation d'une fraction de cette population : l'échantillon (voir Figure 5.3.1). On peut, par exemple, estimer des variations du carbone de la biomasse arborée au niveau régional ou national à partir de la croissance, de la mortalité et des abattages sur un nombre limité de parcelles échantillons. La théorie de l'échantillonnage permet ensuite une mise à l'échelle des données des parcelles échantillons au niveau géographique requis. Un échantillonnage bien conçu peut améliorer considérablement l'utilisation des ressources d'inventaires. De plus, l'échantillonnage de terrain est généralement nécessaire pour la préparation des inventaires du secteur UTCATF car, même si on obtient une couverture territoriale complète avec des données télédéteectées, des données de terrain provenant de sites échantillons seront nécessaires pour l'interprétation et la vérification.

Figure 5.3.1 Principes de l'échantillonnage



La théorie de l'échantillonnage type repose sur le choix aléatoire d'un échantillon dans la population ; chaque unité de population a une probabilité spécifique d'être incluse dans l'échantillon. Ceci est le cas pour une distribution complètement aléatoire des parcelles échantillons sur une superficie, ou pour une distribution systématique des parcelles sur une grille, à condition que celle-ci soit située aléatoirement. L'échantillonnage aléatoire limite le risque de biais et permet une évaluation objective de l'incertitude des estimations. Il est donc recommandé d'utiliser des données échantillonnées aléatoirement, dans la mesure du possible, y compris pour l'établissement de nouveaux relevés.

On peut aussi collecter des échantillons sur des emplacements choisis subjectivement, supposés être représentatifs de la population. Il s'agit de l'échantillonnage subjectif (ou dirigé), et les données de ces relevés sont souvent utilisées dans les inventaires de gaz à effet de serre (c'est-à-dire lorsqu'on utilise des observations provenant de sites de relevés qui n'ont pas été choisis aléatoirement pour représenter une catégorie de terres complète ou une sub-division). Dans ces conditions, des observations relatives à des types de forêts, par exemple, pourraient être extrapolées à des superficies pour lesquelles elles ne sont pas représentatives. Cependant, en raison des ressources limitées, les inventaires des gaz à effet de serre peuvent devoir utiliser des données provenant aussi de sites choisis subjectivement ou de sites de recherches. Les *bonnes pratiques* consistent alors à identifier, en consultation avec les organismes chargés des sites ou des parcelles, les superficies terrestres pour lesquelles les échantillons subjectifs peuvent être considérés comme représentatifs.

5.3.3 Conception de l'échantillonnage

La conception de l'échantillonnage détermine le choix des unités d'échantillonnage (les sites ou les parcelles) pour la population, et donc les procédures d'estimation statistiques à mettre en œuvre pour pouvoir exploiter l'échantillon. Des conceptions d'échantillonnage aléatoire peuvent être divisées en deux groupes principaux, à l'aide d'informations auxiliaires, suivant que la population est ou n'est pas *stratifiée* (sub-divisée avant l'échantillonnage). En général, les relevés stratifiés seront plus économiques pour ce qui est de l'exactitude. Mais ils sont souvent un peu plus complexes, ce qui augmente le risque d'erreurs non liées à l'échantillonnage dues à l'utilisation incorrecte des données collectées. Les conceptions d'échantillonnage devront refléter un compromis acceptable entre simplicité et efficacité, et les trois éléments suivants en matière de *bonnes pratiques* seront utiles à cette fin :

- Utilisation de données auxiliaires et de stratification ;
- Échantillonnage systématique ;
- Parcelles d'échantillonnage permanentes et données de séries temporelles.

5.3.3.1 UTILISATION DE DONNEES AUXILIAIRES ET DE STRATIFICATION

La *stratification*, par laquelle la population est divisée en sous-populations sur la base de *données auxiliaires*, est une des plus importantes conceptions d'échantillonnage intégrant des informations auxiliaires. Ces données peuvent être des données sur les limites juridiques ou administratives ou les administrations forestières qu'il sera utile d'échantillonner séparément, ou des cartes ou des données télédéteectées qui différencient entre des zones de hautes terres et de basses terres ou entre des types d'écosystèmes. La stratification ayant pour but d'augmenter l'efficacité, conformément aux *bonnes pratiques*, on utilisera des données auxiliaires lorsqu'elles sont disponibles ou peuvent le devenir à peu de frais.

La stratification améliore l'efficacité sur deux plans : (i) en améliorant l'exactitude de l'estimation pour l'ensemble de la population ; et (ii) en permettant d'obtenir des résultats appropriés pour certaines sous-populations (pour certaines régions administratives, par exemple).

En ce qui concerne le premier point, la stratification améliore l'efficacité de l'échantillonnage si on sub-divise la population de façon à réduire la variabilité entre les unités d'une strate, par comparaison avec la variabilité pour l'ensemble de la population. On peut, par exemple, diviser un pays en une zone de basses terres (avec certaines caractéristiques des catégories d'utilisation des terres étudiées) et une zone de hautes terres (avec différentes caractéristiques des catégories correspondantes). Si chaque strate est homogène, on peut obtenir une estimation d'ensemble précise en utilisant seulement un échantillon limité de chaque strate. Le deuxième point est important pour obtenir des résultats à un degré d'exactitude spécifique pour toutes les régions administratives étudiées, mais aussi lorsque des données échantillonnées doivent être utilisées avec d'autres ensembles de données existants, qui ont été collectées avec d'autres protocoles utilisant les mêmes limites administratives ou juridiques.

L'utilisation de données télédéteectées ou cartographiques pour l'identification des limites des strates (les subdivisions des catégories d'utilisation des terres à inclure dans un relevé échantillon) peut introduire des erreurs en raison du risque de classement incorrect de certaines superficies dans certaines strates, et de l'omission d'autres superficies qui font partie de la catégorie spécifique. Ces erreurs peuvent être à l'origine d'un biais important dans les estimations finales, car la superficie identifiée pour l'échantillonnage ne correspondra pas à la population cible. Chaque fois que ce risque d'erreur existe, conformément aux *bonnes pratiques*, on évaluera les effets potentiels de ces erreurs, à l'aide de données de réalité de terrain.

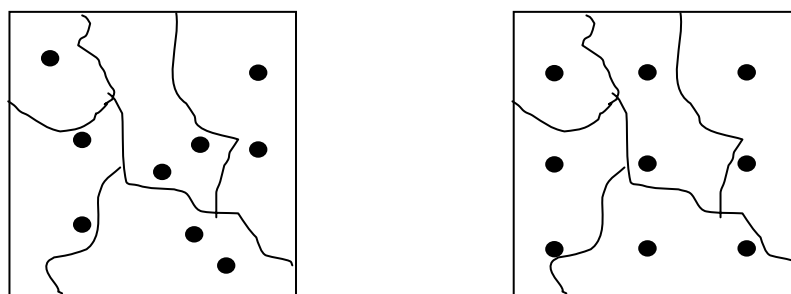
Lorsque des données pour la notification des émissions ou absorptions de gaz à effet de serre proviennent d'inventaires à grande échelle existants, tels que des inventaires forestiers nationaux, on peut appliquer les procédures d'estimation type de ces inventaires, à condition qu'elles soient basées sur des principes statistiques solides. De plus, grâce à la *post-stratification* (la définition des strates basée sur des données auxiliaires

télé-défectées ou cartographiques après la mise en œuvre du relevé de terrain), on peut utiliser de nouvelles données auxiliaires pour améliorer l'efficacité sans modifier la conception fondamentale (Dees *et al.*, 1998). L'application de ce principe d'estimation permet aussi de prévenir le risque de biais mentionné précédemment.

5.3.3.2 ÉCHANTILLONNAGE SYSTEMATIQUE

Le plus souvent, les échantillons basés sur des relevés forestiers ou d'utilisation des terres utilisent des points ou des parcelles échantillons sur lesquels les caractéristiques étudiées sont enregistrées. La disposition de ces points ou parcelles est un aspect important de la procédure d'échantillonnage. Bien souvent, il est utile de choisir une disposition groupée des parcelles (échantillonnage en grappe) pour réduire les frais de déplacement dans le cadre d'un relevé échantillon sur de grandes superficies. Avec ce type d'échantillonnage, la distance entre les parcelles doit être assez grande pour prévenir le risque de corrélation élevée entre les parcelles, tout en tenant compte de la taille du peuplement (pour l'échantillonnage des forêts). Il est important de déterminer si les parcelles (ou les grappes de parcelles) devront être disposées entièrement aléatoirement, ou systématiquement, sur une grille régulière située aléatoirement sur la superficie étudiée (voir Figure 5.3.2). En général, un échantillonnage systématique est utile, car dans la plupart des cas, il augmente la précision des estimations, et simplifie le travail sur le terrain.

Figure 5.3.2 Disposition de parcelles aléatoire simple (gauche) et systématique (droite)



Fondamentalement, la supériorité de l'échantillonnage aléatoire systématique par rapport à l'échantillonnage aléatoire simple est due à la distribution uniforme des parcelles échantillons sur l'ensemble de la superficie cible.³ Dans le cas d'un échantillonnage aléatoire simple, certaines parties de la superficie peuvent inclure un grand nombre de parcelles, alors que le reste peut ne pas en inclure du tout.

5.3.3.3 PARCELLES ECHANTILLONS PERMANENTES ET DONNEES DE SERIES TEMPORELLES

Les inventaires de gaz à effet de serre doivent évaluer l'état actuel et les variations temporelles (pour des utilisations des terres et des stocks de carbone). L'évaluation des variations est très importante et s'effectue par échantillonnage répété dans le temps. L'intervalle temporel entre les mesures devra être déterminé en fonction de la fréquence des événements à l'origine de variations, et des prescriptions de notification. En général, des intervalles d'échantillonnage de cinq à dix ans sont suffisants pour le secteur UTCATF, et nombre de pays disposent de relevés bien conçus depuis des décennies, en particulier pour le secteur forestier. Cependant, étant donné que des estimations d'inventaire sont requises annuellement, on devra appliquer des méthodes d'interpolation et d'extrapolation comme celles décrites à la Section 5.6. En l'absence de séries temporelles assez longues, une extrapolation rétrospective sera peut-être nécessaire pour refléter les interactions des variations des stocks de carbone, conformément aux *recommandations en matière de bonnes pratiques* de la Section 5.6, ainsi que celles des Chapitres 3 et 4 relatives aux intervalles temporels et aux hypothèses.

Lors de la mise en œuvre d'un échantillonnage répété, les données requises sur l'état actuel des superficies ou des stocks de carbone sont évaluées à chaque point temporel étudié. On estime ensuite les variations en calculant la différence entre l'état au point temporel $t + 1$ à partir de l'état au point temporel t . Le plus souvent, trois conceptions d'échantillonnage sont utilisées pour l'estimation des variations :

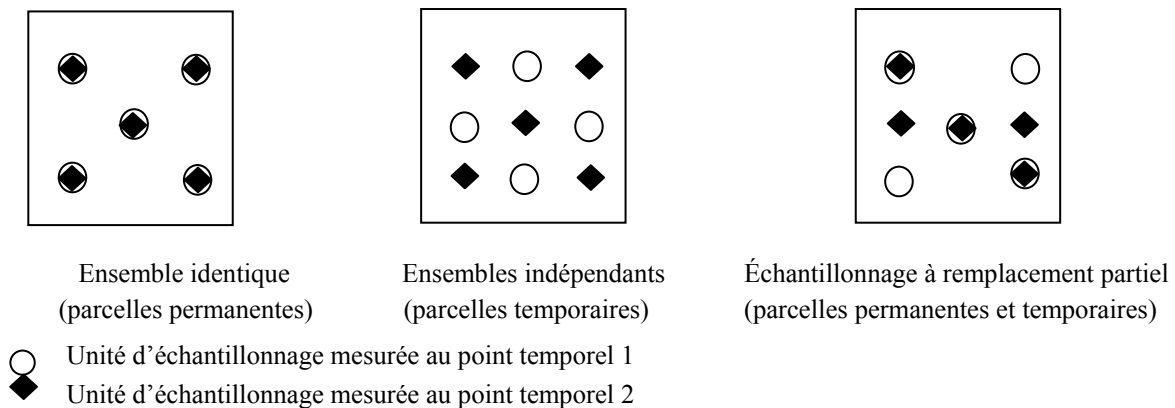
- Utilisation des mêmes unités d'échantillonnage à chaque point temporel (unités d'échantillonnage permanentes) ;
- Utilisation d'unités d'échantillonnage différentes et indépendantes à chaque point temporel (unités d'échantillonnage temporaires) ;

³ Dans des cas inhabituels, lorsqu'il existe une configuration régulière sur le terrain qui peut coïncider avec le système de grille systématique, un échantillonnage systématique peut donner des estimations moins précises qu'un échantillonnage aléatoire simple. Mais, en général, ces problèmes potentiels peuvent être résolus en orientant la grille dans un autre sens.

- Remplacement partiel : certaines unités d'échantillonnage peuvent être remplacées entre les points temporels, alors que d'autres sont inchangées (échantillonnage à remplacement partiel).

La Figure 5.3.3 illustre des trois méthodes.

Figure 5.3.3 Utilisation de différentes conceptions d'échantillonnage (unités permanentes et temporaires) pour l'estimation des variations



En général, les parcelles échantillons permanentes sont plus efficaces que les parcelles temporaires pour l'estimation des variations car il est plus facile de distinguer les tendances réelles des différences dues uniquement à un autre choix de parcelles. Cependant, l'utilisation de parcelles échantillons permanentes présente certains risques. Si les gestionnaires fonciers connaissent les emplacements des parcelles échantillons permanentes (en raison du marquage visible des parcelles, par exemple), la gestion sur ces parcelles peut être différente de la gestion d'autres terres. Dans ce cas, les parcelles ne seront plus représentatives et les résultats risquent de présenter un biais. Si on estime que ce risque existe, conformément aux *bonnes pratiques*, on évaluera quelques parcelles temporaires, à titre d'échantillons de contrôle, pour déterminer si les conditions sur ces parcelles diffèrent de celles sur les parcelles permanentes.

L'utilisation de l'échantillonnage à remplacement partiel peut résoudre certains problèmes potentiels liés aux parcelles permanentes, car on peut remplacer des sites sur lesquels on juge que la gestion est délibérément différente. On peut utiliser ce type d'échantillonnage, bien que les procédures d'estimation soient compliquées (Scott et Köhl, 1994 ; Köhl *et al.*, 1995).

Lorsqu'on utilise uniquement des parcelles temporaires, on peut estimer les variations globales, mais on ne peut pas étudier les conversions des terres, sauf si on parvient à inclure une dimension temporelle dans l'échantillon, ce qui peut être fait à l'aide de données auxiliaires (cartes, données télédéteectées, archives administratives sur l'état antérieur des terres, etc.). Ceci introduit une incertitude supplémentaire dans l'évaluation, qui peut être difficile à quantifier sans avoir recours à l'opinion d'experts.

5.3.4 Méthodes d'échantillonnage pour l'estimation des superficies

Le Chapitre 2 présente des méthodes d'évaluation des superficies ou des variations des superficies dans les catégories d'utilisation des terres, dont un grand nombre basé sur l'échantillonnage. On peut estimer les superficies et les variations des superficies de deux façons par échantillonnage :

- Estimation de la superficie au moyen des proportions ;
- Estimation directe de la superficie.

Avec la première méthode, on doit connaître la superficie totale de la région étudiée, et le relevé échantillon donne seulement les proportions des catégories d'utilisation des terres. Avec la seconde méthode, il n'est pas nécessaire de connaître la superficie totale.

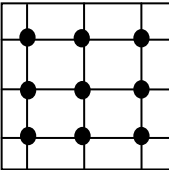
Dans les deux cas, on doit évaluer un nombre donné d'unités d'échantillonnage situées dans la zone d'inventaire. Le choix des unités d'échantillonnage peut être effectué par échantillonnage aléatoire simple ou systématique (voir Figure 5.3.2). En général, l'échantillonnage systématique améliore la précision des estimations, en particulier lorsque les catégories d'utilisation de terres sont représentées par de grands groupes de parcelles. La stratification, examinée à la Section 5.3.3.1, peut aussi améliorer l'efficacité des estimations des superficies ; et les *bonnes pratiques*, dans ce cas, consistent à mettre en oeuvre les procédures décrites ci-dessous indépendamment pour chaque strate.

Pour l'estimation des proportions, on suppose que les unités d'échantillonnage sont des points adimensionnels, bien qu'on doive prendre en compte une petite superficie autour de chaque point pour la détermination de la catégorie d'utilisation des terres. On peut aussi utiliser des parcelles échantillons pour l'estimation, mais ceci n'est pas examiné plus en détail ici.

5.3.4.1 ESTIMATION DE LA SUPERFICIE AU MOYEN DES PROPORTIONS

En général, on connaît la superficie totale d'une région inventoriée, et on peut baser l'estimation des superficies des catégories d'utilisation des terres sur des évaluations des proportions de la superficie. Avec cette méthode, la superficie inventoriée est couverte par un certain nombre de points échantillons, et on détermine l'utilisation des terres pour chaque point. On calcule la proportion de chaque catégorie d'utilisation des terres en divisant le nombre de points situés dans la catégorie donnée par le nombre total de points. Pour obtenir des estimations des superficies pour chaque catégorie d'utilisation des terres, on multiplie la proportion de chaque catégorie par la superficie totale.

Le Tableau 5.3.1 présente un exemple de cette méthode. L'erreur type d'une estimation de superficie est obtenue par $S\sqrt{(p_i \cdot (1 - p_i)) / (n - 1)}$, où p_i est la proportion de points dans la catégorie d'utilisation des terres particulière, S la superficie totale connue, et n le nombre total de points échantillons.⁴ L'intervalle de confiance de 95 pour cent pour S_i , l'estimation de superficie de la catégorie d'utilisation des terres i , sera approximativement ± 2 fois l'erreur type.

Procédure d'échantillonnage	Estimation des proportions	Estimations des superficies des catégories d'utilisation des terres	Erreur type
	$p_i = n_i / n$	$S_i = p_i \cdot S$	$s(S_i)$
	$p_1 = 3/9 \cong 0,333$	$S_1 = 300$ ha	$s(S_1) = 150,0$ ha
	$p_2 = 2/9 \cong 0,222$	$S_2 = 200$ ha	$s(S_2) = 132,2$ ha
	$p_3 = 4/9 \cong 0,444$	$S_3 = 400$ ha	$s(S_3) = 158,1$ ha
	Somme = 1,0	Total = 900 ha	

Où : S = superficie totale (= 900 ha dans cet exemple)
 S_i = superficie totale de catégorie d'utilisation des terres i
 n_i = nombre de points situés dans la catégorie des terres i
 n = nombre de points total

On peut estimer les superficies faisant l'objet de changements d'affectation des terres en introduisant des catégories de type S_{ij} dans lesquelles des terres passent de la catégorie i à la catégorie j entre des relevés successifs.

5.3.4.2 ESTIMATION DIRECTE DE LA SUPERFICIE

Si on connaît la superficie totale inventoriée, il est recommandé d'estimer les superficies et les variations de superficies par une évaluation des proportions, étant donné que cette méthode donnera l'exactitude la plus élevée. Si on ne connaît pas cette superficie totale ou si elle est entachée d'une incertitude inacceptable, on peut utiliser une autre méthode par estimation directe des superficies des catégories d'utilisation des terres. Cette méthode ne peut être utilisée qu'avec un échantillonnage systématique ; chaque point d'échantillonnage représente une superficie correspondant à la taille de la maille de la configuration de l'échantillon.

Dans le cas, par exemple, de points échantillons choisis sur une grille carrée systématique, avec une distance de 1000 mètres entre les points, chaque point échantillon représentera une superficie de $1\text{ km} \cdot 1\text{ km} = 100$ ha. Donc, si 15 parcelles sont dans une catégorie d'utilisation des terres étudiée, la superficie estimée sera : $15 \cdot 100$ ha = 1500 ha.

5.3.5 Méthodes d'échantillonnage pour l'estimation des émissions et absorptions de gaz à effet de serre

⁴ On notera que cette formule est seulement approximative dans le cas de l'application d'un échantillonnage systématique.

L'échantillonnage est nécessaire non seulement pour l'estimation des superficies, mais également pour l'estimation des stocks de carbone et des émissions et absorptions de gaz à effet de serre. On doit pour cela évaluer des variables telles que la biomasse arborée et la teneur en carbone des sols sur les parcelles. Ces quantités peuvent être mesurées directement sur le terrain, par des analyses d'échantillons en laboratoire, ou déduites à partir de modèles basés sur des variables corrélées (telles que des mesures types de hauteur et diamètre des arbres) et permettront d'estimer les stocks, ou les émissions ou absorptions de gaz à effet de serre au niveau de la parcelle.

On peut donner seulement des recommandations générales pour l'utilisation de l'échantillonnage pour l'estimation directe des émissions ou absorptions de gaz à effet de serre. Comparées aux inventaires forestiers ou d'utilisation des terres classiques, les évaluations pour les parcelles sont souvent un peu plus complexes, en particulier pour le bassin du carbone des sols. Une question importante pour les relevés par échantillonnage aléatoire est celle de la disposition des parcelles (mesures des arbres ou échantillonnage des sols, par exemple). Il est important de choisir cette disposition selon des procédures strictes, plutôt que de confier à des experts topographes le soin de choisir des endroits appropriés pour les mesures ou la sélection d'échantillons.

Les inventaires de gaz à effet de serre seront souvent intégrés dans des programmes nationaux de surveillance permanente des forêts ou de l'utilisation des terres. Dans ce cas, en général, les *bonnes pratiques* consistent à appliquer les procédures de ces programmes aux estimations des quantités étudiées et aux incertitudes correspondantes. Mais on devra alors tenir compte des effets des erreurs de conversion des modèles dans les dernières étapes de la conversion (par exemple, pour l'application des facteurs d'expansion de la biomasse). Ce point est étudié plus en détail dans la section suivante.

5.3.6 Incertitudes des relevés basés sur des échantillons

Les méthodes décrites aux Chapitres 3 et 4 sont associées à des plages d'incertitudes par défaut pour les valeurs par défaut présentées ; la Section 5.2 du présent chapitre explique comment combiner les incertitudes pour estimer l'incertitude générale de l'inventaire. Si on utilise des valeurs par défaut, on peut se référer aux plages d'incertitudes présentées aux Chapitres 3 et 4. Cependant, pour l'application de méthodes de niveaux supérieurs, on utilise souvent des valeurs spécifiques au pays et des données obtenues par des recherches, consultation de publications, échantillonnage de terrain ou télédétection. Dans le cas de l'utilisation de données spécifiques au pays, l'organisme chargé de l'inventaire doit établir ses propres estimations de l'incertitude, en se référant à l'opinion d'experts ou, s'il y a eu échantillonnage, par évaluation directe de la précision des données dérivées ou des estimations.

La possibilité d'obtenir des estimations de l'incertitude par des procédures statistiques formelles est un avantage très important de l'application des procédures d'échantillonnage ; la fiabilité de l'information peut être évaluée à l'aide des données collectées.

Par conséquent, lorsqu'on utilise des données obtenues par échantillonnage aléatoire pour la notification des gaz à effet de serre, les *bonnes pratiques* consistent à baser l'évaluation des incertitudes sur des principes d'échantillonnage, plutôt que d'utiliser des valeurs par défaut ou l'opinion d'experts. On peut ensuite combiner ces incertitudes avec celles d'autres données ou modèles utilisés, conformément aux recommandations de la Section 5.2 du présent chapitre.

La présente section décrit plusieurs sources d'erreurs dans les relevés échantillons et leurs effets sur l'incertitude générale des estimations. Des *recommandations en matière de bonnes pratiques* expliquent comment évaluer les incertitudes des relevés échantillons. L'analyse des causes d'erreurs est générale, et s'applique également pour des données obtenues par échantillonnage non aléatoire (données provenant de parcelles d'études, par exemple) puis mises à l'échelle sur la base d'estimations de superficies pour obtenir des résultats au niveau national. Cette analyse décrit d'abord les erreurs d'évaluation au niveau de l'unité échantillon, puis examine la question de la mise à l'échelle pour de plus grandes superficies.

5.3.6.1 TYPES D'ERREURS

En général, les données d'échantillonnage pour les inventaires UTCATF sont obtenues à partir de parcelles échantillons sur le terrain. Pour obtenir des estimations pour des superficies plus étendues (niveau national, etc.), les mesures au niveau de la parcelle doivent être mises à l'échelle. Plusieurs types d'erreurs peuvent se produire à ce stade :

- Premièrement, quelles que soient les mesures, il peut y avoir des erreurs de mesures dues à des défauts de techniques ou d'instruments. Les erreurs de mesure sont souvent systématiques, et divergent toujours dans un certain sens par rapport à la valeur vraie. Ces erreurs seront ensuite propagées lors de la mise à l'échelle. Il peut y avoir aussi des erreurs de mesures aléatoires. Dans ce cas, l'erreur moyenne est de zéro, avec des écarts qui peuvent être aussi bien négatifs que positifs. Ce type d'erreur est moins problématique que les erreurs systématiques, mais peut donner lieu à des erreurs systématiques lors de l'emploi de mesures de référence dans des modèles pour calculer la quantité étudiée (volume d'un arbre, par exemple).

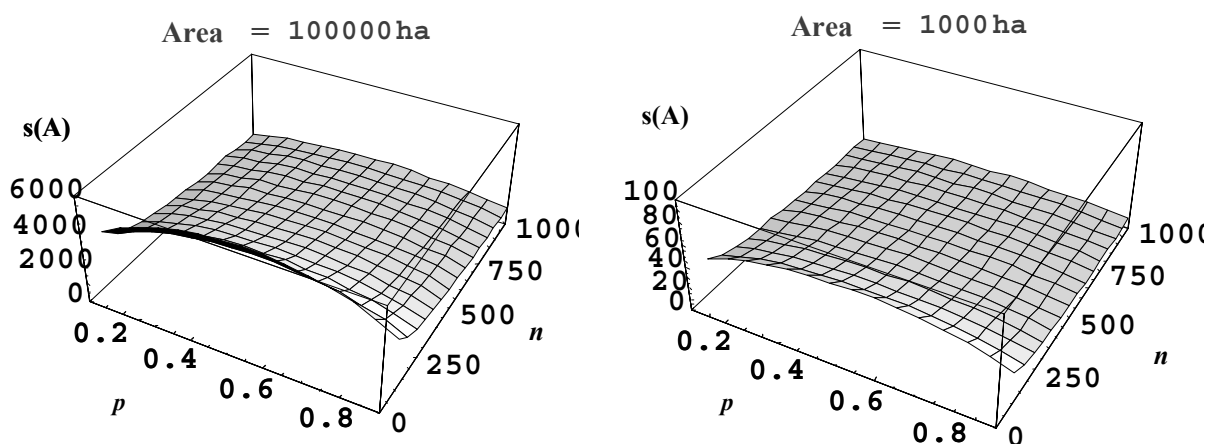
- Deuxièmement, les quantités étudiées ne sont pas toujours mesurées directement, mais leur calcul fait appel à des modèles. Par exemple, on estime la quantité de carbone dans un arbre en calculant d'abord le volume des arbres à l'aide de modèles utilisant certains paramètres (espèces arborées, diamètre, hauteur, etc.) comme variables d'entrée, puis en utilisant d'autres modèles ou des facteurs d'expansion fixes pour convertir le volume en biomasse, et la biomasse en carbone. Des *erreurs de modèles* se produiront lors de l'utilisation des modèles, ceux-ci pouvant rarement prévoir exactement les quantités cibles. Ces erreurs peuvent être aléatoires et systématiques. Les grandeurs varieront probablement en fonction des valeurs des variables d'entrée. Gertner et Köhl (1992) ont montré que des erreurs de modèles systématiques peuvent contribuer significativement à l'incertitude générale.
- Des erreurs d'échantillonnage se produisent lorsque des mesures au niveau des parcelles sont mises à l'échelle pour une superficie plus grande, ceci en raison de la variation des conditions sur la superficie plus grande et du fait que les mesures ont été effectuées uniquement aux emplacements échantillons. Les conditions moyennes des parcelles échantillons choisies coïncident rarement avec celles de la superficie totale étudiée. Les erreurs d'échantillonnage (avec conceptions d'échantillonnage aléatoires et estimateurs sans biais) sont seulement aléatoires et on peut limiter leurs effets en augmentant la taille de l'échantillon, comme décrit ci-dessous et illustré à la Figure 5.3.4.
- Si la mise à l'échelle est basée sur des données de couverture complète (par télédétection) plutôt que sur un relevé échantillon, il y aura introduction d'incertitude résultant d'une classification incorrecte des terres. On peut identifier et corriger les erreurs de classification en effectuant un relevé échantillon pour étudier l'importance de ces erreurs. Ces relevés devront être basés sur un échantillonnage aléatoire afin d'éviter les erreurs systématiques probables d'un échantillon choisi subjectivement.
- Les erreurs d'enregistrement et de calculs des données sont les derniers types d'erreurs susceptibles de se produire. Bien que moins techniques, ces erreurs peuvent être des sources d'incertitude importantes pour les relevés échantillons. Les données devront être enregistrées directement sur des ordinateurs de terrain, ou bien par des personnes indépendantes qui les enregistreront à partir de formulaires de terrain sur des supports informatiques pour prévenir les erreurs de saisie. Les calculs devront être vérifiés conformément aux principes fondamentaux pour l'Assurance de la qualité à la Section 5.5. Les effets des erreurs d'enregistrement et de calculs sont difficiles à évaluer. Ils sont souvent détectés et peuvent être corrigés lorsqu'ils causent des écarts importants par rapport aux valeurs plausibles, mais risquent de ne pas être détectés si les écarts sont faibles.

5.3.6.2 TAILLE DE L'ÉCHANTILLON ET ERREUR D'ÉCHANTILLONNAGE

On comprend bien l'interaction entre les erreurs d'échantillonnage, la variance de la population, et la taille de l'échantillon. L'augmentation de la taille de l'échantillon améliore la précision, et, avec des populations hétérogènes (celles dont la population est très variée) de plus grandes tailles d'échantillons sont nécessaires pour obtenir la précision recherchée. Lors de l'estimation de proportions de superficies, les erreurs d'échantillonnage dépendent non seulement de la taille de l'échantillon, mais également de la proportion elle-même. Pour une taille d'échantillon donnée, l'erreur d'échantillonnage est la plus élevée avec des proportions de catégories d'utilisation des terres $p = 0,5$; et diminue lorsque p est proche de 0 ou 1.

Les effets des proportions de catégories d'utilisation des terres (de $p = 0,1$ à $p = 0,9$) et des tailles d'échantillons (de $n = 100$ à $n = 1000$) sur l'erreur d'échantillonnage de l'estimation de la superficie sont illustrés à la Figure 5.3.4 pour deux tailles de superficies (1 000 ha et 100 000 ha).

Figure 5.3.4 Relation entre l'erreur type de l'estimation de la superficie $s(A)$, la proportion de la catégorie d'utilisation des terres p , et la taille de l'échantillon n



5.3.6.3 QUANTIFICATION DES ERREURS DES RELEVÉS BASES SUR ÉCHANTILLONS

Selon la théorie d'échantillonnage de base, on suppose que les quantités associées aux unités de population sont observées sans erreurs. On suppose également que les variables étudiées (absorptions de gaz à effet de serre, par exemple) sont enregistrées directement sur les unités d'échantillonnage, et il n'est donc pas nécessaire de prendre en compte le problème des erreurs dues aux conversions de modèle. Dans ce cas, si on a utilisé des estimateurs statistiques appropriés, les estimations des totaux (absorptions des gaz à effet de serre au niveau national, par exemple) basées sur échantillons ne présentent pas de biais et on peut évaluer la précision correspondante à partir des données obtenues.

Dans un grand nombre de cas (échantillonnage pour l'estimation des superficies, par exemple), on peut considérer que les hypothèses susmentionnées sont correctes, et, conformément aux *bonnes pratiques*, on évalue l'incertitude des estimations strictement selon les principes de la théorie d'échantillonnage, en tenant compte de la conception d'échantillonnage et des estimateurs utilisés. Ces calculs sont décrits en détail dans des manuels d'échantillonnage (comme ceux référencés à la Section 5.3.1). Des erreurs de modèles peuvent être introduites dans les estimations de l'incertitude générale de plusieurs façons. Un cas important est celui qui se produit lorsque les modèles causent seulement des erreurs aléatoires au niveau des unités d'échantillonnage individuelles (par exemple, dans le cas de l'application des modèles de biomasse à des données sur la végétation arborée au niveau des parcelles). Les erreurs aléatoires des modèles augmenteront alors la variabilité entre les parcelles, ce qui augmentera l'incertitude des estimations générales. Dans ce cas, on pourra utiliser les méthodes standard d'estimation des incertitudes conformément à la théorie de l'échantillonnage, avec de bonnes approximations, sans modifications. Les *bonnes pratiques* consisteront à appliquer la théorie d'échantillonnage standard pour estimer l'incertitude, plutôt que les méthodes décrites à la Section 5.2.

Si on juge que les modèles sont probablement à l'origine d'erreurs systématiques (inconnues), ou s'ils ont été utilisés uniquement pour une conversion finale (application de facteurs d'expansion de la biomasse à des estimations de volume total, par exemple), les incertitudes introduites devront être prises en compte, et conformément aux *bonnes pratiques*, on utilisera la méthode de Niveau 1 – ou de Niveau 2 – de la Section 5.2 pour calculer l'incertitude générale.

En général, les *bonnes pratiques* consistent à évaluer l'applicabilité des modèles fondamentaux pour la population cible au moyen d'études pilotes. Lorsque des modèles sont appliqués à des ensembles de données représentant des conditions et des procédures de mesures très différentes de celles des données initiales, le risque d'erreurs systématiques dues aux modèles est élevé.

Des erreurs de mesures peuvent entraîner des erreurs systématiques importantes, notamment lorsque les variations sont estimées à l'aide de mesures répétées, et s'il y a variation temporelle des niveaux d'erreurs systématiques. L'importance des erreurs de mesures ne peut être estimée que par des mesures de contrôle soigneuses, sur un sous-échantillon des parcelles ; mais ces évaluations de contrôle (dans les relevés des sols, par exemple) sont quelquefois difficiles. Lorsque les estimations des inventaires de gaz à effet de serre sont basées sur l'échantillonnage, les *bonnes pratiques* consistent à mettre en œuvre des évaluations de contrôle soigneuses pour un petit pourcentage des parcelles, afin d'évaluer l'importance des erreurs de mesures. Ce pourcentage peut être de l'ordre de 1 pour cent à 10 pour cent, selon la taille de l'échantillon et le coût du relevé de contrôle, et en fonction de la formation et de l'expérience du personnel.

Pour certaines variables, on peut obtenir des valeurs vraies par des procédures de contrôles très exactes, auquel cas, on devra estimer l'importance des erreurs de mesures systématiques. Dans d'autres cas, la mesure/l'évaluation d'une valeur vraie peut être impossible, et on doit alors notifier uniquement la variabilité entre les résultats.

Si on constate des erreurs de mesures très importantes dans un relevé de contrôle, conformément aux *bonnes pratiques*, on corrigera ces erreurs avant de calculer les estimations finales des émissions/absorptions de gaz à effet de serre.

5.4 CHOIX METHODOLOGIQUE – IDENTIFICATION DES CATEGORIES CLES

5.4.1 Introduction

Le présent chapitre décrit comment identifier les *catégories clés*⁵ dans un inventaire national qui inclut le secteur UTCATF. Le choix méthodologique pour les catégories de source et de puits individuelles est important pour la gestion de l'incertitude générale des inventaires. Les diagrammes décisionnels des Chapitres 3 et 4 du présent rapport contiennent des recommandations spécifiques pour chaque catégorie et chaque activité relevant des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto, et utilisent le principe des catégories clés. En général, cette incertitude est moins élevée lorsque les émissions et absorptions sont estimées à l'aide des méthodes de niveaux supérieurs, mais, les ressources n'étant pas illimitées, ceci n'est pas toujours possible pour chaque catégorie de source d'émissions ou d'absorptions. Les *bonnes pratiques* consistent à identifier les catégories qui contribuent le plus à l'incertitude générale des inventaires, afin d'assurer une utilisation optimale des ressources. Grâce à l'identification des *catégories clés* dans l'inventaire national, l'organisme chargé de l'inventaire pourra hiérarchiser ses activités et améliorer ses estimations générales. Conformément aux *bonnes pratiques*, il devra identifier ses *catégories clés* nationales systématiquement et objectivement. A terme, ce processus améliorera la qualité de l'inventaire et diminuera les incertitudes des estimations d'émissions.

Selon la définition des *Recommandations en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (GPG2000, GIEC, 2000)*, une *catégorie de source clé* est « une catégorie prioritaire dans le système d'inventaire national étant donné que son estimation a un effet significatif sur l'inventaire total des gaz à effet de serre direct d'un pays, pour ce qui est du niveau absolu des émissions, de la tendance des émissions ou des deux ». Le principe de sources clés a été conçu initialement pour les émissions, sans le secteur UTCATF et, tel qu'il est appliqué dans *GPG2000*, a permis aux pays disposant des ressources nécessaires d'identifier les catégories de sources à estimer par des méthodes de niveaux supérieurs. Dans le présent rapport, la définition couvre également les émissions dans le secteur UTCATF, et *chaque fois que le terme catégorie clé est utilisé, il inclut les sources et les puits*. L'inclusion du secteur UTCATF dans l'analyse des catégories clés facilite le choix des priorités pour tous les secteurs de l'inventaire national et, s'il y a lieu, pour les informations supplémentaires requises aux termes du Protocole de Kyoto.

Un organisme qui a établi un inventaire d'émissions sera en mesure d'identifier les *catégories clés* par leur contribution au niveau absolu des émissions nationales. Si l'organisme a établi une série temporelle, la détermination quantitative des *catégories clés* devra inclure une évaluation du niveau absolu et de la tendance des émissions et absorptions. Certaines *catégories clés* risquent de ne pas être identifiées si leurs effets sur la tendance de l'inventaire national ne sont pas pris en compte.

Les méthodes quantitatives pour déterminer les *catégories clés* sont décrites à la Section 5.4.2, Méthodes quantitatives pour la détermination des catégories clés, et incluent une méthode de base, de Niveau 1, et une méthode de Niveau 2, qui permettent de représenter l'incertitude. Outre la détermination quantitative des *catégories clés*, les *bonnes pratiques* devront inclure l'emploi de critères qualitatifs, en particulier lors de l'utilisation d'une méthode d'évaluation de Niveau 1 ou de méthodes d'estimation de niveaux inférieurs. Ces critères qualitatifs sont décrits à la Section 5.4.3, Questions qualitatives. Les *recommandations en matière de bonnes pratiques* présentées aux Sections 5.4.2 et 5.4.3 s'appliquent à l'inventaire complet des émissions et absorptions. Pour les estimations établies aux termes des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto, d'autres points sont examinés à la Section 5.4.4. Des recommandations sur l'application des résultats sont présentées à la Section 5.4.5. Le calcul de seuils pour le Niveau 1 et les évaluations des tendances avec prise en compte du secteur UTCATF sont décrits à la Section 5.4.7. Enfin, la Section 5.4.8 présente un exemple d'application de l'analyse des catégories clés de Niveau 1.

5.4.2 Méthodes quantitatives pour la détermination des catégories clés

⁵ Dans *GPG2000* le principe était nommé « catégories de sources clés » et s'appliquait aux inventaires sans le secteur UTCATF. Cependant, étant donné qu'un inventaire qui inclut le secteur UTCATF peut avoir des émissions et des absorptions, on utilise ici l'expression « catégorie clé » pour mieux refléter l'inclusion des sources et des puits. Dans le contexte de l'inventaire CCNUCC, les catégories sont des catégories d'utilisation des terres décrites au Tableau 3.1.1 au Chapitre 3. Dans le contexte du Protocole de Kyoto, chaque activité relevant des Articles 3.3 et 3.4 (si elle est prise en compte) est une catégorie.

Dans l'inventaire national de chaque pays, certaines catégories sont particulièrement significatives en raison de leur contribution à l'incertitude générale de l'inventaire. Il est important d'identifier ces *catégories clés* afin de pouvoir hiérarchiser les ressources disponibles pour l'élaboration de l'inventaire et obtenir les meilleures estimations possibles.

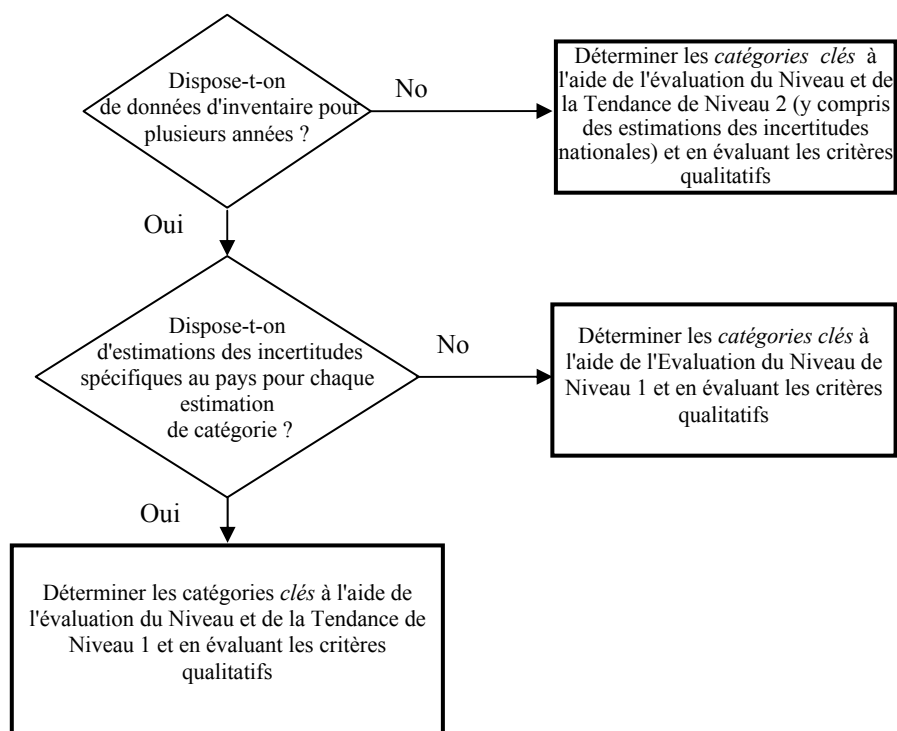
Deux niveaux d'analyse des catégories clés sont décrits, en accord avec la méthode quantitative à deux niveaux pour l'identification des catégories de sources clés décrite au Chapitre 7, Choix de méthode et recalculs, de *GPG2000*. Dans les sections ci-dessous, cette méthode a été adaptée pour permettre l'intégration des catégories UTCATF. La méthode adaptée à cet effet a trois objectifs : (i) permettre l'évaluation continue des catégories de sources clés sans le secteur UTCATF (comme décrit dans *GPG2000*) ; (ii) évaluer l'importance relative des catégories UTCATF en les intégrant dans l'analyse d'ensemble des catégories clés ; et (iii) être en accord avec les recommandations et décisions de la Conférence des Parties à la CCNUCC et au Protocole de Kyoto pour l'identification des catégories clés.

L'analyse quantitative des catégories clés sera effectuée comme suit :

- (i) Les catégories de (sources) clés devront d'abord être identifiées pour l'inventaire sans le secteur UTCATF (identification des catégories clés pour les secteurs suivants : énergie, procédés industriels, utilisation de solvants et autres produits, agriculture, et déchets) conformément aux recommandations figurant dans *GPG2000*, Chapitre 7, Choix de méthode et recalculs.
- (ii) L'analyse de catégorie clé sera ensuite répétée pour la totalité de l'inventaire, avec les catégories du secteur UTCATF. Certaines catégories non UTCATF identifiées en tant que catégories clés dans la première analyse peuvent ne pas figurer dans les catégories clés après l'inclusion du secteur UTCATF, mais devront être considérées comme des catégories clés. Dans certains pays ayant peu d'émissions ou d'absorptions nettes dans le secteur UTCATF, cette analyse intégrée identifie quelquefois des catégories supplémentaires non UTCATF en tant que catégories clés. Dans ce cas, on utilisera l'analyse effectuée pour les secteurs non UTCATF pour identifier les catégories clés dans ces secteurs, et les catégories supplémentaires non UTCATF identifiées dans l'analyse intégrée ne devront pas être considérées comme des catégories clés.

Un organisme qui a établi un inventaire des gaz à effet de serre complet peut effectuer une Évaluation du niveau de Niveau 1 pour identifier les catégories de sources ou de puits clés pour le niveau général d'émissions. Un organisme qui a établi des inventaires d'émissions pour plusieurs années pourra aussi effectuer une Évaluation de la tendance de Niveau 1 et identifier des catégories clés en raison de leur contribution à la tendance totale des émissions nationales. S'il existe des données sur les incertitudes des catégories nationales ou les incertitudes des paramètres, on pourra utiliser le Niveau 2 pour identifier les *catégories clés*. La méthode de Niveau 2 est plus détaillée que celle de Niveau 1 et donnera probablement moins de *catégories clés*. Cette méthode de Niveau 2 sera aussi mieux adaptée à une complexité plus élevée : par exemple, l'évaluation séparée des données d'activités clés et des paramètres d'estimation. Dans le cas de l'utilisation d'analyses de Niveaux 1 et 2, conformément aux *bonnes pratiques*, on utilisera les résultats de l'analyse de Niveau 2.

Figure 5.4.1 Diagramme décisionnel pour l'identification des catégories de sources et de puits clés



Le diagramme décisionnel de la Figure 5.4.1 ci-dessus illustre comment les organismes chargés des inventaires peuvent choisir la méthode à utiliser pour identifier les *catégories clés*. Ce diagramme a été établi à partir de celui de la Figure 7.1 au Chapitre 7 de *GPG2000* et modifié pour qu'il soit applicable au secteur UTCATF.

NIVEAU D'AGREGATION

Les résultats des analyses des catégories clés seront particulièrement utiles si l'analyse est effectuée au niveau de détail approprié. Pour le secteur UTCATF, il est recommandé d'utiliser le niveau d'analyse correspondant à la nomenclature de catégories décrite au Chapitre 3, comme indiqué au Tableau 5.4.1 (liste des catégories et « points spéciaux » avec informations supplémentaires sur l'analyse des catégories clés). Le Tableau 5.4.1 est une adaptation du Tableau 7.1 du Chapitre 7 de *GPG2000* et inclut les catégories du secteur UTCATF. Toutes les catégories de sources et tous les secteurs sont inclus dans le tableau pour faciliter une analyse intégrée des catégories clés. Chaque catégorie suggérée pour des activités UTCATF au Tableau 5.4.1 comprend plusieurs sous-catégories ; les *bonnes pratiques* consistent à évaluer l'importance de ces sous-catégories pour le choix des méthodes et la hiérarchisation des ressources. Conformément aux recommandations de *GPG2000*, les sous-catégories seront dites sous-catégories clés si elles représentent entre 25 et 30 pour cent des émissions ou absorptions totales pour la catégorie. A cette fin, le Tableau 3.1.3 au Chapitre 3 répertorie les sous-catégories associées à chaque catégorie figurant au Tableau 3.1.1 au Chapitre 3. On peut, par exemple, différencier des variations des stocks de carbone des sols et de la biomasse dans la catégorie « terres forestières restant terres forestières ». Un pays qui établit ses estimations selon les catégories CATF des *Lignes directrices du GIEC*, peut calquer ses estimations sur les catégories répertoriées au Tableau 5.4.1, en suivant les recommandations du Tableau 3.1.1 à la Section 3.1.2 et les informations détaillées des sections respectives du Chapitre 3.

Les pays peuvent choisir d'effectuer l'analyse quantitative à un niveau plus détaillé, auquel cas, ils devront prendre en compte les corrélations possibles (voir la méthode de Niveau 2 pour les évaluations de l'incertitude décrite à la Section 5.2, Identification et quantification des incertitudes). Les hypothèses relatives à ces corrélations devront être les mêmes pour l'évaluation des incertitudes et l'identification des *catégories clés*. Le Tableau 5.4.1 répertorie les sous-catégories qui peuvent être différenciées sans nécessiter la prise en compte des corrélations.

Si des données sont disponibles, l'analyse peut être effectuée séparément pour les émissions et les absorptions pour une catégorie donnée. Si cela n'est pas possible, il est important d'appliquer des critères qualitatifs pour identifier les catégories clés lorsque les émissions et les absorptions s'annulent mutuellement ou presque. Les critères qualitatifs sont examinés à la Section 5.4.3.

Catégories de source/puits à évaluer dans l'analyse des catégories clés	Points spéciaux
UTCATF	
Terres forestières restant terres forestières	Évaluer les catégories clés séparément pour CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O. Dans le cas d'une catégorie clé, évaluer l'importance des sous-catégories en identifiant celles qui contribuent entre 25 et 30 pour cent aux émissions ou absorptions totales pour la catégorie. Pour des informations sur les sous-catégories associées à chaque catégorie, voir les Tableaux 3.1.1 et 3.1.3 au Chapitre 3.
Terres cultivées restant terres cultivées	
Prairies restant prairies	
Zones humides restant zones humides	
Établissements restant établissements	
Conversion en terres forestières	
Conversion en terres cultivées	Outre les recommandations ci-dessus, évaluer les effets de tout le déboisement dans le pays, conformément aux recommandations qualitatives du point six de la Section 5.4.3.
Conversion en prairies	
Conversion en zones humides ^b	
Conversion en établissements	
Conversion en autres terres	
ÉNERGIE	
Émissions de CO ₂ imputables à la combustion fixe	Ventiler au niveau de distinction des facteurs d'émissions. Dans la plupart des inventaires, ce sera les principaux types de combustibles. Si les facteurs d'émissions sont déterminés indépendamment pour certaines sous-catégories de source, celles-ci devront être identifiées dans l'analyse.
Émissions sans CO ₂ imputables à la combustion fixe	Évaluer CH ₄ et N ₂ O séparément
Combustion mobile : Véhicules routiers	Évaluer CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O séparément.

TABLEAU 5.4.1 (Suite) SUGGESTION DE CATEGORIES DE SOURCE/PUITS DU GIEC UTCATF ET NON UTCATF ^a	
Combustion mobiles : Navigation	Évaluer CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O séparément.
Combustion mobile : Aviation	Évaluer CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O séparément.
Émissions fugitives imputables à l'extraction et manutention du charbon	S'il s'agit d'une source clé, les mines souterraines seront probablement la sous-catégorie de source la plus significative.
Émissions fugitives imputables au pétrole et au gaz	Cette catégorie de source comprend plusieurs sous-catégories de source qui peuvent être significatives. L'organisme chargé de l'inventaire devra évaluer cette catégorie de source, s'il s'agit d'une catégorie clé, pour déterminer les sous-catégories de source les plus importantes.
PROCÉDÉS INDUSTRIELS	
Émissions de CO ₂ imputables à la production de ciment	
Émissions de CO ₂ imputables à la production de chaux	
Émissions de CO ₂ imputables à la sidérurgie	
Émissions de N ₂ O imputables à la production d'acide adipique et d'acide nitrique	Évaluer l'acide adipique et l'acide nitrique séparément.
Émissions de PFC imputables à la production d'aluminium	
Émissions d'hexafluorure de soufre (SF ₆) imputables à la production de magnésium	
Émissions de SF ₆ imputables au matériel électrique	
Émissions de SF ₆ imputables à d'autres sources de SF ₆	
Émissions de SF ₆ imputables à la production de SF ₆	
Émissions de PFC, HFC, SF ₆ imputables à la fabrication de semi-conducteurs	Évaluer les émissions dues à tous les composés conjointement sur une base pondérée par PRG, étant donné qu'ils sont tous utilisés de la même façon dans le procédé.
Émissions de produits de remplacement des substances qui appauvrissent la couche d'ozone (produits de remplacement des SAO)	Évaluer les émissions dues à tous les HFC et PFC utilisés pour remplacer les SAO, conjointement sur une base pondérée par PRG, étant donné l'importance d'une méthode cohérente pour toutes les sources SAO.
Émissions de HFC-23 résultant de la production de HCFC-22	
AGRICULTURE	
Émissions de CH ₄ imputables à la fermentation entérique du bétail	Si cette catégorie est une catégorie de source clé, les bovins, les buffles et les ovins seront probablement les sous-catégories de source la plus significative.
Émissions de CH ₄ imputables à la gestion du fumier	Si cette catégorie est une catégorie de source clé, les bovins et les porcins seront probablement les sous-catégories de source la plus significative.
Émissions de N ₂ O imputables à la gestion du fumier	
Émissions de CH ₄ et N ₂ O imputables au brûlage de la savane	Évaluer CH ₄ et N ₂ O séparément.
Émissions de CH ₄ et N ₂ O imputables au brûlage des résidus de cultures	Évaluer CH ₄ et N ₂ O séparément.
Émissions directes de N ₂ O imputables aux sols cultivés	
Émissions indirectes de N ₂ O imputables à l'azote utilisé en agriculture	
Émissions de CH ₄ imputables à la riziculture	
DÉCHETS	
Émissions de CH ₄ imputables aux sites d'élimination des déchets solides	
Émissions imputables au traitement des eaux usées	Évaluer CH ₄ et N ₂ O séparément.
Émissions imputables à l'incinération des déchets	Évaluer CO ₂ et N ₂ O séparément.
AUTRES	Si possible, inclure d'autres sources d'émissions de gaz à effet de serre direct qui ne figurent pas ci-dessus.
^a Dans certains cas, les organismes chargés des inventaires peuvent modifier cette liste des catégories de source du GIEC afin de refléter des circonstances nationales particulières.	
^b Les réservoirs peuvent être différenciés dans l'analyse.	

L'analyse peut être effectuée à l'aide d'émissions équivalents CO₂ calculées avec les Potentiels de réchauffement global (PRG) spécifiés dans les *Lignes directrices pour la préparation des communications nationales des Parties visées à l'Annexe I à la Convention, Première partie : Lignes directrices sur la présentation des inventaires annuels (Lignes directrices de la CCNUCC)* et Annexe au Protocole de Kyoto⁶. Chaque gaz à effet de serre pour une catégorie de source ou de puits devra être examiné séparément, sauf s'il existe des raisons méthodologiques spécifiques justifiant le traitement collectif des gaz. Dans le secteur UTCATF, par exemple, on estimera les émissions et absorptions de CO₂, N₂O et CH₄. On devra évaluer séparément la catégorie clé pour chacun de ces gaz, car les méthodes, les facteurs d'émissions et les incertitudes associées sont différents pour chaque gaz.

5.4.2.1 METHODE DE NIVEAU 1 POUR L'IDENTIFICATION DES CATEGORIES DE SOURCES ET PUIITS CLES

La méthode de Niveau 1 pour l'identification des catégories clés évalue les incidences de diverses catégories de sources et de puits sur le *niveau* et, si possible, sur la *tendance* de l'inventaire national d'émissions. Si on dispose d'estimations d'inventaire national pour plusieurs années, les *bonnes pratiques* consistent à évaluer la contribution de chaque catégorie pour le niveau et la tendance de l'inventaire national. Si les données d'inventaire ne portent que sur une seule année, on effectuera une évaluation du niveau.

La méthode de Niveau 1 est facilement applicable par analyse sur tableur. Les Tableaux 5.4.2 et 5.4.3 illustrent le format de l'analyse. L'emploi de tableurs séparés est recommandé pour l'évaluation du Niveau et de la Tendance car les résultats de l'analyse doivent être classés en deux colonnes, et les résultats du classement sont moins faciles à étudier sur un seul tableau. Le format des deux tableaux est semblable à celui décrit au Chapitre 6 de *GPG2000* (GIEC 2000), Quantification des incertitudes en pratique. La Section 5.4.8 illustre la mise en œuvre de la méthode de Niveau 1.

EVALUATION DU NIVEAU

On calcule la contribution de chaque catégorie de source ou de puits au niveau total de l'inventaire national avec l'Équation 5.4.1 :

<p>ÉQUATION 5.4.1 ÉVALUATION DU NIVEAU (NIVEAU 1)</p> <p>Évaluation du Niveau de la catégorie clé = Estimation de la catégorie de source ou de puits / Contribution totale</p> $N_{x,t}^* = E_{x,t}^* / E_t^*$

Où : $N_{x,t}^*$ = l'évaluation du niveau pour la source ou le puits x pour l'année t . L'astérisque (*) indique que les contributions pour toutes les catégories (y compris les catégories UTCATF) sont entrées sous forme de valeurs absolues.

$E_{x,t}^*$ = $|E_{x,t}|$: valeur absolue de l'estimation d'émissions ou d'absorptions de la catégorie de source ou de puits x pour l'année t

E_t^* = $\sum_x |E_{x,t}|$: contribution totale, à savoir la somme des valeurs absolues des émissions et absorptions pour l'année t . L'astérisque (*) indique que les contributions pour toutes les catégories (y compris les catégories UTCATF) sont entrées sous forme de valeurs absolues.

Étant donné que les émissions et absorptions sont entrées avec un signe positif⁷, la Contribution totale peut être plus élevée que les émissions nationales totales moins les émissions.⁸

Le Tableau 5.4.2 présente un tableur utilisable pour l'Évaluation du niveau. Ce tableau doit être utilisé *en plus* de l'évaluation pour les sources non UTCATF, comme décrit dans *GPG2000*, Tableau 7.2 du Chapitre 7, Choix de méthode et recalculs. La Section 5.4.8 présente un exemple d'application de la méthode de Niveau 1.

⁶ En général, la méthodologie peut être aussi appliquée avec d'autres types de pondération, mais le calcul du seuil pour l'analyse de Niveau 1 a été basé sur le principe des PRG et peut être différent avec d'autres types de pondération.

⁷ Les absorptions sont entrées avec des valeurs absolues pour éviter une valeur cumulative $N_{x,t}$ fluctuante, qui pourrait se produire si les absorptions étaient entrées avec des signes négatifs, et pour faciliter l'interprétation directe de l'analyse quantitative.

⁸ Cette équation peut être utilisée dans tous les cas, que l'inventaire national de gaz à effet de serre soit une source nette (le cas le plus fréquent) ou un puits net.

TABLEAU 5.4.2 TABLEUR POUR L'ANALYSE DE NIVEAU 1 – ÉVALUATION DU NIVEAU AVEC LES CATEGORIES UTCATF				
A	B	C	D	E
Catégories de source/puits du GIEC	Gaz à effet de serre direct	Estimation des émissions ou absorptions pour l'année de référence ou pour l'année courante (valeur absolue)	Évaluation du niveau avec UTCATF, à partir de la colonne C	Total cumulatif de la colonne D
Total				

Où : Colonne A : liste des catégories de sources et de puits du GIEC (voir Tableau 5.4.1)

Colonne B : gaz à effet de serre direct

Colonne C : émissions ou absorptions de chaque gaz à effet de serre pour l'année de référence ou pour l'année courante, en unités équivalent CO₂. Les estimations d'absorptions sont entrées sous forme de valeurs absolues (signes positifs)

Colonne D : Évaluation du niveau, avec UTCATF, à partir de la colonne C, avec l'Équation 5.4.1

Colonne E : Total cumulatif de la colonne D

Dans le tableau, les valeurs pour l'Évaluation du niveau sont calculées à la colonne D, à l'aide de l'Équation 5.4.1. On entrera la valeur de l'Évaluation du niveau, avec le secteur UTCATF, à la colonne D pour chaque catégorie. Toutes les entrées dans la colonne D devront être positives en raison de l'entrée de valeurs absolues des puits dans la colonne C pour les estimations d'absorptions. La somme de toutes les entrées dans la colonne D est entrée à la ligne « total » du tableau (on notera que ce total ne représente pas les émissions nettes (ou les absorptions nettes) totales). Au terme des entrées dans la colonne D, les catégories sont classées par ordre décroissant d'importance, et le total cumulatif ajouté à la colonne E. Les catégories clés, avec le secteur UTCATF, sont celles qui, une fois ajoutées par ordre décroissant d'importance, représentent plus de 95 pour cent du total à la colonne D. Les raisons du choix du seuil pour la méthode de Niveau 1 sont expliquées à la Section 5.4.7. Les méthodes sont basées sur *GPG2000* et Rypdal et Flugsrud (2001). Conformément aux *bonnes pratiques*, on examinera soigneusement les catégories identifiées entre les seuils 95 et 97 pour cent en ce qui concerne les critères qualitatifs (voir Section 5.4.3).

L'évaluation du niveau devra être effectuée pour toutes les années pour lesquelles il existe des estimations d'inventaire. Si les estimations d'inventaires antérieurs n'ont pas changé, il est inutile de recalculer l'analyse des années antérieures ; mais si des estimations ont été modifiées ou recalculées, l'analyse pour cette année devra être mise à jour. Toute catégorie qui satisfait au seuil pour une année devra être considérée comme une *catégorie clé*.

EVALUATION DE LA TENDANCE

L'Équation 5.4.2 ci-dessous permet d'évaluer la contribution de la tendance de la catégorie de source ou de puits à la tendance de l'inventaire total si on dispose de données pour plusieurs années d'inventaire.

<p>ÉQUATION 5.4.2⁹ ÉVALUATION DE LA TENDANCE (NIVEAU 1)</p> <p>Évaluation de la tendance de la catégorie de source ou de puits = (Évaluation de la tendance de la catégorie de source ou de puits) • (Évaluation du niveau de la catégorie de source ou de puits – Tendance totale) </p> $T_{x,t}^* = E_{x,t}^* / E_t \bullet [(E_{x,t} - E_{x,0}) / E_{x,t}] - [(E_t - E_0) / E_t]$
--

Où : $T_{x,t}^*$ = évaluation de la tendance, à savoir la contribution de la tendance de la catégorie de source ou de puits à la tendance de l'inventaire général. L'Évaluation de la tendance est toujours entrée sous forme de valeur absolue, c'est-à-dire qu'une valeur négative est toujours entrée comme la valeur positive équivalente. L'astérisque (*) indique que, contrairement à l'Équation 7.2, au Chapitre 7 de *GPG2000*, les sources et les puits UTCATF peuvent être évalués avec cette équation.

$E_{x,t}^*$ = $|E_{x,t}|$ valeur absolue de l'estimation d'émissions ou d'absorptions de la catégorie de source ou de puits x pour l'année t

⁹ Norwegian Pollution Control Authority avec Rypdal et Flugsrud (2001).

$E_{x,t}$ et $E_{x,0}$ = valeurs réelles des estimations de catégorie de source ou de puits x pour les années t et 0 , respectivement

E_t et E_0 = $\sum_x E_{x,t}$ et $\sum_x E_{x,0}$ estimations d'inventaire totales pour les années t et 0 , respectivement. E_t et E_0 diffèrent de E_t^* et E_0^* dans l'Équation 5.4.1 en ceci que les absorptions ne sont *pas* entrées sous forme de valeurs absolues.

La Tendence de la catégorie de source ou de puits est la variation temporelle des émissions de la catégorie de source ou de puits, calculée par soustraction de l'estimation pour l'année de référence (année 0) pour la catégorie de source ou de puits x de l'estimation pour l'année courante (année t) et division par l'estimation pour l'année courante.¹⁰

La Tendence totale est la variation temporelle des émissions (ou absorptions) de l'inventaire total, calculée par soustraction de l'estimation pour l'année de référence (année 0) pour l'inventaire total de l'estimation pour l'année courante (année t) et division par l'estimation pour l'année courante.

Lorsque les émissions de l'année courante pour une catégorie donnée sont égales à zéro, on peut reformuler l'expression pour ne pas avoir zéro au dénominateur (Équation 5.4.3).¹¹

ÉQUATION 5.4.3
ÉVALUATION DE LA TENDANCE AVEC EMISSIONS EGALES A ZERO POUR L'ANNEE COURANTE¹²

$$T_{x,t}^* = | E_{x,0} / E_t |$$

L'Évaluation de la tendance identifiera les catégories de source dont la tendance diffère de celle de l'inventaire général. Sachant que les différences de tendances sont plus significatives pour le niveau de l'inventaire général pour les catégories de sources ou de puits importantes (en termes absolus), on multiplie le résultat des différences des tendances (c'est-à-dire tendance de la catégorie de source moins tendance totale) par $| E_{x,t}^* | / E_t$ pour obtenir une pondération appropriée. Les catégories clés seront celles où la tendance de la catégorie de source diffère significativement de la tendance totale, avec pondération par le niveau d'émissions ou d'absorptions de la catégorie.

Le Tableau 5.4.3 présente un tableur utilisable pour l'Évaluation de la tendance. Ce tableau doit être utilisé *en plus* de l'évaluation pour les sources non UTCATF, comme décrit dans *GPG2000*, Tableau 7.3, Chapitre 7, Choix de méthode et recalculs. La Section 5.4.8 présente un exemple d'application de la méthode de Niveau 1.

A	B	C	D	E	F	G
Catégories de source/puits du GIEC	Gaz à effet de serre direct	Estimation pour l'année de référence	Estimation pour l'année courante	Évaluation de la tendance	Pourcentage de contribution à la tendance	Total cumulatif de la colonne F
Total						

Où : Colonne A : liste des catégories de source du GIEC (voir Tableau 5.4.1)

Colonne B : gaz à effet de serre direct

Colonne C : estimations d'émissions ou d'absorptions pour l'année de référence, obtenues à partir des données d'inventaire national, en unités équivalent CO₂. Les puits sont entrés sous forme de valeurs avec signes (valeurs positives ou négatives).

¹⁰ Bien qu'on étudie souvent les taux de croissance sous forme de $(E_t - E_0) / E_0$, où le taux de croissance est mesuré à partir d'une valeur initiale pour l'année 0, la forme fonctionnelle de l'Equation 7.2 au Chapitre 7 de *GPG2000* a été conçue pour limiter les cas de division par zéro et pour permettre l'analyse de l'importance des catégories de source à très faibles émissions pour l'année de référence (produits de substitution pour les substances qui appauvrissent la couche d'ozone, etc.).

¹¹ Cette équation ne figurait pas dans *GPG2000*, mais, en général, elle peut aussi être appliquée aux catégories non UTCATF car elle est dérivée de l'Equation 5.4.2.

¹² Ce résultat s'applique lorsque $E_{x,t} = 0$ est inséré dans l'Equation 5.4.2.

Colonne D : estimations d'émissions pour l'année courante, obtenues à partir du plus récent inventaire national, en unités équivalent CO₂. Les puits sont entrés sous forme de valeurs avec signes

Colonne E : évaluation de la tendance, obtenue par l'Équation 5.4.2, entrée sous forme de valeur absolue

Colonne F : pourcentage de la contribution au total des évaluations de la colonne E

Colonne G : total cumulatif de la colonne F, calculé après classement des entrées de la colonne F par ordre décroissant d'importance

Les catégories UTCATF identifiées dans cette analyse devront être considérées comme des catégories clés *en plus* de celles identifiées dans l'analyse sans les émissions et absorptions du secteur UTCATF. Si d'autres catégories non UTCATF sont identifiées comme des catégories clés lors de l'inclusion du secteur UTCATF dans l'analyse, elles ne devront pas être considérées initialement comme des catégories clés, mais devront être soigneusement étudiées à l'aide des critères qualitatifs.

Les entrées aux colonnes A, B et C ou D devront être identiques à celles utilisées au Tableau 5.4.2, Tableau pour l'analyse de Niveau 1 – Évaluation du niveau. L'estimation pour l'année de référence à la colonne C est toujours entrée dans le tableau, mais l'estimation pour l'année courante à la colonne D dépendra de l'année de l'analyse. On calculera la valeur absolue de $T_{x,t}$ de la colonne E pour chaque catégorie de source ou de puits, en utilisant l'Équation 5.4.2, ainsi que la somme de toutes les entrées à la ligne « Total » du tableau.¹³ Le pourcentage de contribution de chaque catégorie au total de la colonne E devra être calculé et entré à la colonne F. Les catégories (c'est-à-dire les lignes du tableau) devront être classées par ordre décroissant d'importance, basé sur la colonne F. Le total cumulatif de la colonne F devra être ajouté à la colonne G. Les catégories clés sont celles qui, une fois ajoutées par ordre décroissant d'importance, représentent plus de 95 pour cent de la colonne E. La Section 5.4.8. présente un exemple d'analyse de Niveau 1 pour le niveau et la tendance.

5.4.2.2 METHODE DE NIVEAU 2 POUR L'IDENTIFICATION DES CATEGORIES DE SOURCE ET DE PUICTS CLÉS

La méthode de Niveau 2, plus sophistiquée, permet d'identifier les *catégories de source et de puits clés* à partir des résultats de l'analyse de l'incertitude décrite à la Section 5.2, Identification et quantification des incertitudes, du présent rapport et dans *GPG2000*, Chapitre 6, Quantification des incertitudes en pratique. Cette méthode de Niveau 2 est conforme aux *bonnes pratiques*, mais n'est pas indispensable à celles-ci. Les organismes chargés des inventaires sont invités à utiliser cette méthode si possible, car elle peut permettre de mieux comprendre les raisons qui font que certaines catégories sont des catégories clés et peut faciliter la hiérarchisation des activités en vue d'améliorer la qualité et de réduire l'incertitude générale de l'inventaire. Cependant, on doit être conscient qu'étant donné que la méthode de Niveau 1 est une méthode simplifiée, les méthodes de Niveau 1 et de Niveau 2 peuvent donner des différences au niveau des catégories clés. Dans ce cas, on utilisera les résultats de la méthode de Niveau 2.

En particulier, il est important de savoir qu'une catégorie UTCATF peut inclure des flux importants, et que les émissions et absorptions peuvent s'annuler mutuellement. Une analyse de Niveau 2 peut permettre une évaluation à un niveau encore plus détaillé de sous-estimations, et on devra alors évaluer et modéliser les corrélations selon les besoins. Lorsque l'analyse est basée sur une méthode de Niveau 1, on effectuera l'évaluation à l'aide des critères qualitatifs décrits à la Section 5.4.3.

APPLICATION DES ESTIMATIONS D'INCERTITUDE POUR L'IDENTIFICATION DES CATEGORIES DE SOURCE ET DE PUICTS CLES

L'analyse des *catégories clés* peut être affinée par l'intégration d'estimations de l'incertitude des catégories nationales établies à la Section 5.2. Les estimations d'incertitude basées sur la méthode de Niveau 1 décrite à la Section 5.2 suffisent pour cela, mais il sera préférable d'utiliser, si possible, des estimations basées sur la méthode de Niveau 2. Les incertitudes de la catégorie sont intégrées par pondération des résultats de l'Évaluation du Niveau et de la Tendance de Niveau 1 avec l'incertitude relative de la catégorie. Les équations pour les catégories clés figurent ci-après.

13 Contrairement à l'Évaluation du niveau, où toutes les entrées seront positives, dans l'Évaluation de la tendance, des valeurs négatives se produiront si le pourcentage de diminution des émissions de la catégorie de source est supérieur aux émissions de l'inventaire total, ou si le pourcentage d'augmentation est inférieur aux émissions de l'inventaire total. Dans cette analyse, les valeurs négatives et positives sont jugées équivalentes, et leurs valeurs absolues sont consignées dans le tableau.

ÉVALUATION DU NIVEAU

L'Équation 5.4.4 représente l'Évaluation du Niveau de Niveau 2, avec l'incertitude. Le résultat de cette évaluation ($NI_{x,t}$) est identique au résultat de la quantification des incertitudes en pratique, comme indiqué à la colonne H du Tableau 6.1 du Chapitre 6 de *GPG2000*. Par conséquent, si ce tableau a été rempli, il n'est pas nécessaire de recalculer l'Équation 5.4.4.

ÉQUATION 5.4.4
ÉVALUATION DU NIVEAU (NIVEAU 2)

Évaluation du niveau, avec incertitude = Évaluation du niveau de Niveau 1 • Incertitude relative de la catégorie

$$NI_{x,t} = N_{x,t} \cdot I_{x,t}$$

Où : $NI_{x,t}$ = Évaluation du niveau, avec incertitude
 $N_{x,t}$ = calculé comme pour l'Équation 5.4.1
 $I_{x,t}$ = incertitude relative de la catégorie pour l'année t , calculée comme décrit à la Section 5.2.
 L'incertitude relative aura toujours un signe positif.

Les catégories clés sont celles qui, une fois ajoutées, représentent 90 pour cent de la valeur totale de $NI_{x,t}$. Ce pourcentage est à la base du calcul du seuil utilisé dans l'analyse de Niveau 1 – voir Section 5.4.7 et Rypdal et Flugsrud (2001).

ÉVALUATION DE LA TENDANCE

L'Équation 5.4.5 montre comment développer l'Évaluation de la Tendance de Niveau 2 pour inclure l'incertitude.

ÉQUATION 5.4.5
ÉVALUATION DE LA TENDANCE (NIVEAU 2)

Évaluation de la tendance, avec incertitude = Évaluation de la tendance de Niveau 1 • Incertitude relative de la catégorie

$$TI_{x,t} = T_{x,t} \cdot I_{x,t}$$

Où : $TI_{x,t}$ = Évaluation de la tendance, avec incertitude
 $T_{x,t}$ = Évaluation de la tendance, calculée dans l'Équation 5.4.2
 $I_{x,t}$ = Incertitude relative de la catégorie pour l'année t , calculée comme décrit à la Section 5.2.
 L'incertitude relative aura toujours un signe positif.

Les catégories clés sont celles qui, une fois ajoutées, représentent 90 pour cent de la valeur totale de $TI_{x,t}$. Ce pourcentage est à la base du calcul du seuil utilisé dans l'analyse de Niveau 1 – voir Section 5.4.7 et Rypdal et Flugsrud (2001).

INTÉGRATION DE L'ANALYSE MONTE CARLO

L'analyse Monte Carlo, présentée à la Section 5.2, Identification et quantification des incertitudes, est la méthode de Niveau 2 pour l'évaluation quantitative de l'incertitude. L'analyse de Niveau 1 requiert des hypothèses simplifiées pour calculer l'incertitude des catégories, mais la méthode Monte Carlo est adaptée à des incertitudes élevées et à des fonctions de densité de probabilité complexes, des corrélations et des équations d'estimations simples et complexes. On peut utiliser directement les incertitudes des catégories obtenues par l'analyse Monte Carlo dans les Équations 5.4.4 et 5.4.5, en utilisant la différence la plus importante entre la moyenne et la limite de confiance lorsque les incertitudes sont asymétriques.

L'analyse Monte Carlo ou d'autres outils statistiques sont aussi utiles pour des analyses de la sensibilité de l'inventaire visant à identifier les principaux facteurs de l'incertitude de l'inventaire. L'analyse Monte Carlo ou des analyses similaires peuvent donc être très utiles pour l'analyse des catégories clés. On peut les utiliser, par exemple, pour analyser des catégories de sources plus subdivisées (par la modélisation des corrélations) et des facteurs d'émissions et données d'activités séparément (pour identifier les paramètres clés plutôt que les catégories clés). L'analyse des paramètres clés peut être basée sur les Équations 5.4.4 et 5.4.5 ci-dessus, en compilant les coefficients de corrélation entre entrées et sorties (Morgan et Henrion, 1990) ou avec d'autres techniques appropriées.

5.4.3 Critères qualitatifs

Dans certains cas, les résultats des analyses de Niveau 1 ou de Niveau 2 des catégories clés peuvent ne pas identifier toutes les catégories qui devront avoir priorité dans l'inventaire. *GPG2000* contient une liste de critères qualitatifs, prévus pour les cas spécifiques qui risquent de ne pas être reflétés par l'évaluation quantitative. Ces critères devront être appliqués aux catégories non identifiées dans l'analyse quantitative, et toute catégorie supplémentaire identifiée peut être ajoutée à la liste des catégories clés.

Les critères qualitatifs identifiés au Chapitre 7 de *GPG2000* ont été affinés pour être représentatifs du secteur UTCATF :

- Techniques et technologies d'atténuation : Si les émissions imputables à une catégorie diminuent ou si les absorptions augmentent suite à la mise en œuvre de techniques ou de technologies d'atténuation, conformément aux *bonnes pratiques*, ces catégories seront identifiées en tant que catégories clés.
- Prévion d'une augmentation importante des émissions ou des absorptions : Si l'organisme chargé de l'inventaire prévoit une augmentation importante des émissions ou des absorptions pour une catégorie, il est invité à identifier cette catégorie en tant que catégorie clé. Certaines de ces catégories auront été identifiées par l'Évaluation de la Tendence, ou le seront à l'avenir. Une identification précoce des catégories clés à l'aide de critères qualitatifs est recommandée, en raison de l'importance de la mise en œuvre précoce d'une méthode de niveau supérieur conforme aux bonnes pratiques.
- Incertitude élevée : Si l'organisme chargé de l'inventaire ne tient pas compte explicitement de l'incertitude en utilisant la méthode de Niveau 2 pour identifier les *catégories clés*, il souhaitera peut-être identifier les catégories les plus incertaines en tant que catégories clés, car on peut réduire l'incertitude générale en améliorant les estimations pour les catégories les plus incertaines.
- Émissions ou absorptions anormalement faibles ou élevées : Lorsque les émissions ou absorptions sont bien plus élevées ou bien plus faibles que ce qui serait prévu avec l'utilisation des méthodes des *Lignes directrices du GIEC* ou celles décrites aux Chapitres 3 et 4 du présent rapport (en raison, par exemple, de l'emploi d'un facteur d'émissions national), ces catégories devront être identifiées en tant que catégories clés. On prêtera particulièrement attention aux procédures AQ/CQ (Section 5.5) et à la documentation pour ces catégories.
- Stocks élevés : Lorsqu'un petit flux net résulte de la soustraction d'émissions et d'absorptions élevées, l'incertitude peut être très élevée. Par conséquent, lorsqu'on passe d'une méthode d'estimation de Niveau 1 à des méthodes supérieures, l'ordre de classement des catégories de sources du GIEC peut changer et des catégories qui n'étaient pas significatives peuvent le devenir.
- Déboisement : Dans l'analyse quantitative des catégories clés, le déboisement est examiné dans plusieurs catégories de changements d'affectation des terres (par exemple, les terres converties en prairies sont étudiées séparément des terres converties en terres cultivées). Pour être en accord avec les *Lignes directrices du GIEC*, les pays devront identifier et ajouter les estimations d'émissions associées à la conversion des forêts en une autre catégorie. « Déboisement » devra être considéré comme une catégorie clé si la somme est supérieure à la plus petite catégorie considérée comme une catégorie clé dans l'analyse quantitative. Dans ce cas, les pays peuvent aussi examiner les conversions significatives (représentant plus de 30 pour cent) de l'estimation et les classer en tant que catégories clés.
- Exhaustivité : Les résultats obtenus avec les méthodes de Niveau 1 ou 2 seront incorrects si l'inventaire n'est pas complet. L'analyse peut être effectuée, mais des catégories clés risquent de figurer parmi les catégories non estimées. Dans ce cas, les *bonnes pratiques* consistent à effectuer un examen qualitatif des catégories clés potentielles à l'aide des critères qualitatifs susmentionnés. Les *Lignes directrices du GIEC* (GIEC, 1997), *GPG2000* (GIEC, 2000) et le présent rapport répertorient des catégories de sources et de puits potentielles. L'inventaire d'un pays dont les circonstances nationales sont similaires peut souvent donner de bonnes indications sur les catégories clés potentielles.

Pour chaque catégorie clé identifiée, l'organisme chargé de l'inventaire devra déterminer si certaines sous-catégories sont particulièrement significatives (représentent une proportion importante des émissions ou absorptions). Conformément aux *bonnes pratiques*, on identifiera les sous-catégories qui sont particulièrement importantes et on s'efforcera d'améliorer la méthodologie pour ces sous-catégories.

5.4.4 Identification des catégories clés aux termes des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto

On peut aussi appliquer le principe des catégories clés lors du choix de méthodes d'estimation conformes aux *bonnes pratiques* pour les émissions et absorptions résultant d'activités relevant des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole

de Kyoto à la CCNUCC. On peut identifier les catégories clés pour la notification aux termes du Protocole de Kyoto en suivant les recommandations de la présente section. Le Chapitre 4 contient des recommandations détaillées sur la prise en compte des catégories clés dans le choix méthodologique pour une notification aux termes du Protocole de Kyoto.

Étant donnée l'absence d'informations antérieures sur le calcul de ces estimations aux termes du Protocole de Kyoto, il est recommandé d'utiliser la même base pour l'évaluation des catégories clés relevant des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto que celle utilisée pour l'inventaire CCNUCC. Lorsqu'une catégorie est identifiée en tant que catégorie clé dans l'inventaire CCNUCC, l'activité associée relevant du Protocole de Kyoto devra être considérée comme une catégorie clé pour la notification aux termes du Protocole de Kyoto.¹⁴ L'identification des catégories clés aux termes du Protocole de Kyoto devra aussi inclure des estimations qualitatives car la correspondance entre les catégories CCNUCC et les activités relevant du Protocole de Kyoto n'est pas toujours évidente. Un pays pourra aussi utiliser une méthode quantitative de Niveau 2 pour identifier les catégories clés de ses inventaires, y compris les activités relevant du Protocole de Kyoto. Le plus souvent, les résultats de cette évaluation donneront un nombre de catégories clés UTCATF moins élevé.

Le Tableau 5.4.4 permet d'établir le lien entre les catégories du Chapitre 3 et du Chapitre 4 pour l'identification des catégories clés aux termes des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto.

1	2	3
Catégories du Chapitre 3	Catégories du Chapitre 4	Catégorie clé si l'élément de la colonne 1 a été identifié comme clé dans l'analyse de l'inventaire CCNUCC ^a
TERRES FORESTIÈRES		
Terres forestières restant terres forestières (gérées)	GF, GP, GTC	
Terres converties en terres forestières (gérées)	BR	
TERRES CULTIVÉES		
Terres cultivées restant terres cultivées	GTC, RCV	
Terres converties en terres cultivées	D, RCV, GTC	
PRAIRIES		
Parcours et prairies restant parcours et prairies (gérés)	GM, RCV	
Terres converties en parcours et prairies (gérées)	D, RCV, GP	
ZONES HUMIDES		
Zones humides restant zones humides (gérées)	RCV	
Terres converties en zones humides	D, RCV	
ÉTABLISSEMENTS		
Établissements restant établissements	RCV	
Terres converties en établissements	D, RCV	
AUTRES TERRES ^{a b}		
Autres terres restant autres terres		
Terres converties en autres terres	D	
^a Activités relevant de l'Article 3.4 uniquement lorsqu'elles sont prises en compte ^b En théorie, la restauration du couvert végétal peut se produire dans les deux sous-catégories. GF : gestion des forêts, BR : boisement et reboisement, GTC : gestion des terres cultivées, D : déboisement, RCV : Restauration du couvert végétal GP : gestion des pâturages.		

¹⁴ Ceci s'applique aussi dans le cas de recouvrements partiels avec l'inventaire CCNUCC.

La colonne de gauche contient les catégories du Chapitre 3 qui ont peut-être été utilisées dans l'analyse des catégories clés de l'inventaire CCNUCC¹⁵. Si une des ces catégories a été identifiée comme une catégorie clé, initialement, les activités relevant du Protocole de Kyoto dans la colonne de droite correspondante devront être considérées comme des activités clés. Mais, quelquefois, plusieurs activités relevant du Protocole de Kyoto peuvent potentiellement être des activités clés. Conformément aux *bonnes pratiques*, on devra les étudier qualitativement pour déterminer celles qui sont réellement des activités clés. Par exemple, si des terres converties en parcs et prairies ont été identifiées comme des catégories clés, il pourra y avoir des activités de déboisement, restauration du couvert végétal, gestion des prairies ou changements d'affectation des terres non couvertes par le Protocole de Kyoto. La superficie des terres faisant l'objet d'une restauration du couvert végétal peut être largement inférieure à la superficie de la catégorie du Chapitre 3 dans laquelle l'activité a lieu. Dans ce cas, et si la restauration du couvert végétal est identifiée comme une activité potentiellement clé conformément au Tableau 5.4.4, les pays peuvent évaluer séparément l'importance des émissions et absorptions des gaz à effet de serre dans la restauration du couvert végétal comparé à l'/aux autre(s) catégorie(s). Les *bonnes pratiques* consistent à expliquer et documenter les catégories clés potentielles identifiées comme catégories clés pour la notification aux termes du Protocole de Kyoto.

De plus, conformément aux *bonnes pratiques*, on devra tenir compte des points suivants pour déterminer les catégories clés pour les estimations établies aux termes des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto :

- Comme illustré au Tableau 5.4.4, il peut y avoir plusieurs activités relevant du Protocole de Kyoto dans plusieurs catégories de l'inventaire CCNUCC. Les *bonnes pratiques* consistent alors à examiner les émissions et absorptions totales par cette activité dans le cadre de l'analyse des catégories clés. Dans ce cas, une activité sera considérée clé si les émissions ou absorptions par la somme sont supérieures aux émissions par la plus petite catégorie identifiée comme catégorie clé dans l'inventaire CCNUCC (avec UTCATF).
- Si, lors de l'application de méthodes quantitatives, une catégorie n'est pas identifiée en tant que catégorie clé pour l'année courante, mais devrait augmenter considérablement à l'avenir, elle devra être considérée comme une catégorie clé. Ceci pourrait se produire, par exemple, dans le cas d'un grand programme de boisement qui a créé des petits puits pendant les années initiales, mais qui devrait en créer de beaucoup plus grands par la suite.
- Dans certains cas, les émissions ou absorptions par une activité relevant du Protocole de Kyoto peuvent être supérieures à celles de la catégorie associée dans l'inventaire CCNUCC, auquel cas, l'activité relevant du Protocole de Kyoto devra être identifiée en tant que catégorie clé si ses émissions/absorptions sont supérieures aux émissions de la plus petite catégorie identifiée comme clé dans l'inventaire CCNUCC (avec UTCATF).

Pour chaque catégorie clé, l'organisme chargé de l'inventaire devra déterminer si certaines sous-catégories sont particulièrement significatives (représentent une proportion importante des émissions ou absorptions). Par exemple, si la gestion des terres cultivées est une activité prise en compte et identifiée en tant que catégorie clé, les *bonnes pratiques* consisteront à identifier les sous-catégories particulièrement importantes et à améliorer la méthodologie pour ces sous-catégories. Comme décrit à la Section 5.4.2.2, l'évaluation quantitative de la catégorie clé ne peut être faite qu'à un niveau plus sub-divisé si on peut prendre en compte des corrélations entre les données d'entrée.

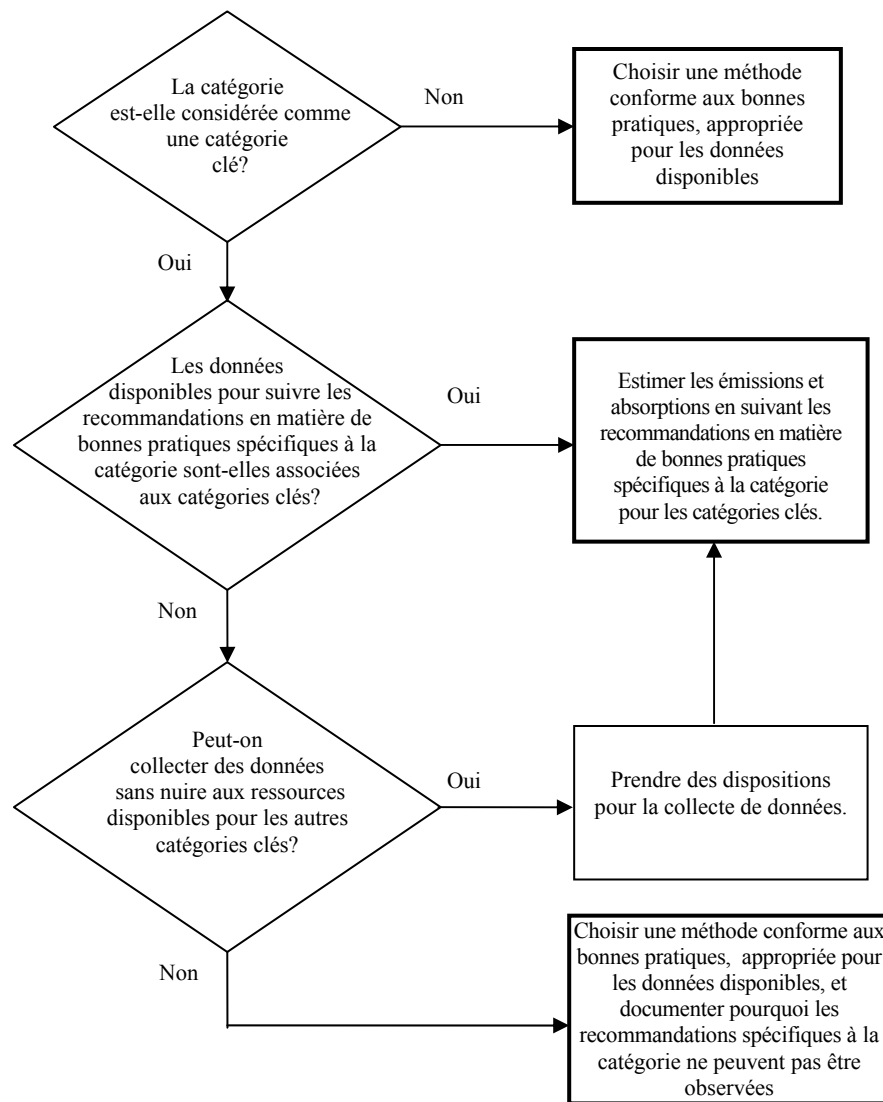
Étant donné l'existence de prescriptions spéciales pour les méthodologies et vérifications pour les estimations pour des projets UTCATF relevant des Articles 6 et 12 du Protocole de Kyoto, les projets n'ont pas été intégrés dans le principe des catégories clés. La Section 4.3 au Chapitre 4 contient des *recommandations en matière de bonnes pratiques* sur le calcul de ces estimations pour les inventaires UTCATF notifiés aux termes du Protocole de Kyoto.

5.4.5 Application des résultats

L'identification des *catégories clés* des inventaires nationaux est importante car les ressources disponibles pour la préparation des inventaires ne sont pas illimitées et leur utilisation devra être hiérarchisée. Il est essentiel de préparer des estimations pour toutes les catégories, pour garantir l'exhaustivité de l'inventaire. Dans la mesure du possible, les *catégories clés* devront faire l'objet d'un examen plus approfondi concernant deux aspects importants de l'inventaire. La Figure 5.4.2 représente un diagramme décisionnel pour le choix d'une méthode conforme aux *bonnes pratiques* ; ce diagramme a été établi à partir de celui de la Figure 7.4 du Chapitre 7 de *GPG2000* et modifié pour qu'il soit applicable au secteur UTCATF.

¹⁵ Si l'analyse était basée sur les catégories de source/puits du GIEC (1996) la transformation sera moins précise. La mise en correspondance est décrite au Chapitre 3, Section 3.1.

Figure 5.4.2 Diagramme décisionnel pour le choix d'une méthode conforme aux *bonnes pratiques*



En premier lieu, on s'attachera plus particulièrement à examiner le choix méthodologique pour les catégories clés. Comme indiqué dans le diagramme décisionnel à la Figure 5.4.2, les organismes chargés des inventaires sont invités à utiliser des méthodes conformes aux *bonnes pratiques* spécifiques à la catégorie pour les catégories clés, sauf s'ils ne disposent pas des ressources nécessaires. Pour un grand nombre de catégories, des méthodes de niveau supérieur (Niveau 2 ou 3) sont suggérées pour les catégories clés, bien que ce ne soit pas toujours le cas. Pour des conseils sur l'application spécifique de ce principe à des *catégories clés* particulières, se reporter aux diagrammes décisionnels au Chapitre 3. Il peut exister des prescriptions spéciales en matière de choix méthodologique pour la notification aux termes des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto. Ces prescriptions sont expliquées au Chapitre 4 du présent rapport.

En second lieu, conformément aux *bonnes pratiques*, les catégories clés devront faire l'objet d'un examen plus approfondi pour ce qui est de l'assurance de la qualité et du contrôle de la qualité (AQ/CQ). Des informations détaillées sur les procédures AQ/CQ pour les catégories UTCATF dans l'inventaire sont présentées à la Section 5.5.

5.4.6 Notification et documentation

Les *bonnes pratiques* consistent à identifier clairement les catégories clés dans l'inventaire. Cette information est essentielle pour documenter et expliquer le choix de la méthode pour chaque catégorie. L'organisme chargé de l'inventaire devra également présenter la liste des critères utilisés pour identifier chaque catégorie clé (niveau, tendance ou critère qualitatif), et la méthode utilisée pour l'analyse quantitative (Niveau 1 ou Niveau 2, etc.). On peut utiliser le Tableau 5.4.5 pour consigner les résultats de l'analyse des catégories clés.

TABLEAU 5.4.5 RECAPITULATIF D'ANALYSE DE CATEGORIE CLE				
Méthode quantitative utilisée pour l'analyse de catégorie clé : Niveau 1 π Niveau 2 π				
A	B	C	D	E
Catégories de source/puits du GIEC	Gaz à effet de serre direct	Identificateur de catégorie clé (Oui ou Non)	Si C est Oui, critère d'identification	Observations

Où : Colonne A : liste des catégories du GIEC – l'entrée devra être la même que pour la colonne A des Tableaux 5.4.2 et 5.4.3

Colonne B : gaz à effet de serre direct – l'entrée devra être la même que pour la colonne B des Tableaux 5.4.2 et 5.4.3

Colonne C : identificateur de catégorie clé – entrer « Oui » si la catégorie est une catégorie clé

Colonne D : critère d'identification de la catégorie clé - pour chaque catégorie de source identifiée à la colonne C, entrer un ou plusieurs des termes suivants : « Niveau » pour Évaluation du Niveau, « Tendence » pour Évaluation de la Tendence, ou « Qualitatif » pour critère qualitatif

Colonne E : observations – entrer toute explication appropriée

5.4.7 Détermination du seuil pour l'analyse de catégorie clé de Niveau 1

Les seuils pour le niveau et la tendance ont été calculés à l'aide de la même méthodologie que celle utilisée dans *GPG2000*, mais avec un ensemble de données plus complet, des séries temporelles plus longues et l'inclusion du secteur UTCATF. La méthode de *GPG2000* pour la détermination du seuil était documentée plus en détail dans Flugsrud *et al.* (1999). Pour le seuil du niveau, la relation entre le pourcentage d'émissions et la somme des Incertitudes de chaque catégorie de source ou de puits a été compilée pour les inventaires de gaz à effet de serre de 30 Parties visées à l'Annexe I à la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC). Comme dans *GPG2000* le seuil a été calculé de façon à couvrir 90 pour cent de la somme des incertitudes de chaque catégorie, car ceci donne en général entre dix et quinze catégories de source clés (Rypdal et Flugsrud 2001). L'analyse est basée sur des données communiquées (en mai 2002) par le Secrétariat de la CCNUCC pour 1990 et 1999. L'ensemble de données utilisé pour calculer le seuil de la tendance est plus réduit, avec seulement seize pays, car moins de pays ont communiqué des données assez détaillées pour ces deux années.

5.4.7.1 HYPOTHESES SUR LES INCERTITUDES

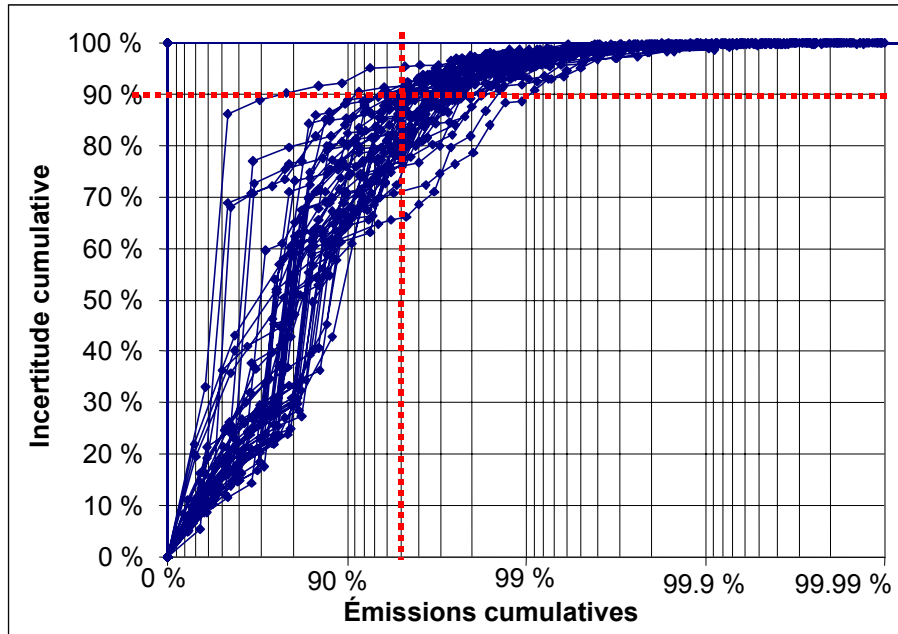
L'analyse est fondée sur l'évaluation des incertitudes au Tableau 5.4.6. L'analyse de la sensibilité indique des résultats fiables en ce qui concerne les hypothèses sur les incertitudes. Pour les sources dans des secteurs non UTCATF, les incertitudes supposées sont les suivantes : CO₂ 5 pour cent, CH₄ 25 pour cent, N₂O 100 pour cent. Les gaz à effet de serre sans CO₂ (N₂O et CH₄) ont été inclus pour le secteur UTCATF dans la mesure où ils ont été notifiés, en supposant des incertitudes comme pour le secteur non UTCATF.

TABLEAU 5.4.6 INCERTITUDES SUPPOSEES POUR DETERMINER UN SEUIL DE CATEGORIE CLE, AVEC UTCATF	
	Incertitudes sur les émissions et absorptions nettes de CO ₂
Variations de la biomasse forestière et ligneuse	± 50 %
Conversion des forêts et des prairies	- 50 à + 100 %
Abandon des terres gérées	- 50 à + 100 %
Émissions et absorptions par les sols	- 50 à + 100 %
Autres UTCATF	- 50 à + 100 %

5.4.7.2 NIVEAU D'ÉMISSIONS

Dans *GPG2000*, la valeur du seuil est de 95 pour cent des émissions totales. Le schéma des estimations d'émissions nécessaires pour prendre en compte 90 pour cent de la somme des incertitudes des catégories dans l'ensemble de données avec le secteur UTCATF est similaire à celui examiné précédemment (voir Figure 5.4.3 ci-dessous).

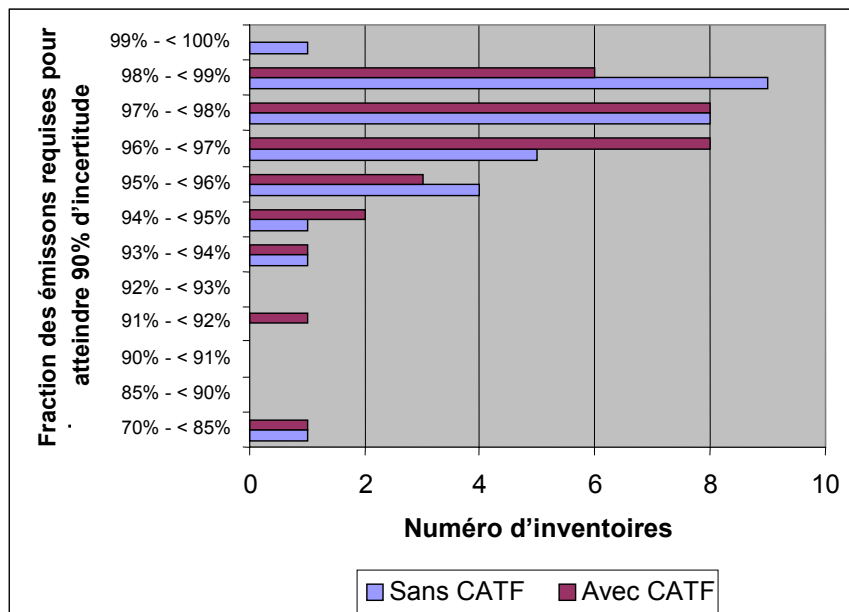
Figure 5.4.3 Graphe de l'incertitude cumulative par rapport aux émissions cumulatives



Remarque : Les lignes en pointillés montrent la division du seuil de 95 pour cent à 90 pour cent de la somme des contributions par les incertitudes.

Source : Données notifiées par les Parties à la CCNUCC et incertitudes supposées.

Figure 5.4.4 Fraction des émissions requises pour atteindre 90 pour cent de la somme de la contribution par les incertitudes dans différents inventaires. Avec et sans UTCATF (avec UTCATF et utilisation des valeurs absolues des émissions).



Source : Données notifiées par les Parties à la CCNUCC et incertitudes supposées

La Figure 5.4.4 montre que lorsque les émissions et absorptions par le secteur UTCATF sont incluses, une plus petite fraction des émissions totales (par valeur absolue) est nécessaire pour prendre en compte 90 pour cent de la somme des incertitudes des catégories de source et de puits. Pour les trente inventaires analysés, la fraction moyenne était 97,1 pour cent sans UTCATF et 96,8 pour cent avec UTCATF. Ceci est dû au fait que certaines émissions ou absorptions par le secteur UTCATF sont importantes et entachées d'une incertitude élevée.

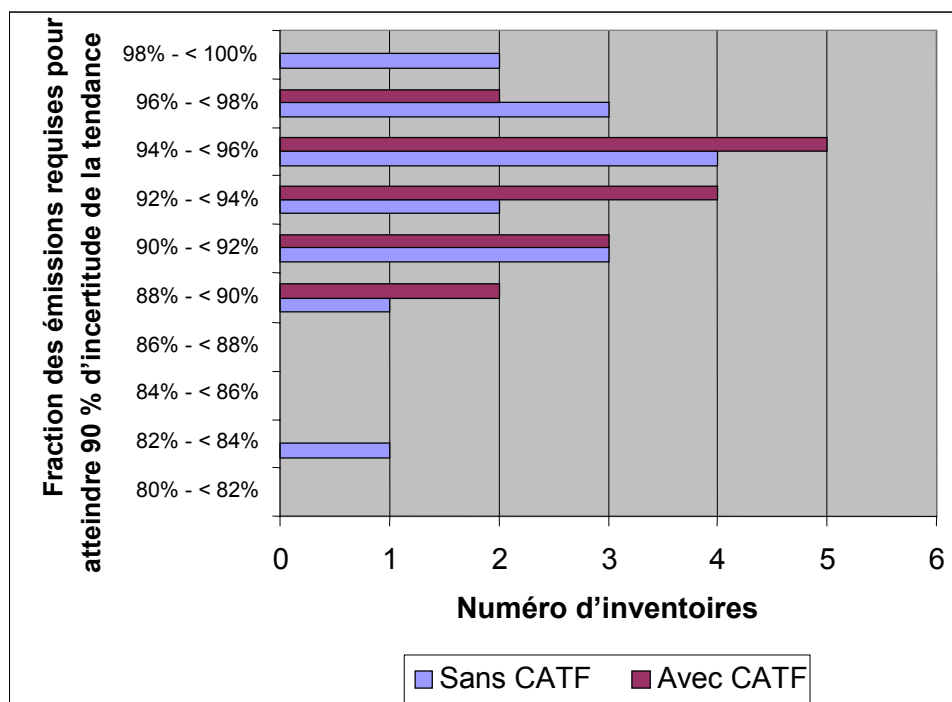
Le seuil devrait être très élevé pour permettre l'identification de toutes les catégories clés de Niveau 2 dans tous les inventaires. Il est important de se souvenir que la méthode de Niveau 2 est la méthode la plus rigoureuse pour déterminer les catégories clés car l'incertitude est prise en compte. Un seuil élevé signifierait que de nombreuses catégories non clés selon le Niveau 2 seraient définies dans la méthode de Niveau 1. Pour cette raison, il a été jugé plus utile d'établir le seuil à 95 pour cent et de recommander aux pays d'appliquer des critères qualitatifs aux catégories entre 95 et 97 pour cent.

En conclusion, le seuil de 95 pour cent établi précédemment est également recommandé pour l'analyse intégrée avec les catégories UTCATF.

5.4.7.3 TENDANCE

Le seuil a été établi pour identifier 90 pour cent de la somme de $T_{x,t}^*$ (Équation 5.4.2) dans les inventaires. La Figure 5.4.5 indique le même schéma pour la tendance que la Figure 5.4.4 pour le niveau. Lorsque les émissions et absorptions par le secteur UTCATF sont incluses, une plus petite fraction de l'évaluation totale (par valeur absolue) est nécessaire pour prendre en compte 90 pour cent de la somme de $T_{x,t}^*$ ¹⁶. Ici aussi, ceci est dû au fait que certaines émissions ou absorptions par le secteur UTCATF sont importantes et entachées d'une incertitude élevée.

Figure 5.4.5 Fraction des émissions requises pour atteindre 90 pour cent de la somme de la contribution par les incertitudes de la tendance dans différents inventaires. Avec et sans UTCATF (avec UTCATF et utilisation des valeurs absolues des émissions).



Source : Données notifiées par les Parties à la CCNUCC et incertitudes supposées

¹⁶ Les données disponibles n'ont pas permis d'inclure les HFC, PFC et SF₆ dans l'analyse. Mais, si possible, ces gaz devront être inclus lors de la mise en œuvre de la méthode.

5.4.8 Exemple d'analyse de catégorie clé de Niveau 1

Cet exemple illustre l'application de la méthode de Niveau 1 basée sur l'inventaire d'un pays visé à l'Annexe I. Il présente l'évaluation du niveau et de la tendance.

A	B			C	D'	E'	D	E
Catégories de source du GIEC (GIEC 1996)	Gaz à effet de serre direct	Estimation pour l'année de référence ou l'année courante – non UTCATF	Estimation pour l'année de référence ou l'année courante – UTCATF	Estimation pour l'année de référence ou l'année courante – Valeur absolue	Évaluation du niveau sans UTCATF, depuis la colonne C	Total cumulatif de la colonne D'	Évaluation du niveau avec UTCATF, depuis la colonne C	Total cumulatif de la colonne D (sources UTCATF supplémentaires)
Somme		535375	-61309	643884 ^b	1		1	
1.AA.3	CO ₂	138822	..	138822	0,259	0,259	0,216	0,216
1.AA.4	CO ₂	102167	..	102167	0,191	0,450	0,159	0,374
5.A	CO ₂	..	-84861	84861	..	0,450	0,132	0,506
1.AA.2	CO ₂	77213	..	77213	0,144	0,594	0,120	0,626
1.AA.1	CO ₂	61389	..	61389	0,115	0,709	0,095	0,721
4.D	N ₂ O	51152	..	51152	0,096	0,805	0,079	0,801
4.A	CH ₄	27942	..	27942	0,052	0,857	0,043	0,844
6.A	CH ₄	16440	..	16440	0,031	0,887	0,026	0,870
5.B	CO ₂	..	12540	12540	..	0,887	0,019	0,889
2.B	N ₂ O	11093	..	11093	0,021	0,908	0,017	0,906
2.A	CO ₂	10371	..	10371	0,019	0,928	0,016	0,923
5.E	N ₂ O	..	5550	5550	..	0,928	0,009	0,931
1.B.2	CO ₂	4006	..	4006	0,007	0,935	0,006	0,937
4.B	CH ₄	3644	..	3644	0,007	0,942	0,006	0,943
2.C	CO ₂	3443	..	3443	0,006	0,948	0,005	0,948
5.D	CO ₂	..	3370	3370	..	0,948	0,005	0,954
1.AA.3	N ₂ O	3174	..	3174	0,006	0,954	0,005	0,959
4.B	N ₂ O	3109	..	3109	0,006	0,960	0,005	0,963
1.AA.4	CH ₄	2817	..	2817	0,005	0,965	0,004	0,968
2.B	CO ₂	2723	..	2723	0,005	0,970	0,004	0,972
1.B.1	CH ₄	2658	..	2658	0,005	0,975	0,004	0,976
6.C	CO ₂	2287	..	2287	0,004	0,980	0,004	0,980
1.B.2	CH ₄	1906	..	1906	0,004	0,983	0,003	0,983
5.E	CH ₄	..	1880	1880	..	0,983	0,003	0,986
1.AA.4	N ₂ O	1456	..	1456	0,003	0,986	0,002	0,988
3.A	CO ₂	823	..	823	0,002	0,987	0,001	0,989
1.AA.2	N ₂ O	796	..	796	0,001	0,989	0,001	0,990
1.AA.1	N ₂ O	683	..	683	0,001	0,990	0,001	0,991
6.B	N ₂ O	665	..	665	0,001	0,991	0,001	0,992
3.D	CO ₂	658	..	658	0,001	0,993	0,001	0,993

TABLEAU 5.4.7 (SUITE)
EXEMPLE D'ÉVALUATION DE NIVEAU POUR UN PAYS VISE A L'ANNEXE I ^a

A	B			C	D'	E'	D	E
Catégories de source du GIEC (GIEC 1996)	Gaz à effet de serre direct	Estimation pour l'année de référence ou l'année courante – non UTCATF	Estimation pour l'année de référence ou l'année courante – UTCATF	Estimation pour l'année de référence ou l'année courante – Valeur absolue	Évaluation du niveau sans UTCATF, depuis la colonne C	Total cumulatif de la colonne D'	Évaluation du niveau avec UTCATF, depuis la colonne C	Total cumulatif de la colonne D (sources UTCATF supplémentaires)
2.D	CO ₂	656	..	656	0,001	0,994	0,001	0,994
3.D	N ₂ O	613	..	613	0,001	0,995	0,001	0,995
4.D	CH ₄	482	..	482	0,001	0,996	0,001	0,996
6.C	N ₂ O	402	..	402	0,001	0,997	0,001	0,997
6.C	CH ₄	368	..	368	0,001	0,997	0,001	0,997
6.D	CH ₄	359	..	359	0,001	0,998	0,001	0,998
1.AA.3	CH ₄	312	..	312	0,001	0,999	0,000	0,998
6.B	CH ₄	282	..	282	0,001	0,999	0,000	0,999
5.B	CH ₄	..	236	236	..	0,999	0,000	0,999
4.C	CH ₄	163	..	163	0,000	0,999	0,000	0,999
3.B	CO ₂	136	..	136	0,000	1,000	0,000	1,000
1.AA.2	CH ₄	81	..	81	0,000	1,000	0,000	1,000
2.B	CH ₄	55	..	55	0,000	1,000	0,000	1,000
5.C	CO ₂	..	-48	48	..	1,000	0,000	1,000
1.AA.1	CH ₄	28	..	28	0,000	1,000	0,000	1,000
5.B	N ₂ O	..	24	24	..	1,000	0,000	1,000
1.B.2	N ₂ O	0	..	0	0,000	1,000	0,000	1,000

^a Les parties grisées du tableau indiquent des valeurs pour une évaluation cumulative qui identifie des catégories clés pour le niveau.

^b Cette somme est différente de la somme des deux colonnes de gauche car les absorptions sont ajoutées en tant que valeurs absolues.

A	B	C	D	E	F	G
Catégories de source du GIEC (GIEC 1996)	Gaz à effet de serre direct	Estimation pour l'année de référence	Estimation pour l'année courante	Évaluation de la tendance	% de contribution à l'évaluation	Total cumulatif de la colonne F
Somme		486002	474066	0,162226	1	
1.AA.3	CO ₂	119156	138822	0,046486	0,28655	0,28655
2.B	N ₂ O	27775	11093	0,03292	0,202928	0,489477
5.A	CO ₂	-75330	-84861	0,023418	0,144352	0,63383
1.AA.4	CO ₂	94375	102167	0,020804	0,128239	0,762069
1.AA.1	CO ₂	65495	61389	0,005139	0,031676	0,793745
2.A	CO ₂	13016	10371	0,004784	0,029492	0,823237
1.AA.2	CO ₂	76919	77213	0,004491	0,027681	0,850918
1.AA.3	N ₂ O	1208	3174	0,004106	0,02531	0,876228
1.B.1	CH ₄	4331	2658	0,003225	0,019882	0,896109
4.A	CH ₄	30058	27942	0,002834	0,017467	0,913576
5.B	CO ₂	11710	12540	0,0023	0,014175	0,927751
6.A	CH ₄	17917	16440	0,002134	0,013152	0,940903
2.C	CO ₂	4550	3443	0,002046	0,012613	0,953516
5.D	CO ₂	4051	3370	0,001197	0,007376	0,960892
4.D	N ₂ O	52898	51152	0,000918	0,005659	0,966551
1.B.2	CH ₄	2199	1906	0,000493	0,003041	0,969592
2.B	CO ₂	3007	2723	0,000433	0,002667	0,972259
6.C	CO ₂	2133	2287	0,000425	0,00262	0,974879
1.B.2	CO ₂	4306	4006	0,000398	0,002456	0,977336
4.B	CH ₄	3537	3644	0,000398	0,002453	0,979789
5.E	N ₂ O	5494	5550	0,000394	0,002428	0,982217
1.AA.4	CH ₄	3043	2817	0,000313	0,001927	0,984143
1.AA.4	N ₂ O	1338	1456	0,00031	0,001913	0,986056
1.AA.1	N ₂ O	561	683	0,000278	0,001714	0,98777
1.AA.3	CH ₄	453	312	0,000267	0,001648	0,989418
6.D	CH ₄	246	359	0,000245	0,001513	0,990931
3.B	CO ₂	252	136	0,000226	0,001394	0,992325
1.AA.2	N ₂ O	731	796	0,00017	0,001049	0,993374
3.A	CO ₂	920	823	0,000153	0,000943	0,994317
6.B	N ₂ O	612	665	0,00014	0,000861	0,995178
5.E	CH ₄	1861	1880	0,000134	0,000824	0,996002
4.B	N ₂ O	3249	3109	0,000124	0,000766	0,996768
6.C	CH ₄	320	368	0,000115	0,000708	0,997477
6.C	N ₂ O	357	402	0,000112	0,000689	0,998166
3.D	N ₂ O	596	613	6,56E-05	0,000404	0,99857

A	B	C	D	E	F	G
Catégories de source du GIEC (GIEC 1996)	Gaz à effet de serre direct	Estimation pour l'année de référence	Estimation pour l'année courante	Évaluation de la tendance	% de contribution à l'évaluation	Total cumulatif de la colonne F
6.B	CH ₄	259	282	5,91E-05	0,000365	0,998935
5.B	CH ₄	221	236	4,27E-05	0,000263	0,999198
1.AA.1	CH ₄	46	28	3,52E-05	0,000217	0,999415
4.D	CH ₄	482	482	2,6E-05	0,00016	0,999575
4.C	CH ₄	180	163	2,57E-05	0,000159	0,999733
2.D	CO ₂	681	656	1,65E-05	0,000101	0,999835
3.D	CO ₂	681	658	1,12E-05	6,92E-05	0,999904
2.B	CH ₄	53	55	6,85E-06	4,22E-05	0,999946
5.B	N ₂ O	22	24	4,42E-06	2,72E-05	0,999974
5.C	CO ₂	-48	-48	2,43E-06	1,5E-05	0,999989
1.AA.2	CH ₄	82	81	7,13E-07	4,39E-06	0,999993
1.B.2	N ₂ O	..	0	5,74E-07	3,54E-06	0,999996
1.B.2	N ₂ O	..	0	5,74E-07	3,54E-06	1

^a Les UTCATF supplémentaires identifiées sont indiquées en gris

5.5 ASSURANCE DE LA QUALITE ET CONTROLE DE LA QUALITÉ

5.5.1 Introduction

Les recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et gestion des incertitudes (*GPG2000*, GIEC, 2000), Chapitre 8, Assurance de la qualité et Contrôle de la qualité, définissent l'assurance de la qualité (AQ) et le contrôle de la qualité (CQ), et présentent des recommandations sur les composants d'un programme AQ/CQ, qui prennent en compte les besoins de transparence et de vérification. Elles examinent également les points pratiques que les organismes chargés des inventaires doivent étudier lors de l'affectation des ressources au programme AQ/CQ pour l'ensemble de l'inventaire, ainsi que la rationalisation de la hiérarchisation des ressources pour le secteur UTCATF. La présente section décrit les procédures à observer pour assurer la qualité des estimations d'un inventaire et de ses données sources, et examine plus particulièrement des points spécifiques au secteur UTCATF. Ces procédures permettent également d'établir des inventaires dont la qualité et l'exhaustivité peuvent être facilement évaluées.

ENCADRE 5.5.1

DEFINITIONS D'ASSURANCE DE LA QUALITE ET CONTROLE DE LA QUALITE

On entend par *Contrôle de la qualité* (CQ) un système d'activités techniques systématiques, destinées à mesurer et contrôler la qualité de l'inventaire pendant son élaboration. Un système CQ a pour objet :

- (i) De fournir des vérifications systématiques et cohérentes pour garantir l'intégrité, l'exactitude et l'exhaustivité ;
- (ii) D'identifier et rectifier les erreurs et omissions ;
- (iii) De documenter et archiver le matériel des inventaires et consigner toutes les activités CQ.

Les activités de Contrôle de la qualité (CQ) incluent des méthodes générales, telles que des contrôles de l'exactitude de l'acquisition des données et des calculs, et l'utilisation de procédures standard approuvées pour les calculs d'émissions, les mesures, l'estimation des incertitudes, l'archivage des informations et la présentation. Les activités CQ de niveau supérieur incluent des examens techniques des données sur les catégories de source, activités et facteurs d'émissions, et des méthodes.

Les activités d'*Assurance de la qualité* (AQ) incluent un système planifié de procédures d'examen mises en œuvre par des personnes n'ayant pas participé directement à la compilation/au développement de l'inventaire. Les examens, effectués de préférence par des tiers indépendants, devront être effectués pour un inventaire terminé, suite à la mise en œuvre de procédures CQ. Les examens vérifient que les objectifs de qualité relatifs aux données ont été atteints, et que l'inventaire représente les meilleures estimations possibles des émissions et des absorptions, dans l'état actuel des connaissances scientifiques et des données disponibles, et sont complémentaires au programme CQ.

Source : GIEC (2000).

L'Encadré 5.5.1 présente les définitions de l'assurance et du contrôle de la qualité utilisées dans *GPG2000*. *GPG2000* identifie également les éléments suivants d'un système AQ/CQ complet :

- Un organisme chargé des inventaires responsable de la coordination des activités AQ/CQ ;
- Un plan AQ/CQ ;
- Des procédures CQ générales (Niveau 1) communes à toutes les catégories de l'inventaire ;
- Des procédures CQ spécifiques à la catégorie de source ou puits (Niveau 2) qui exigent la connaissance des données et des méthodes ;
- Des procédures d'examen AQ ;
- Des procédures de notification, documentation, et archivage.

Les méthodes d'inventaire pour le secteur UTCATF nécessitent des recommandations en matière de bonnes pratiques spécifiques pour AQ/CQ pour tous ces éléments, à l'exception du premier. De plus, des questions de vérification et des questions liées au Protocole de Kyoto peuvent influencer sur les bonnes pratiques en matière de AQ/CQ. Ces deux points sont examinés aux Sections 5.7 et 5.5.7, respectivement.

Plusieurs questions importantes, qui ne sont pas nécessairement uniques, doivent être examinées lors de l'estimation des émissions et absorptions dans le secteur UTCATF. La principale différence entre le secteur CATF et d'autres secteurs des *Lignes directrices du GIEC* (GIEC, 1997) (énergie, agriculture, etc.) est le fait que

le secteur CATF est axé sur le calcul des émissions ou absorptions nettes¹⁷. Le système AQ/CQ doit reconnaître la spécificité du secteur UTCATF, à savoir que le CO₂ peut être à la fois absorbé par l'atmosphère et émis dans l'atmosphère. Cependant, en matière d'assurance et de contrôle de la qualité d'un inventaire UTCATF, des points plus importants concernent la complexité des données nécessaires aux calculs d'estimations exactes des émissions et absorptions dans ce secteur. En général, les quatre caractéristiques majeures des méthodes d'inventaire UTCATF décrites ci-dessous ont des effets sur le système AQ/CQ.

- **Représentativité des données d'entrée :** Les activités UTCATF concernent des zones géographiques étendues. En raison de la taille de ces superficies, et de la nature complexe des processus biologiques en jeu, il n'est pas pratique d'utiliser uniquement des mesures directes des émissions et absorptions de gaz à effet de serre pour établir les inventaires nationaux. On utilise donc des données obtenues par échantillonnage avec mesures et relevés de terrain. De plus, l'échantillonnage complet sera probablement effectué périodiquement (tous les quatre ans, par exemple) plutôt que sur une base annuelle. Des données télédéteectées, à couverture plus étendue, pourront aussi compléter l'échantillonnage.
- **Importance des données historiques :** Les émissions et absorptions de gaz à effet de serre dans le secteur UTCATF peuvent être associées à des utilisations des terres antérieures, qui continuent à influencer sur les émissions et absorptions de CO₂ pour l'année courante (l'année d'inventaire), et qui s'ajoutent aux effets des activités d'utilisation des terres et foresterie courantes. Des données historiques sont donc nécessaires pour évaluer les émissions actuelles, ce qui explique l'utilisation pour le secteur UTCATF d'ensembles de données sur des échelles historiques plus longues que pour les autres catégories de sources (entre vingt et cent ans, par exemple). Un grand nombre de pays disposent déjà de données sur la foresterie et d'autres utilisations des terres collectées depuis longtemps, qui peuvent constituer des sources de données détaillées et complètes, mais pas nécessairement exactes¹⁸. La cohérence des séries temporelles est un aspect important d'un système AQ/CQ et est analysée plus en détail à la Section 5.6.
- **Interactions complexes et variabilité des processus biologiques :** En raison des interactions complexes et de la variabilité inhérente des processus biologiques associés aux forêts, sols et autres éléments UTCATF, on peut être amené à utiliser des modèles plus sophistiqués¹⁹ que ceux utilisés pour les estimations d'émissions pour la plupart des autres catégories de sources. Les données, hypothèses, et autres caractéristiques du modèle ne sont pas toujours transparentes. La documentation des caractéristiques et des hypothèses du modèle doit être un élément important des procédures AQ/CQ, avec vérification des données produites par le modèle, identification des domaines à améliorer, vérification des algorithmes, et documentation des résultats de ces vérifications.
- **Variabilité de l'étendue et de la nature des données :** Les émissions et absorptions de gaz à effet de serre peuvent être de petits flux nets résultant de flux bruts importants ou des différences entre des stocks importants, telles que des variations lentes de stocks importants de carbone organique des sols. Par ailleurs, différents types d'activités entraîneront différents types de variations. Ainsi, la gestion des forêts sera probablement à l'origine de variations mineures et dispersées par surface unitaire sur des grandes superficies, mais un déboisement à grande échelle entraînera des émissions nettes relativement importantes et immédiates. En conséquence, les procédures AQ/CQ devront évaluer si les méthodes choisies pour l'estimation des gaz à effet de serre sont appropriées dans chaque cas, depuis des mesures directes jusqu'à des modèles sophistiqués²⁰.

5.5.2 Plan AQ/CQ

Comme indiqué dans *GPG2000*, les *bonnes pratiques* recommandent d'établir un plan AQ/CQ, qui est un élément fondamental d'un système AQ/CQ. En général, le plan présentera brièvement les activités AQ/CQ à mettre en œuvre, et inclura un cadre de travail programmé reflétant l'élaboration de l'inventaire, de sa phase initiale jusqu'à la présentation finale pour une année quelconque. Il devra contenir une brève description des processus et un programme d'examen de toutes les catégories de sources et de puits.

¹⁷ Cependant, on notera que la soustraction de composants majeurs lors du calcul d'une catégorie de source d'émissions, n'est pas propre au secteur UTCATF. Par exemple, l'estimation complète des stocks de carbone des combustibles fossiles non énergétiques requiert une analyse complexe du traitement et de l'utilisation des combustibles fossiles afin de soustraire la quantité de carbone dans ces combustibles qui n'est ni brûlée ni oxydée. Ces ajustements des calculs de la combustion des combustibles fossiles peuvent être relativement importants par rapport à l'inventaire des émissions totales d'un pays.

¹⁸ Bien entendu, ces données auront été collectées à d'autres fins que l'estimation des émissions et absorptions de gaz à effet de serre.

¹⁹ Les modèles numériques ou à base de processus interpolent des données d'activités pour les années intermédiaires entre les échantillons, extrapolent des données échantillons à partir de mesures du volume de bois d'œuvre ou autres mesures de carbone de la biomasse totale, et essaient de refléter d'autres complexités et subtilités de la relation entre les changements des utilisations et terres et foresterie et les émissions et absorptions de CO₂ et autres gaz.

²⁰ La question du choix méthodologique est analysée en détail au niveau des sous-catégories au Chapitre 3 du présent rapport.

Pour les catégories de sources et de puits du secteur UTCATF, le plan devra décrire les procédures CQ spécifiques qui ont été ou seront mises en œuvre en plus des vérifications AQ spéciales. Ces procédures devront être formulées afin de prendre en compte les quatre caractéristiques décrites à la Section 5.5.1, la représentation des superficies terrestres décrite au Chapitre 2, Base d'une représentation cohérente des superficies terrestres, les méthodologies du secteur UTCATF décrites au Chapitre 3, Recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur CATEF, et, s'il y a lieu, les méthodes de comptabilisation des émissions et absorptions aux termes des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto décrites au Chapitre 4, Méthodes supplémentaires et recommandations en matière de bonnes pratiques résultant du Protocole de Kyoto.

5.5.3 Procédures CQ générales (Niveau 1)

Les *bonnes pratiques* consisteront à effectuer les vérifications CQ générales décrites dans *GPG2000*, Chapitre 8, Assurance de la qualité et Contrôle de la qualité – Procédures CQ générales de Niveau 1 pour les inventaires. Ces techniques générales sont axées sur les procédures de traitement, manipulation, documentation, archivage et notification communes à toutes les catégories de source et de puits d'inventaires. Le Tableau 5.5.1 contient les vérifications CQ générales de Niveau 1, provenant du Tableau 8.1 de *GPG2000*. Ces vérifications ont été révisées pour pouvoir être appliquées aux puits. Même si des estimations pour le secteur UTCATF ont été établies par d'autres organismes, l'organisme chargé de l'inventaire doit vérifier la mise en œuvre des procédures CQ de Niveau 1 et la documentation des conclusions et des procédures.

TABLEAU 5.5.1 PROCÉDURES CQ GÉNÉRALES DE NIVEAU 1 POUR LES INVENTAIRES	
Activité CQ	Procédures
Vérifier que les hypothèses et critères pour la sélection des données d'activités, facteurs d'émissions et autres paramètres sont documentés.	<ul style="list-style-type: none"> • Comparer les descriptions des données d'activités, facteurs d'émissions et autres paramètres d'estimations à l'information sur les catégories de source et de puits et s'assurer qu'elles sont consignées et archivées correctement.
Vérifier l'absence d'erreur de transcription dans les entrées de données et les références.	<ul style="list-style-type: none"> • Confirmer que les références bibliographiques sont citées correctement dans la documentation interne. • Vérifier par recoupement un échantillon de données d'entrée pour chaque catégorie de source (mesures ou paramètres utilisés pour les calculs) afin de rechercher des erreurs de transcription.
Vérifier que les émissions et absorptions sont calculées correctement	<ul style="list-style-type: none"> • Reproduire un échantillon représentatif des calculs d'émissions ou d'absorptions. • Simuler sélectivement des calculs d'un modèle complexe à l'aide de calculs abrégés pour évaluer l'exactitude relative.
Vérifier que les paramètres et les unités d'émissions sont consignés correctement et que les facteurs de conversion appropriés sont utilisés.	<ul style="list-style-type: none"> • Vérifier que les unités sont étiquetées correctement dans les Feuilles de calculs. • Vérifier que les unités sont utilisées correctement du début à la fin des calculs. • Vérifier que les facteurs de conversion sont corrects. • Vérifier que les facteurs d'ajustement temporel et spatial sont utilisés correctement.
Vérifier l'intégrité des fichiers de la base de données	<ul style="list-style-type: none"> • Confirmer que les phases de traitement des données appropriées sont représentées correctement dans la base de données. • Confirmer que les relations entre les données sont représentées correctement dans la base de données. • Vérifier que les champs de données sont étiquetés correctement et indiquent les spécifications de conception correctes. • Vérifier que la documentation appropriée de la base de données et la structure et le fonctionnement du modèle sont archivés.
Vérifier la cohérence des données entre les catégories	<ul style="list-style-type: none"> • Identifier les paramètres (données sur les activités, constantes, etc.) communs à plusieurs catégories de source et de puits, et confirmer la cohérence des valeurs utilisées pour ces paramètres dans les calculs d'émissions.
Vérifier que le mouvement des données d'inventaires entre les phases de traitement est correct.	<ul style="list-style-type: none"> • Vérifier que les données sur les émissions et absorptions sont agrégées correctement, des niveaux de notification inférieurs vers des niveaux supérieurs, lors de la préparation des récapitulatifs. • Vérifier que les données sur les émissions et absorptions sont transcrites correctement entre divers produits intermédiaires.

TABLEAU 5.5.1 (SUITE) PROCÉDURES CQ GÉNÉRALES DE NIVEAU 1 POUR LES INVENTAIRES	
Vérifier que les incertitudes des émissions et absorptions sont estimées ou calculées correctement.	<ul style="list-style-type: none"> • Vérifier que les qualifications des personnes apportant une opinion d'experts sur l'incertitude des estimations sont appropriées. • Vérifier que les qualifications, hypothèses et opinions d'experts sont consignées. Vérifier que les incertitudes calculées sont complètes et calculées correctement. • Au besoin, dupliquer les calculs d'erreurs ou un petit échantillon des distributions de probabilité utilisés par l'analyse Monte Carlo.
Effectuer un examen de la documentation interne.	<ul style="list-style-type: none"> • Vérifier qu'il existe une documentation interne détaillée à la base des estimations et permettant la duplication des estimations d'émissions et d'absorptions et d'incertitudes. • Vérifier que les données d'inventaire, données justificatives et dossiers sont archivés et stockés pour faciliter un examen détaillé. • Vérifier l'intégrité de tout système d'archivage de données par des organisations externes participant à la préparation de l'inventaire.
Vérifier la cohérence des séries temporelles.	<ul style="list-style-type: none"> • Vérifier la cohérence temporelle des données d'entrée des séries temporelles pour chaque catégorie de source et de puits. • Vérifier la cohérence des algorithmes/méthodes utilisés pour le calcul pour la totalité des séries temporelles. • Vérifier la méthode de recalculs.
Effectuer des vérifications de l'exhaustivité.	<ul style="list-style-type: none"> • Confirmer que les estimations sont présentées pour toutes les catégories de source et de puits et pour toutes les années, depuis l'année de référence appropriée jusqu'à la période de l'inventaire courant. • Vérifier que les lacunes connues en matière de données, à l'origine d'estimations d'émissions incomplètes, sont documentées
Comparer les estimations à des estimations antérieures	<ul style="list-style-type: none"> • Pour chaque catégorie, comparer les estimations de l'inventaire courant à celles des inventaires antérieurs. En cas de variations importantes ou de variations par rapport à des tendances prévues, vérifier de nouveau les estimations et expliquer toute différence.

5.5.4 Procédures CQ spécifiques à la catégorie de source ou de puits (Niveau 2)

Conformément aux *bonnes pratiques*, on complétera les vérifications CQ de Niveau 1 relatives au traitement, à la manipulation et à la notification des données par des procédures CQ de Niveau 2 spécifiques à la catégorie de source ou de puits pour les catégories clés (contrôles de la qualité supplémentaires décrits dans *GPG2000*, Section 8.7, Procédures CQ spécifiques à la catégorie de source, Niveau 2). Les procédures de Niveau 2 devront être appliquées au cas par cas, en particulier si les estimations d'émissions et d'absorptions ont été effectuées avec des méthodes de niveau supérieur. Les procédures CQ de Niveau 2 sont destinées à des types de données spécifiques et exigent que l'on connaisse la catégorie de source ou de puits, les types de données disponibles, et les paramètres associés aux émissions ou absorptions.

Dans certains cas, en raison de la quantité et de la complexité des données pour les estimations d'émissions et d'absorptions par le secteur UTCATF, la mise en œuvre des contrôles et vérifications CQ de Niveau 2 peut s'avérer difficile. Il est donc encore plus important de vérifier la qualité des données par des vérifications de Niveau 2, en collaboration avec les institutions responsables de la collecte et de l'analyse des données UTCATF. Ces institutions peuvent être aussi nombreuses que diverses, en raison de la répartition des responsabilités de la gestion des terres dans chaque pays. Dans le cadre des vérifications, une étroite collaboration avec ces institutions est nécessaire pour bien comprendre leurs procédures AQ/CQ.

Des vérifications spécifiques à la catégorie de source ou de puits sont décrites au Chapitre 3 du présent rapport. Le contrôle de la qualité de Niveau 2 pour le secteur UTCATF devra être axé sur les vérifications suivantes :

- L'organisme chargé de l'inventaire devra vérifier que les superficies terrestres sont classées correctement et qu'il n'y a ni omission ni double comptage des terres (voir Section 2.3.2 du Chapitre 2 et Tableau 2.3.1) Cette classification des superficies devra être en accord avec le Chapitre 2, Base d'une représentation cohérente des superficies terrestres. Il est particulièrement important de vérifier la cohérence et l'absence de double comptage entre le secteur Agriculture et le secteur UTCATF.
- L'organisme chargé de l'inventaire devra examiner l'exhaustivité des catégories de source et de puits dans le secteur UTCATF, en étudiant les catégories d'utilisation des terres et les sous-catégories, comme décrit au Chapitre 3 (voir Tableau 3.1.1 et Tableau 3.1.2 à la Section 3.1.1). Ceci est particulièrement important en raison des relations complexes entre plusieurs catégories UTCATF (régénération du couvert végétal des

terres abandonnées, et variations des stocks de biomasse ligneuse, etc.) et entre les catégories UTCATF et d'autres catégories de source (biomasse défrichée et combustion de la biomasse, par exemple). Cette classification devra être en accord avec le Chapitre 3, Recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur CATF. L'organisme chargé de l'inventaire devra aussi évaluer si les estimations pour certaines catégories couvrent toutes les superficies géographiques pertinentes (territoires, etc.), les sous-catégories de source ou de puits, les bassins ou les activités.

- L'organisme chargé de l'inventaire devra vérifier périodiquement la cohérence des données d'activités des séries temporelles, en raison du nombre de données historiques requises pour l'estimation d'émissions annuelles. Les données d'activités et autres données utilisées devront représenter une superficie terrestre cohérente pour le pays et avoir été collectées par des méthodes qui ne risquent pas d'introduire de biais temporel. Les discontinuités dans les séries temporelles des émissions ou autres données à la base des estimations d'émissions ou d'absorptions devront être expliquées. On devra comparer et évaluer la tendance et l'importance des estimations d'émissions/d'absorptions pour des catégories individuelles de source ou de puits UTCATF et leurs sous-catégories pour s'assurer qu'elles sont raisonnables et déterminer les causes des variations, en tenant compte des effets potentiels de la variabilité climatique sur les échelles temporelles (à l'échelle des décennies, par exemple).
- Etant donnée l'importance relative des données d'échantillonnage pour le calcul des estimations, l'organisme chargé de l'inventaire devra examiner les protocoles d'échantillonnage et d'extrapolation utilisés, identifier les vérifications des protocoles effectuées, ainsi que les procédures AQ/CQ internes mises en œuvre, et prendre en compte d'autres facteurs pertinents. Voir également Section 5.3, Echantillonnage, dans le présent rapport. Des informations supplémentaires sur les examens des données secondaires figurent à la Section 8.7.2.1, Données sur les activités au niveau national, du Chapitre 8 de *GPG2000*.
- En raison de l'application courante de la télédétection et des données télédéteçtées pour l'établissement d'inventaires UTCATF, l'organisme chargé de l'inventaire devra documenter les données et les outils utilisés (type d'imagerie et de traitement) au niveau de détail requis pour chaque cas.
- Les modèles peuvent être indispensables pour l'élaboration d'un inventaire national. Ils permettent d'obtenir des estimations régionales ou nationales lorsque les connaissances scientifiques ou les informations disponibles sont limitées à des lieux ou des circonstances spécifiques. Ils constituent un outil d'extrapolation/d'interpolation entre des données connues et des données recherchées, et, on doit donc veiller à ne pas supposer simplement que le modèle fournit des données exactes pour l'inventaire. Si les procédures AQ/CQ associées aux modèles ne sont pas appropriées ou ne sont pas transparentes, on devra vérifier le modèle et les données, notamment à propos des points suivants :
 - (i) Caractère approprié des hypothèses, extrapolations, interpolations, modèles, modifications basées sur le calibrage, caractéristiques des données et leur applicabilité pour les méthodes d'inventaire de gaz à effet de serre et les circonstances nationales ;
 - (ii) Documentation du modèle, y compris descriptions, hypothèses, raisons, preuves scientifiques et références sous-jacentes aux choix méthodologique et aux paramètres utilisés pour les processus d'utilisation des terres du modèle ;
 - (iii) Types de procédures AQ/CQ mises en œuvre par les créateurs du modèle et fournisseurs de données, et vérification de leurs procédures de contrôle de la qualité ;
 - (iv) Existence de plans pour l'évaluation périodique et la mise à jour ou le remplacement d'hypothèses par de nouvelles mesures plus appropriées. Les hypothèses clés peuvent être identifiées à l'aide d'analyses de la sensibilité.

5.5.5 Examen des procédures AQ

Les bonnes pratiques relatives aux procédures AQ recommandent un examen objectif pour évaluer la qualité de l'inventaire et identifier des domaines susceptibles d'être améliorés. L'inventaire peut être examiné dans sa totalité ou partiellement. L'utilisation des procédures AQ est complémentaire au contrôle de la qualité de Niveau 1 et de Niveau 2. La mise en œuvre de l'assurance de la qualité doit faire participer des examinateurs objectifs de l'inventaire. Les *bonnes pratiques* consistent à faire appel à des experts AQ qui n'ont pas participé à la préparation de l'inventaire ; de préférence, des experts indépendants rattachés à d'autres organisations ou un ou plusieurs experts nationaux ou internationaux qui ne se seront pas étroitement associés à la compilation des inventaires nationaux. En l'absence de tiers experts externes à l'organisme chargé de l'inventaire, des membres du personnel d'un autre service de l'organisme n'ayant pas participé à la compilation de la partie de l'inventaire à vérifier peuvent effectuer les vérifications AQ.

Conformément aux *bonnes pratiques*, l'organisme chargé de l'inventaire fera effectuer une vérification de base par des tiers experts (AQ de Niveau 1) avant la soumission de l'inventaire afin d'identifier les problèmes potentiels et, si possible, d'apporter des rectifications. Il appliquera également cette vérification à toutes les catégories de source et de puits de l'inventaire. Mais ceci ne sera pas toujours pratique en raison d'impératifs

temporels ou financiers. Les catégories clés devront être prioritaires, ainsi que les catégories pour lesquelles les méthodes et les données ont fait l'objet de changements importants. L'organisme chargé de l'inventaire pourra demander à des tiers experts d'effectuer des examens plus approfondis ou des audits ou les deux, à titre de procédures AQ supplémentaires, en fonction des ressources disponibles.

L'organisme chargé de l'inventaire devra aussi envisager la mise en œuvre des techniques et procédures pour le secteur UTCATF décrites à la Section 5.7, Vérification, du présent rapport, sous réserve de la disponibilité des données pour ces techniques et des ressources disponibles. Cette mise en œuvre devra donner priorité aux catégories de sources et puits clés. La comparaison des estimations d'émissions ou d'absorptions ou autres données pertinentes pour le secteur UTCATF avec des données externes au processus d'inventaire peut contribuer à vérifier la fiabilité des composants individuels. La vérification de l'inventaire peut être particulièrement utile pour le secteur UTCATF en raison des incertitudes potentiellement élevées associées aux estimations. Des examens par des tiers experts et des examens CQ de Niveau 2 représentent des phases initiales importantes de la vérification. L'Encadré 5.5.2 décrit d'autres analyses sur la mise en œuvre d'un examen par des tiers experts pour le secteur UTCATF.

ENCADRE 5.5.2

EXAMEN PAR DES TIERS EXPERTS

On entend par examen par des tiers experts un examen des calculs ou hypothèses par des experts spécialisés dans des domaines techniques pertinents. Cette procédure comprend en général l'examen de la documentation associée aux méthodes et aux résultats, mais n'inclut pas normalement une certification rigoureuse des données ou des références qui pourrait être celle d'un audit. Le but de cet examen est de vérifier que les résultats, hypothèses et méthodes de l'inventaire sont raisonnables, de l'avis de spécialistes dans le domaine spécifique. Les processus d'examen par des tiers experts dans le secteur UTCATF peuvent faire intervenir des experts techniques ou des chercheurs. Pour les pays dotés de mécanismes officiels d'évaluation des intervenants et d'examens publics, ces examens peuvent compléter, mais non pas remplacer les examens par des tiers experts.

Dans le secteur UTCATF, l'examen par des tiers experts peut-être plus difficile, et plus important, en raison de la complexité des modèles. Les *bonnes pratiques* devront donc :

- Identifier si les principaux modèles utilisés pour les analyses ont fait l'objet d'examens par des tiers experts ; dans la négative, l'organisme chargé de l'inventaire devra mettre en œuvre un examen par des tiers experts pour les modèles séparément, ou dans le cadre du processus d'examen de l'inventaire par des tiers experts.
- Déterminer si la documentation des modèles, données d'entrée et autres hypothèses etc., est complète et suffisante pour permettre l'examen par des tiers experts.

Ces examens n'utilisent pas d'outils ou de mécanismes types, et leur emploi devra être envisagé au cas par cas. S'il existe un niveau d'incertitude élevé pour une estimation d'émissions ou d'absorptions pour une catégorie, l'examen par des tiers experts peut fournir des informations qui permettront d'améliorer l'estimation, et au minimum, de mieux quantifier l'incertitude. Des examens efficaces par des tiers experts nécessitent souvent l'identification et la participation d'organisations ou institutions indépendantes clés, y compris des organismes de recherches. Dans le secteur UTCATF, par exemple, la participation des chercheurs et d'organisations de recherches est souvent nécessaire lors de l'application des techniques et procédures de vérification (voir Section 5.7), en particulier pour les modèles plus complexes. Les *bonnes pratiques* consistent à obtenir l'expertise pertinente pour le développement et l'examen des méthodes, l'acquisition des données et les modèles.

5.5.6 Documentation, archivage et notification

Les *bonnes pratiques* consistent à documenter et archiver toutes les informations requises pour établir les estimations d'inventaire national comme indiqué dans *GPG2000* (Chapitre 8, Assurance de la qualité et Contrôle de la qualité, Section 8.10.1, Documentation interne et archivage), y compris les résultats des activités de vérification et modification des entrées de données et des méthodes par rapport aux années antérieures. À des fins de transparence, la documentation devra être suffisante pour permettre l'évaluation des estimations d'émissions pour les catégories clés. Les procédures de documentation et d'archivage dans le secteur UTCATF devront être axées sur les points suivants :

- En raison de l'utilisation probable de données d'échantillonnage, et de l'absence probable de données annuelles pour des paramètres de superficies, stocks et estimations, la documentation de la cohérence des données des séries temporelles et des méthodes d'interpolation pour les échantillons et les années est particulièrement importante.

- Etant donné l'importance d'une classification claire de l'utilisation des terres pour chaque année d'inventaire et d'un suivi temporel exact et vérifiable des catégories, les catégories d'utilisation des terres devront être documentées.
- En raison de la complexité des données et des modèles UTCATF, l'existence d'une documentation complète permettra une mise en œuvre efficace de vérifications CQ internes et d'analyses et examens AQ externes :
 - (i) Les raisons du choix des modèles et leur conformité avec les *recommandations en matière de bonnes pratiques* présentées au Chapitre 3 devront être analysées, documentées et archivées ;
 - (ii) Les archives devront inclure une documentation préparée par les créateurs du modèle sur les hypothèses et calculs du modèle, y compris les sources de données, codes source (si possible) et autres informations (analyses de la sensibilité, par exemple) ;
 - (iii) La documentation devra inclure des données sur les procédures AQ/CQ associées aux modèles, aussi bien les procédures existantes ou la documentation disponible fournie par les développeurs, que les dispositions prises pour améliorer et affiner ces procédures.

5.5.7 Questions relevant des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto

Les *bonnes pratiques* consistent à mettre en œuvre les procédures CQ de Niveau 1 et 2 décrites à la Section 5.5.3 et 5.5.4 pour les estimations notifiées aux termes des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto²¹. La majorité des prescriptions AQ/CQ pour les estimations UTCATF établies aux termes du Protocole de Kyoto seront semblables à celles d'autres estimations d'inventaire, mais on devra ajouter des vérifications supplémentaires conformément au Chapitre 4. Un récapitulatif de ces vérifications CQ de Niveau 2 figure ci-dessous :

- Identification de l'emplacement géographique des limites de la zone qui inclut la terre faisant l'objet des activités relevant des Articles 3.3 et 3.4 (si celles-ci sont prises en compte). Pour la notification de l'affectation d'activités spécifiques aux catégories de terres pertinentes, on doit veiller particulièrement au suivi des conversions des terres, lorsque des activités différentes se succèdent pendant ou entre des périodes d'engagements aux termes du Protocole de Kyoto. Il est aussi important de tenir compte des prescriptions spéciales pour le choix méthodologique, comme expliqué au Chapitre 4.
- Vérification de la disponibilité des données pour l'estimation de la comptabilisation net net pour certaines activités relevant de l'Article 3.4 du Protocole de Kyoto. Il est important de documenter les estimations pour l'année de référence et la période d'engagement, et en particulier de documenter toute approximation utilisée pour l'estimation des données pour l'année de référence.
- Les données historiques doivent faire l'objet de vérifications CQ aussi rigoureuses que les données de l'année courante.
- Vérification de l'analyse effectuée pour démontrer qu'un bassin non notifié n'est pas une source.

²¹ La présente section traite uniquement des activités spécifiées aux Articles 3.3 et 3.4 relevant du Protocole de Kyoto de la Conférence cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC). Elle ne traite pas des projets (relevant de l'Article 6 ou 12 du Protocole de Kyoto).

5.6 COHERENCE DES SERIES TEMPORELLES ET RECALCULS

5.6.1 Introduction

Les inventaires des gaz à effet de serre pour les catégories du secteur UTCATF sont basés sur un grand nombre de données, hypothèses et modèles associés avec cohérence et transparence. Les tendances représentent un aspect particulièrement intéressant des inventaires ; il est donc extrêmement important de veiller à pouvoir comparer les estimations totales pour les années étudiées. Les *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (GPG2000, GIEC, 2000)* soulignent l'utilité d'utiliser la même méthodologie et des sources de données cohérentes pour toutes les données des années d'inventaire. Si cela n'est pas possible, la cohérence des séries temporelles peut être évaluée approximativement par les techniques décrites dans la présente section. Des recalculs signifient que les estimations antérieures ont été modifiées suite à des changements ou des affinements méthodologiques.

Les recalculs pour les inventaires du secteur UTCATF devraient être particulièrement importants pour deux raisons. D'une part, le développement de méthodes d'inventaire et d'outils d'interpolation/d'extrapolation (modèles) pour ce secteur évolue en permanence et des changements méthodologiques sont prévus dans de nombreux pays en raison de la complexité des processus en jeu. Ces changements pourront être le résultat de modifications des niveaux méthodologiques ou des méthodes nationales. D'autre part, les recalculs sont importants car certaines données d'entrée d'inventaires pour les catégories UTCATF ne sont pas toujours collectées annuellement. Des données d'inventaire forestier, par exemple, peuvent être collectées tous les cinq ou dix ans, et on devra extrapoler et interpoler des données peu fréquentes pour établir une série temporelle annuelle.

La présente section examine des points généraux relatifs à la cohérence des séries temporelles et aux recalculs pour le secteur UTCATF. La Section 5.6.2 examine les effets des changements et des affinements méthodologiques (données ou modèles) et les techniques de recalculs associées qui contribueront à la cohérence temporelle de l'inventaire. La Section 5.6.3 examine la question de la préparation d'inventaires annuels avec des données collectées sur une autre base temporelle (tous les cinq ans, par exemple). Des points spécifiques au Protocole de Kyoto sont examinés à la Section 5.6.4.

5.6.2 Cohérence des séries temporelles et changements méthodologiques

Conformément aux *bonnes pratiques*, l'amélioration des méthodes d'inventaires et la disponibilité de données plus pertinentes devront être accompagnées de l'utilisation de ces nouvelles informations si elles améliorent la fiabilité et exactitude de l'inventaire²². Lors de la modification des méthodes ou des données d'entrée, on doit veiller à ce que les changements de l'inventaire dans le temps reflètent des changements réels des émissions ou absorptions et non pas simplement des améliorations méthodologiques. Si, par exemple, un pays a utilisé une méthode de Niveau 1 pour une année et utilise une méthode de niveau supérieur l'année suivante, toute variation des émissions/absorptions entre les deux années reflétera aussi bien les deux méthodes que des variations réelles. Dans le cas de l'utilisation de méthodes différentes pour deux périodes, les séries temporelles risquent de *ne pas être cohérentes* pour ces deux périodes. La méthode type pour maintenir la cohérence consiste à *recalculer* les estimations avec, si possible, la même méthode pour toutes les années d'inventaire. L'objet de ces recalculs est d'assurer que la totalité de la série temporelle reflète les nouvelles données et/ou méthodes. Si les nouvelles données ou méthodes ne peuvent pas être utilisées pour la totalité de la série temporelle, d'autres solutions devront être envisagées.

La Section 7.3, Recalculs, de *GPG2000*, décrit des méthodes pour les recalculs et la cohérence des séries temporelles et contient une description générale des *recommandations en matière de bonnes pratiques* dans ce domaine, à laquelle il convient de se référer. L'analyse de *GPG2000* n'est pas spécifique à un secteur particulier et peut être appliquée directement au secteur UTCATF. Cependant, étant donné l'affinement permanent des données et des méthodes dans ce secteur, on prévoit que les recalculs seront particulièrement importants dans ce secteur. Conformément à *GPG2000*, les *bonnes pratiques* consisteront à *recalculer* des estimations d'inventaires antérieurs lorsque :

- *Des erreurs ont été identifiées dans les données d'inventaire, modèles ou méthodes antérieurs qui influent sur le niveau ou la tendance de l'inventaire.* Si les erreurs sont corrigées dans les inventaires ultérieurs, mais si les inventaires antérieurs ne sont pas corrigés par recalculs, les notifications d'inventaires seront incorrectes ;

²² De nouvelles méthodes ou de nouvelles données qui n'ont pas été utilisées car on a jugé qu'elles n'amélioreraient pas les estimations d'inventaires finales, peuvent se révéler utiles pour l'analyse de l'incertitude, l'AQ/CQ et la vérification.

- *Les données disponibles ont changé.* La disponibilité des données est un élément critique pour la méthode appropriée, et par conséquent, des changements des données disponibles peuvent entraîner des changements ou des affinements méthodologiques. La disponibilité des données devrait s'améliorer avec l'expérience et l'affectation de ressources supplémentaires à la préparation des inventaires de gaz à effet de serre²³. Cependant, en règle générale, les organismes chargés des inventaires devront choisir des méthodes et collecter des données en accord avec les catégories de source/puits clés identifiées, comme indiqué à la Section 5.4.5.
- *La méthode utilisée précédemment n'est pas en accord avec les recommandations en matière de bonnes pratiques pour cette catégorie de source/puits* comme décrit aux Chapitres 2, 3 ou 4.
- *Une catégorie de source/puits est devenue une catégorie clé.* Une catégorie de source ou de puits peut ne pas être considérée comme une catégorie clé pendant l'année de référence, selon les critères utilisés, mais peut le devenir ultérieurement. Par exemple, un pays peut mettre en œuvre des programmes de boisement susceptibles d'augmenter considérablement la superficie des terres boisées, ou avoir des conversions de terres forestières dans des développements urbains susceptibles d'augmenter considérablement le déboisement. Si les organismes chargés des inventaires prévoient ce type de changements importants et des changements résultant de méthodologies supérieures pour une catégorie, ils pourront choisir d'examiner ce problème avant que la catégorie devienne une catégorie clé.
- *La méthode utilisée précédemment ne permet pas de refléter les mesures d'atténuation avec transparence.* Au fur et à mesure de l'introduction de techniques et technologies d'atténuation des émissions, l'organisme chargé de l'inventaire devra utiliser des méthodes qui reflètent les réductions des émissions ou des absorptions avec transparence. Si les méthodes utilisées précédemment ne sont pas assez transparentes, conformément aux *bonnes pratiques*, elles devront être changées ou affinées.
- *La capacité en matière de préparation d'inventaire a été renforcée :* Avec le temps, il peut y avoir augmentation de la capacité de préparation des inventaires au plan des ressources humaines ou financières, ou des deux. Dans ce cas, conformément aux *bonnes pratiques*, l'organisme chargé de l'inventaire changera ou affinera les méthodes afin d'obtenir des estimations plus exactes, plus complètes ou plus transparentes, en particulier pour *les catégories clés*.
- *De nouvelles méthodes sont disponibles.* De nouvelles méthodes seront peut-être développées à l'avenir pour exploiter les nouvelles technologies ou les nouvelles connaissances scientifiques. La télédétection, par exemple, et la modélisation spécifique au site pourraient permettre d'obtenir des estimations d'émissions dues au défrichage plus exactes que celles calculées par simple agrégation des facteurs d'émissions/données d'activités. L'organisme chargé de l'inventaire devra s'assurer que ses méthodes sont en accord avec les *Lignes directrices du GIEC* et avec le présent rapport.

Une fois que la nécessité des recalculs a été établie, on peut envisager diverses méthodes pour remédier aux risques de manque de cohérence pour les séries temporelles. Normalement, le choix méthodologique dépend des données dont on dispose pour effectuer les recalculs. *GPG2000* analyse plusieurs méthodes, présentées au Tableau 5.6.1. Fondamentalement, les méthodes décrites dans *GPG2000* sont entièrement applicables au secteur UTCATF.

On ne peut pas donner la liste de toutes les questions susceptibles de résulter des recalculs, ou donner des recommandations détaillées sur la technique de recalculs appropriée dans tous les cas. Chaque cas doit être examiné individuellement et la méthode de recalculs choisie doit concilier les coûts de mise en œuvre et les effets généraux sur la cohérence des séries temporelles.

Des changements méthodologiques peuvent se produire sur plusieurs années d'élaboration d'inventaires. Dans des cas simples (passage d'un niveau à un autre, par exemple), l'échantillonnage ou l'expérimentation peut fournir des facteurs d'émissions spécifiques au pays, et les *bonnes pratiques* consistent alors à recalculer les séries temporelles en intégrant ces nouveaux facteurs d'émissions, avec les données d'activités disponibles. Certains cas peuvent être plus complexes, comme indiqué ci-dessous :

- Les instruments pour la collecte des données d'activités peuvent évoluer avec le temps et on ne peut pas utiliser le nouvel instrument rétroactivement. On peut, par exemple, estimer des activités de défrichage à l'aide d'images satellite, mais les satellites utilisés à cette fin évoluent ou se dégradent avec le temps. Dans ce cas, la méthode par superposition est plus appropriée.
- Certaines sources de données peuvent ne pas être disponibles annuellement en raison de contraintes budgétaires. Dans ce cas, l'interpolation entre les années ou l'extrapolation pour les années postérieures à la dernière année pour laquelle on dispose de données peut être appropriée.
- En général, les émissions et absorptions par le secteur UTCATF dépendent de l'utilisation des terres antérieure. Les données historiques doivent donc couvrir une longue période (vingt à cent ans), et leur qualité varie souvent dans le temps. Des techniques de superposition, interpolation ou extrapolation peuvent être nécessaires dans ce cas.

²³ Dans certains cas, les collectes de données peuvent être réduites, ce qui peut aussi entraîner un changement ou affinement méthodologique.

- Le calcul des facteurs d'émissions exigera en général la combinaison de l'échantillonnage et de la modélisation. La cohérence des séries temporelles doit s'appliquer également à la modélisation. Les modèles peuvent être considérés comme un outil de transformation des données d'entrée pour produire des résultats. En général, lorsqu'on modifie des données d'entrée ou des relations mathématiques dans un modèle, on doit recalculer toute la série temporelle d'estimations (voir Tableau 5.6.1). Si cela n'est pas possible en raison de l'absence de données, on peut appliquer des variations de la méthode par superposition.

Méthode	Applicabilité	Observations
Recalculs complets	Les données requises sont disponibles pour toutes les périodes.	<ul style="list-style-type: none"> Bonnes pratiques, si possible.
Interpolation	Les données nécessaires aux recalculs avec la nouvelle méthode sont disponibles pour des années intermittentes pour la série temporelle.	<ul style="list-style-type: none"> Les estimations d'émissions peuvent être interpolées linéairement pour les périodes pour lesquelles la nouvelle méthode ne peut pas être appliquée.
Extrapolation de la tendance	Les données nécessaires à la nouvelle méthode ne sont pas collectées annuellement et ne sont pas disponibles au début ou à la fin de la série temporelle.	<ul style="list-style-type: none"> Plus fiable si la tendance dans le temps est constante. Ne doit pas être utilisée si la tendance change (auquel cas la méthode de substitution peut être plus appropriée). Ne doit pas être utilisée pour de longues périodes.
Superposition	Les données nécessaires à l'application de la méthode antérieure et de la nouvelle méthode doivent être disponibles au moins pour une année.	<ul style="list-style-type: none"> Plus fiable lorsque la superposition entre deux ou plusieurs ensembles d'estimations d'émissions annuelles peut être évaluée. Si la relation observée à l'aide des deux méthodes n'est pas cohérente, les recalculs devront être basés sur deux ou plusieurs estimations d'émissions annuelles.
Substitution	Les facteurs d'émissions ou les données d'activités utilisés dans la nouvelle méthode sont étroitement corrélés à d'autres données indicatives mieux connues et plus facilement disponibles.	<ul style="list-style-type: none"> Des ensembles de données indicatives (individuels ou combinés) devront être testés pour déterminer ceux dont la corrélation est la plus élevée. Ne doit pas être utilisée pour de longues périodes.

5.6.3 Recalculs et données périodiques

Il est rare que les inventaires de ressources nationales ou environnementales, tels que les inventaires forestiers nationaux, couvrent l'ensemble du pays sur une base annuelle. Ils sont effectués en général tous les cinq ou dix ans, ou région par région, et par conséquent, les estimations au niveau national ne peuvent être obtenues directement qu'après établissement de tous les inventaires régionaux.

En raison de l'absence de données annuelles, les estimations doivent être mises à jour chaque fois que de nouvelles données deviennent disponibles, avec recalculs pour les années entre les données. Un autre problème est celui de la préparation d'inventaires pour les années entre les dernières données et les prochaines données disponibles. Dans ce cas, de nouvelles estimations seront extrapolées à partir des données disponibles, puis recalculées lorsque de nouvelles données seront disponibles.

Le choix méthodologique pour assurer la cohérence des séries temporelles dépendra des données disponibles. Dans le cas de données de substitution (à savoir, d'autres ensembles de données pouvant être utilisées à la place des données manquantes), celles-ci peuvent permettre d'extrapoler la tendance des données périodiques, puis d'interpoler ces mêmes données après collecte des nouvelles données. En l'absence de données de substitution ou d'autres informations, l'extrapolation, suivie d'une interpolation recalculée des estimations lorsque de nouvelles données sont disponibles, est la seule méthode possible. Par conséquent, conformément aux *bonnes pratiques*, on s'efforcera d'obtenir des données de substitution pour guider l'extrapolation et l'interpolation si les données de base pour les estimations d'inventaire ne sont pas disponibles annuellement. Deux exemples de méthodes pratiques sont décrits dans les Encadrés 5.6.1 et 5.6.2.

ENCADRE 5.6.1

EXEMPLE DE CAS D'INVENTAIRE FORESTIER NATIONAL EFFECTUE TOUTS LES 5 ANS

Examinons le cas d'un inventaire forestier national effectué tous les cinq ans. Les estimations de plusieurs types de données requises (croissance des arbres, par exemple) ne seront donc obtenues qu'à certains intervalles temporels. Si on suppose qu'en moyenne la croissance est raisonnablement stable entre les années, les estimations d'inventaire pour les années postérieures aux dernières données disponibles devront être faites par extrapolation des estimations antérieures (tendance de la croissance des arbres). A la Figure 5.6.1, une estimation de la biomasse pour 2003 pour une parcelle a été obtenue de cette façon, bien que les dernières mesures datent de 2000. La tendance entre 1995 et 2000 est simplement extrapolée linéairement. En pratique, on peut utiliser une échelle logarithmique pour intégrer le comportement exponentiel, mais ceci n'est pas le cas dans cet exemple. On peut également améliorer l'extrapolation à l'aide de données de substitution ou d'une modélisation plus sophistiquée qui prend en compte les paramètres qui influent sur le paramètre que l'on veut extrapoler.

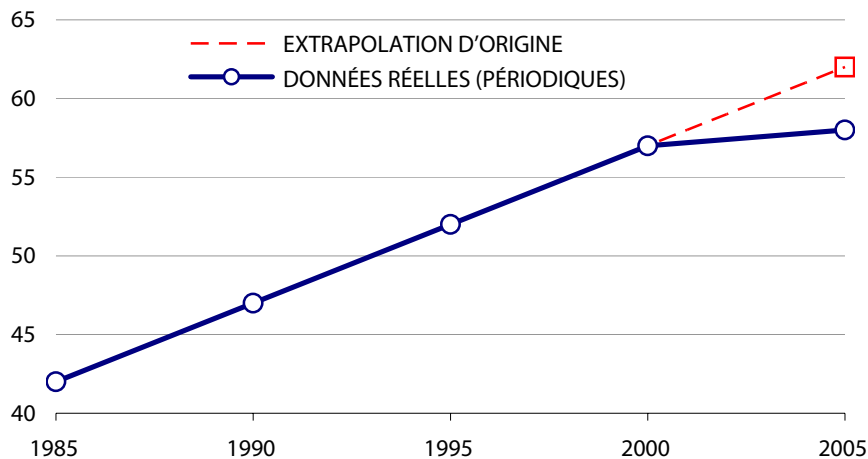
ENCADRE 5.6.1 (SUITE)

EXEMPLE DE CAS D'INVENTAIRE FORESTIER NATIONAL EFFECTUE TOUS LES CINQ ANS

Après collecte des nouvelles données pour 2005 (Figure 5.6.1), les estimations pour les années intermédiaires (2001-2004) doivent être recalculées à l'aide d'une méthode appropriée (associant interpolation et méthode de substitution, par exemple). Dans cet exemple, les estimations pour toutes ces années intermédiaires (2001-2004) seront recalculées, étant donné que l'estimation pour 2005 s'est avérée être inférieure à la tendance extrapolée.

FIGURE 5.6.1

ESTIMATION RECALCULEE POUR 2003 BASEE SUR L'EXTRAPOLATION LINEAIRE



ENCADRE 5.6.2

EXEMPLE DE MODELISATION DES EMISSIONS D'UN SITE DANS LE TEMPS

Examinons la modélisation des émissions d'un site dans le temps. Ceci peut être utile pour une méthode spécifique au pays si l'inventaire a été basé sur le suivi d'un site échantillon ou d'une population complète de sites.

En général, il n'est pas économique d'effectuer des visites annuelles de tous les sites pour évaluer les changements d'affectation des terres. On peut par contre utiliser la télédétection pour mesurer des changements tels que le défrichage, et le fait que cette technique offre une couverture plus étendue compense la précision inférieure des données qu'elle fournit. En raison des coûts d'acquisition et de traitement des données télédétections, l'acquisition annuelle de données télédétections peut ne pas être possible ou économique. On peut cependant les obtenir périodiquement et interpoler les périodes intermédiaires.

Dans le cas d'identification d'une activité de défrichage à l'aide de relevés périodiques ou par télédétection, on doit affecter des émissions à une ou plusieurs années antérieures à l'activité. En l'absence de données de substitution ou d'informations supplémentaires indiquant l'année ou les années pendant laquelle l'activité a eu lieu, les *bonnes pratiques* consistent à attribuer des émissions dues au défrichage par incréments égaux pour chaque année. Par exemple, si la télédétection indique qu'un site particulier a été boisé en 1997, mais était défriché en 2000, le défrichage a pu avoir lieu en 1998, 1999 ou 2000.

L'existence de données de substitution peut changer la méthode d'analyse. Pour des estimations pour la période antérieure à la disponibilité de nouvelles données satellite (pour les inventaires d'origine 1999 et 2000), on doit extrapoler à partir des années antérieures, avec, peut-être, consultation d'archives administratives. Conformément aux *bonnes pratiques*, l'extrapolation doit être la plus fiable possible, dans les limites des données et des ressources disponibles, tout en sachant que les estimations seront révisées ultérieurement lorsqu'on disposera de données plus détaillées.

En tant qu'extension de l'analyse de l'incertitude pour cette catégorie, l'activité de défrichage pourrait être aléatoire pour une des trois années (c'est-à-dire attribuée à chaque année avec une probabilité de 1/3). De même, une analyse Monte Carlo pourrait attribuer de façon répétée l'activité de défrichage à une année aléatoire, puis calculer l'incertitude des émissions et absorptions pour le secteur. Ceci inclurait l'incertitude supplémentaire relative au moment exact du défrichage dans l'estimation. Si des archives administratives permettent de connaître les taux de défrichage approximatifs, ceux-ci peuvent permettre d'ajuster les probabilités de l'interpolation. Si on estime, par exemple, que le taux de défrichage en 1998 est le double du taux en 1999 et 2000, on peut estimer la probabilité pour l'exemple ci-dessus qui serait de 1/2 pour que le défrichage ait eu lieu en 1998 et 1/4 qu'il ait eu lieu en 1999 ou 2000.

5.6.4 Questions liées aux Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto

En général, les *bonnes pratiques* relatives à la cohérence des séries temporelles et aux recalculs des estimations du secteur UTCATF conformes à la notification d'informations supplémentaires aux termes du Protocole de Kyoto, seront similaires à celles des autres estimations d'inventaire, à l'exception de certains points spécifiques aux Articles 3.3 et 3.4 dont il faudra tenir compte :

- Nécessité d'une estimation annuelle des limites géographiques de la superficie qui inclut la terre faisant l'objet de l'activité. Pendant la période d'engagement aux termes du Protocole de Kyoto, l'estimation de ces superficies devra être mise à jour si de nouvelles terres sont incluses dans la catégorie relevant des Articles 3.3 et 3.4. On devra donc veiller à assurer une représentation cohérente de ces superficies pour la période remontant jusqu'à 1990 ou au début de toute activité relevant des Articles 3.3 et 3.4, ainsi qu'un suivi approprié des conversions entre les catégories pour ces terres. Conformément aux *bonnes pratiques*, on utilisera les méthodes décrites à la Section 5.6.
- Nécessité de recalculs en raison de nouvelles données mises à jour ou de données non annuelles (voir Chapitre 4 pour une description plus détaillée des procédures à suivre avec des données non annuelles).

5.6.5 Notification et documentation

Dans tous les cas, les calculs effectués pour assurer la cohérence des séries temporelles devront être soigneusement documentés en raison des processus complexes et de la grandeur des échelles temporelles et géographiques du secteur UTCATF. Les *recommandations en matière de bonnes pratiques* présentées dans *GPG2000* sur la documentation de la cohérence des séries temporelles sont également applicables à ce secteur. *GPG2000* précise qu'une documentation claire des recalculs est indispensable pour obtenir des estimations d'émissions transparentes, et pour démontrer que ces recalculs améliorent l'exactitude et l'exhaustivité. Il est recommandé de fournir les informations suivantes avec les recalculs :

- Effet des recalculs sur le niveau et la tendance des estimations (présentation d'estimations établies par la méthode antérieure et par la nouvelle méthode).
- Raison des recalculs (voir Section 7.2.1, Méthodes quantitatives pour l'identification des catégories de source clés de *GPG2000*, pour une analyse plus approfondie à ce propos).
- Description de la méthode changée ou affinée, des modèles, hypothèses, valeurs de facteurs et/ou méthode.
- Justification du changement ou de l'affinement méthodologique pour l'amélioration de l'exactitude, de la transparence, ou de l'exhaustivité.
- Méthode de recalcul des estimations antérieures.
- Raison du choix méthodologique, avec comparaison des résultats obtenus avec la méthode choisie et d'autres méthodes, y compris, si possible, un graphe simple des émissions par rapport au temps, ou des données pertinentes sur les activités, ou des deux.

5.7 VERIFICATION

5.7.1 Introduction

La vérification des inventaires nationaux des gaz à effet de serre a pour but d'établir leur fiabilité et de vérifier l'exactitude des estimations chiffrées de façon indépendante. Elle peut être effectuée à plusieurs niveaux : niveau des projets, niveau national et niveau international.

La vérification vise à :

- Fournir des données d'entrée susceptibles d'améliorer les inventaires ;
- Renforcer la fiabilité des émissions et des tendances ;
- Contribuer à améliorer la compréhension scientifique.

On peut atteindre ces objectifs par des vérifications d'inventaires internes ou externes. En général, la vérification interne est confiée aux organismes chargés des inventaires, et la vérification externe à d'autres entités (organismes gouvernementaux, entreprises privées, groupes de recherches, chercheurs indépendants, organisations non gouvernementales, etc.).

Le Glossaire des *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (GPG2000, GIEC 2000)* définit la vérification comme indiqué dans l'Encadré 5.7.1 (voir aussi le Glossaire) :

ENCADRE 5.7.1
DEFINITION DE LA VERIFICATION POUR L'INVENTAIRE

On entend par vérification l'ensemble des activités et procédures qui peuvent être mises en œuvre pendant la planification et l'élaboration, ou au terme de la l'élaboration d'un inventaire et qui peuvent contribuer à établir sa fiabilité pour les applications prévues de l'inventaire.

En général, la vérification, telle qu'elle est analysée dans l'Appendice 2, Vérification, de *GPG2000* est pertinente pour le secteur UTCATF. Elle peut être effectuée de plusieurs façons, notamment par comparaison des estimations de l'inventaire avec des évaluations, des procédures et des ensembles de données indépendants ; examens par des tiers experts, ou examens publics, et mesures directes des émissions et absorptions de gaz à effet de serre. Les méthodes de vérification peuvent aussi inclure l'analyse d'éléments spécifiques de l'inventaire, tels que des données sous-jacentes (collecte, transcription, et analyse des données), facteurs d'émissions, données d'activités, hypothèses et règles utilisés pour les calculs (pertinence et application des méthodes, y compris des modèles), et procédures de mise à l'échelle. Quelles que soient les techniques de vérification choisies ou les aspects de l'inventaire vérifiés, conformément aux *bonnes pratiques*, la vérification devra être effectuée avec des données et des méthodes indépendantes de celles ayant servi à la préparation de l'inventaire.

Dans une certaine mesure, des méthodes de vérification spécifiques sont nécessaires pour le secteur UTCATF en raison de la spécificité des méthodes d'estimation. Idéalement, la vérification des activités UTCATF devrait être basée sur la comptabilisation complète des émissions et absorptions nationales, mesurée par des méthodes indépendantes à plusieurs niveaux, et peut-être complétée par des méthodes descendantes basées sur des mesures atmosphériques. Ce type de vérification sera complexe et coûteux et pourra être mis en œuvre par des groupes et/ou des programmes de recherches. Plus probablement, les organismes chargés des inventaires appliqueront des méthodes de vérification plus limitées ou intégreront la vérification dans des études déjà en cours. Les méthodes de vérification externe décrites dans la présente section peuvent aider les organismes chargés des inventaires à évaluer leurs résultats.

La présente section décrit plusieurs méthodes de vérification et contient des recommandations pratiques sur leur application pour la totalité ou une partie de l'inventaire. La Section 5.7.2 décrit des méthodes permettant de vérifier les estimations d'inventaires et/ou les données sous-jacentes à ces estimations. La Section 5.7.3 contient des recommandations pratiques pour la vérification des inventaires UTCATF. La Section 5.7.4 examine des questions de vérification spécifiques au Protocole de Kyoto²⁴ et la Section 5.7.5 examine des questions de notification et de documentation. L'assurance de la qualité et le contrôle de la qualité (AQ/CQ), qui sont étroitement liés à la vérification, sont examinés à la Section 5.5. Enfin, certains points concernant des méthodes de vérification sont analysés à la Section 5.7.6.

²⁴ La vérifiabilité est une prescription aux termes de l'Article 3.3 du Protocole de Kyoto et pour les Articles 3.3 et 3.4 conformément au paragraphe 17 de l'Annexe du projet de décision UTCATF convenu à Marrakech (voir FCCC/CP/2001/13/Add.1, page 61).

5.7.2 Méthodes de vérification

L'organisme chargé de l'inventaire (ou un organisme externe) peut choisir de vérifier la totalité ou une partie de l'inventaire, ou les données sous-jacentes ou les modèles utilisés pour le calcul des estimations. La présente section décrit les méthodes qui peuvent être utilisées pour vérifier les estimations d'inventaires, y compris des techniques permettant de vérifier la totalité de l'inventaire, et de nombreuses techniques de vérification de certains éléments de l'inventaire. Le choix méthodologique pour la vérification repose sur des critères qui incluent notamment : importance, coûts, niveaux d'exactitude et de précision recherchés, complexité de la conception et de la mise en œuvre des méthodes de vérification, et niveau d'expertise requis pour la vérification. Chaque méthode fait l'objet d'une description technique, avec indication de son applicabilité (pour une catégorie, ou des types de données particuliers, par exemple). Des recommandations sur l'application de la méthode sont aussi incluses, et le Tableau 5.7.1 présente des informations visant à faciliter l'identification des méthodes les plus appropriées pour certaines catégories ou données d'entrée. Le Tableau 5.7.1 répertorie des méthodes de vérification pour la classification des superficies terrestres, les principaux bassins de carbone et les gaz sans CO₂, mais n'est pas exhaustif. L'applicabilité générale des méthodes de vérification pour les estimations d'émissions et d'absorptions par le secteur UTCATF aux termes du Protocole de Kyoto est décrite à la Section 5.7.4.

En général, les principales émissions et absorptions associées au secteur UTCATF sont celles de dioxyde de carbone (CO₂). Mais ce secteur inclut aussi des gaz à effet de serre sans CO₂ (principalement des émissions) résultant de la fertilisation des forêts, du défrichage, de la préparation des sols avant le boisement/reboisement, de la gestion des prairies et des terres cultivées et d'autres pratiques. Ces gaz à effet de serre sans CO₂ incluent le méthane (CH₄), l'oxyde nitreux (N₂O), le monoxyde de carbone (CO), les oxydes d'azote (NO_x), et les composés organiques volatiles non méthaniques (COVNM). Les émissions et absorptions de CO₂ peuvent être estimées et vérifiées directement par les variations des stocks de carbone de la biomasse et des sols. Pour les gaz sans CO₂, la mesure des flux permet de vérifier les estimations d'émissions annuelles.

Il existe un grand nombre de méthodes de vérification des estimations d'émissions et d'absorptions pour le secteur UTCATF. Une méthode de vérification générale peut inclure la comparaison des résultats à diverses échelles géographiques, depuis des échelles régionales jusqu'à des échelles mondiales. Mais ces comparaisons sont laborieuses et seront probablement effectuées sur plusieurs années plutôt que sur une seule année. Comparées aux émissions dues aux combustibles fossiles, les activités du secteur UTCATF sont plus difficiles à évaluer sur des échelles temporelles plus courtes en raison de la difficulté de la surveillance du carbone de la biosphère, lequel atteint lentement son stade d'équilibre. Une analyse à long terme est donc nécessaire pour l'évaluation des effets anthropiques nets sur le carbone de la biosphère (Nilsson *et al.* 2001).

Le Tableau 5.7.1 récapitule l'applicabilité de plusieurs méthodes de vérification pour des éléments d'estimations d'inventaires UTCATF. Des descriptions plus détaillées de ces méthodes sont présentées dans des paragraphes ultérieurs de la présente section.

METHODE 1 : COMPARAISON AVEC D'AUTRES DONNEES

La comparaison de l'inventaire UTCATF avec d'autres inventaires ou ensembles de données compilés indépendamment peut être un moyen de vérification utile et efficace. Cette méthode permet deux grands types de vérification : comparaison avec des inventaires indépendants (Méthode 1a) ou comparaison avec des programmes et ensembles de données internationaux (Méthode 1b).

Méthode 1a : Comparaison avec des inventaires indépendants

Dans certains pays, on peut vérifier les estimations nationales UTCATF calculées par l'organisme chargé de l'inventaire avec des inventaires établis par d'autres entités (autres organismes nationaux, régionaux/provinciaux, organismes de recherches, etc.). Ces inventaires externes peuvent servir à la vérification si les mêmes données sous-jacentes n'ont pas servi au calcul des estimations d'inventaires et si on peut évaluer les liens entre les secteurs et les catégories d'inventaires. Conformément aux *bonnes pratiques*, on devra s'assurer que les mêmes ensembles de données n'ont pas déjà été utilisés pour calculer/estimer certaines catégories UTCATF inventoriées. On doit également prendre en compte les incertitudes des estimations lors de la comparaison avec des inventaires indépendants.

Une autre méthode de vérification efficace consiste à comparer des données d'inventaires entre des pays ou entre des groupes de pays. Ces comparaisons peuvent porter sur des estimations pour des catégories de sources/puits particulières, ou des hypothèses par défaut et/ou des données utilisées pour la compilation de l'inventaire national. Cette méthode est peu coûteuse, mais on doit veiller à ce que les caractéristiques des pays choisis soient réellement comparables (les pays doivent avoir des caractéristiques climatiques ou de biome similaires). Des données basées sur des inventaires d'autres pays peuvent quelquefois être plus pertinentes pour les circonstances nationales que celles calculées à l'aide de facteurs d'émissions et de données d'activités par défaut, et leur utilisation peut améliorer l'inventaire.

La comparaison de données ou d'estimations d'inventaires avec d'autres inventaires peut être peu coûteuse et relativement simple. En général, elle n'exige pas de personnel spécialisé ou extrêmement qualifié, contrairement à d'autres méthodes telles que la télédétection ou la modélisation. Elle peut être appliquée à tous les éléments d'une

estimation, y compris la classification des superficies, les inventaires des bassins de carbone, les estimations des gaz sans CO₂, et les activités telles que le boisement, reboisement et déboisement. Fondamentalement, son application dépend de l'existence d'autres inventaires qui permettront la comparaison. Conformément aux *bonnes pratiques*, on utilisera cette méthode si ces inventaires sont disponibles. Si ces comparaisons mettent en lumière des différences significatives, on devra en rechercher les causes, afin d'interpréter correctement les résultats et identifier les éléments pour lesquels des vérifications supplémentaires seront requises.

TABLEAU 5.7.1					
APPLICABILITE DES METHODES DE VERIFICATION POUR L'IDENTIFICATION DES SUPERFICIES TERRESTRES, DES BASSINS DE CARBONE ET DES GAZ A EFFET DE SERRE SANS CO₂					
	Méthode 1 Comparaison avec d'autres inventaires et autres ensembles de données indépendants	Méthode 2 Application de méthodes de niveaux supérieur	Méthode 3 Mesures directes	Méthode 4 Télédétection	Méthode 5 Modélisation
Superficie terrestre	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable, si des données sont disponibles	Non applicable	Applicable	Non applicable
Bassins de carbone					
Biomasse aérienne	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable (coûteuse en ressources)	Applicable (données de terrain nécessaires)	Applicable (modèles de régression, d'écosystèmes et de croissance)
Biomasse souterraine	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable (coûteuse en ressources)	Non applicable	Applicable (modèles de régression, d'écosystèmes et de croissance)
Bois mort	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable (coûteuse en ressources)	Non applicable	Applicable (modèles d'écosystèmes et fondés sur des inventaires)
Litière	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable (coûteuse en ressources)	Non applicable	Applicable (modèles d'écosystèmes et fondés sur des inventaires)
Matières organiques des sols	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable (coûteuse en ressources)	Non applicable	Applicable (modèles d'écosystèmes et fondés sur des inventaires)
Gaz à effet de serre sans CO₂	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable (coûteuse en ressources)	Non applicable	Applicable (modèles d'écosystèmes)
Facteurs d'émissions	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable (coûteuse en ressources)	Non applicable	Applicable (modèles d'écosystèmes)
Rapport basé sur les activités/la couverture terrestre					
Forêts, prairies, terres cultivées, autres utilisations des terres	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable (coûteuse en ressources)	Applicable, en particulier pour identifier la couverture terrestre/ l'utilisation des terres et leurs changements	Applicable Exige beaucoup de données. Peut être utilisée lorsque des estimations obtenues par mesures directes et télédétection ne sont pas disponibles
Projets de boisement, reboisement, déboisement	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable, si des données sont disponibles	Applicable (coûteuse en ressources)	Applicable, en particulier pour identifier la couverture terrestre/ l'utilisation des terres et leurs changements	Pas pratique

Méthode 1b : Comparaison avec des programmes et ensembles de données internationaux

Diverses initiatives internationales de recherches et de surveillance sont en cours actuellement, au niveau régional/continental (projets de recherches, réseaux de surveillance, etc.) et au niveau mondial (télé-détection de la biosphère, centre d'archivage de données mondiales, réseaux d'initiatives de recherches similaires interrégionales, etc.).

Pour le secteur UTCATF, la plupart de ces recherches sont associées à la quantification du rôle des écosystèmes terrestres, notamment des forêts, sur le cycle du carbone, sur une échelle allant des écosystèmes jusqu'au niveau planétaire. Une grande partie des informations obtenues par des réseaux de recherches et de surveillance pourrait être utile pour la vérification des estimations dans le secteur UTCATF, et pour d'autres questions communes, comme celles associées à l'assurance et au contrôle de la qualité et aux incertitudes.

L'échelle et le niveau d'agrégation (national, régional, etc.) des données et des informations susceptibles d'être collectées à partir de ces programmes et ensembles de données peuvent être utiles à diverses étapes et plusieurs niveaux du processus de vérification (audit interne et externe, comparaison avec des données collectées par d'autres organismes, etc.).

Comme pour la Méthode 1a, la comparaison de données ou d'estimations d'inventaires avec des ensembles de données indépendants est une méthode de vérification peu coûteuse et simple. Elle peut être appliquée à tout élément d'inventaire pour lequel il existe une autre source de données. En général, elle est particulièrement utile avec des données de classification des superficies, mais peut être aussi utilisée pour vérifier certains éléments d'estimations de bassins de carbone, gaz à effet de serre sans CO₂, et activités ; des données fournies par des réseaux de recherches peuvent servir à vérifier des données spécifiques au pays (facteurs d'émissions). Comme mentionné pour la méthode précédente, lors de l'utilisation d'un ensemble de données international à des fins de comparaison, conformément aux *bonnes pratiques*, on doit s'assurer que cet ensemble n'a pas servi au calcul ou à l'estimation des éléments de la catégorie UTCATF inventoriée. En effet, ceci peut se produire, en particulier lorsque des programmes et ensembles de données internationaux sont compilés à partir de statistiques nationales ou incluent les résultats d'études spécifiques effectuées dans le pays qui prévoit d'utiliser les données à des fins de vérification. L'analyse des différences susceptibles d'être identifiées par la comparaison avec des ensembles de données et inventaires disponibles au plan international devra s'attacher à identifier les raisons possibles de ces différences, l'objectif final étant l'amélioration de l'ensemble de l'inventaire. Des liens avec certains programmes et ensembles de données internationaux qui pourront être utiles à des fins de vérification figurent dans l'Encadré 5.7.6, Liens et réseaux pertinents pour le secteur UTCATF, à la Section 5.7.6. D'autres liens utiles avec des sources de données sur l'utilisation des terres/la couverture terrestre figurent au Chapitre 2, Appendice 2.A.2, Exemples d'ensembles de données internationales sur la couverture terrestre.

METHODE 2 : APPLICATION DE METHODES DE NIVEAUX SUPERIEURS

Un pays peut ne pas avoir suffisamment de données ou de ressources pour utiliser des méthodes de niveaux supérieurs pour la totalité de son inventaire d'émissions et d'absorptions pour toutes les catégories du secteur UTCATF. Mais il peut aussi avoir accès à des ensembles de données plus complets pour des zones spécifiques (une région ou une sous-catégorie, par exemple), auquel cas, il peut effectuer une vérification partielle de ses estimations à l'aide d'une méthode de niveau supérieur. Par exemple, si des émissions et absorptions de gaz à effet de serre dans des forêts gérées ont été estimées par des méthodes de Niveau 1, l'organisme chargé de l'inventaire peut envisager d'effectuer une vérification à l'aide de données spécifiques au pays (Niveau 2 ou Niveau 3) pour une partie de la zone forestière. Il devra pour cela utiliser des équations existantes sur la biomasse et la croissance (ou en établir) dans les zones choisies au moins pour leurs conditions de croissance (biome, régions climatiques), catégories d'âges des peuplements forestiers et régimes de gestion homogènes.

La mise en œuvre de méthodes de niveaux supérieurs pour certains éléments d'inventaires peut être une technique de vérification efficace si on dispose des données nécessaires, obtenues à partir de la méthode plus détaillée. Cette méthodologie peut être utilisée à plusieurs échelles, depuis l'échelle de la parcelle jusqu'à l'échelle nationale. Les coûts varieront selon l'étendue de la vérification. En général, le calcul d'estimations de niveaux supérieurs à des fins de vérification peut être relativement simple et peut utiliser l'expertise habituelle requise pour les inventaires. Un point clé avec cette méthode est de décider si on doit utiliser les estimations partielles de niveaux supérieurs dans l'inventaire lui-même ou comme outil de vérification.

METHODE 3 : MESURES DIRECTES DES EMISSIONS ET ABSORPTIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE

Des mesures directes sont une méthode de vérification pour des bassins de carbone, et pour des émissions de gaz à effet de serre sans CO₂ et activités dans le secteur UTCATF. Cependant, le plus souvent, cette méthode n'est pas applicable pour la vérification de la classification des superficies terrestres. L'échelle de la méthode peut varier, depuis l'échelle de la parcelle jusqu'à l'échelle nationale. A une échelle limitée, les mesures directes peuvent fournir des facteurs par défaut spécifiques au pays et des données d'activités ; à plus grande échelle, elles peuvent permettre la vérification d'estimations sectorielles et d'activités spécifiques. Les coûts peuvent varier considérablement, selon la taille de l'échantillon et l'exactitude recherchée. L'exactitude peut être élevée avec un échantillon de grande taille. Les principaux problèmes associés à l'application de cette méthode sont ceux de la conception d'une stratégie d'échantillonnage et des protocoles de mesures. Une fois l'infrastructure en place, les collectes de mesures ne sont pas difficiles au plan technique, mais peuvent être laborieuses.

Lorsqu'on effectue des mesures directes des émissions et absorptions des gaz à effet de serre dans le secteur UTCATF, il est important d'étudier attentivement la variabilité temporelle et spatiale car les émissions/absorptions pour une année donnée ne sont pas nécessairement indicatrices des tendances à long terme. Ceci est dû au fait que la plupart des émissions et absorptions dans ce secteur sont liées à des processus biologiques et soumises à la variabilité climatique. Ce problème peut être partiellement résolu par l'utilisation de mesures moyennes, cumulatives, ou par lissage sur plusieurs années pour obtenir des résultats représentatifs. De plus, l'effet de la variabilité interannuelle des données tend à diminuer dans le cas de l'étude de grandes superficies. Par conséquent, des mesures directes sur des superficies étendues, avec des intervalles de mesures plus longs, refléteront mieux l'effet des pratiques de gestion (voir Chapitre 4, Section 4.2.3.7, Variabilité interannuelle). En dépit de ces problèmes liés à l'utilisation des mesures directes comme outils de vérification, ces mesures peuvent être utiles sur plusieurs plans pour la vérification des estimations et données de base pour le secteur UTCATF, comme décrit ci-dessous.

Biomasse vivante (aérienne et souterraine)

Les estimations des variations des stocks de carbone de la biomasse peuvent être vérifiées par des **mesures directes des variations des stocks**. Les techniques actuelles permettent des mesures périodiques et raisonnablement exactes des variations de la biomasse aérienne, bien que, dans les forêts matures, les variations annuelles des stocks soient quelquefois peu élevées par rapport à la taille du bassin. Il existe aussi des méthodes d'estimation de la biomasse souterraine, mais l'échantillonnage est plus difficile que pour la biomasse aérienne. Cette méthode est particulièrement utile pour les forêts, mais peut être aussi appropriée pour les variations de la biomasse vivante des terres à biomasse ligneuse, mais qui ne correspondent pas à la définition des terres forestières (systèmes agroforestiers, prairies régénérées, etc.).

Les mesures directes peuvent être utilisées de plusieurs façons pour vérifier les estimations de biomasse. Un pays, par exemple, peut choisir de collecter des données d'inventaire forestier par des mesures directes plus fréquemment qu'à l'ordinaire, à un intervalle entre cinq et dix ans, pour un sous-échantillon de parcelles ou pour une région. L'organisme chargé de l'inventaire peut aussi utiliser des mesures directes pour calculer des relations allométriques locales avec la biomasse souterraine, lesquelles permettront la vérification des variations des stocks pour la totalité de la biomasse vivante. Les mesures directes peuvent être un outil de vérification dans le cas de jeunes peuplements forestiers ou de terres faisant l'objet d'une régénération de la biomasse, car les équations allométriques et les facteurs d'expansion de la biomasse disponibles en général ne sont pas applicables pour ces bassins. Des **études sur les écosystèmes** pourraient permettre de calculer des facteurs d'expansion de la biomasse spécifiques à l'espèce, qui pourraient être comparés aux facteurs par défaut utilisés pour la notification, et de vérifier le taux de croissance de forêts spécifiques.

Matière organique morte (bois mort et litière)

Comme pour la biomasse aérienne et souterraine, les mesures directes permettent aussi d'estimer les stocks de matière organique morte (litière et bois mort). Cependant, les bassins de litière et de bois mort des forêts présentent une variabilité spatiale et temporelle très élevée (variations saisonnières de la litière, variations soudaines résultant de perturbations naturelles ou anthropiques, etc.) et l'évaluation correcte des stocks de matière organique morte requiert un programme d'échantillonnage correct. Les bassins de litière des forêts matures ne devant pas varier significativement, la vérification devra être axée de préférence sur les zones de boisement/reboisement et sur les peuplements forestiers faisant l'objet d'activités de gestion importantes (récoltes, préparation des sites, coupes d'éclaircie, etc.).

En général, les études sur les écosystèmes mesurent les apports de litière aérienne au moyen de filets-pièges (feuillage et brindilles), et les stocks de litière par collecte de la litière (et du bois mort grossier) sur plusieurs parcelles. Ces études peuvent contribuer à la vérification des facteurs par défaut de Niveau 1 qui seront utilisés pour la notification.

Sols (matières organiques des sols)

On peut également vérifier les émissions et absorptions par les **sols**. Comme pour la biomasse aérienne, on peut utiliser des méthodes sensibles d'estimation des stocks de carbone des sols. Un échantillonnage répété des sols sur une superficie, une région ou à l'échelle nationale peut être une méthode appropriée pour détecter les variations du carbone des sols pour différentes utilisations des terres (forêts, terres cultivées, prairies). Mais, pour les écosystèmes qui ne font pas l'objet de changements d'affectation des terres ou de pratiques de gestion importantes (récolte d'une forêt mature, amélioration d'une prairie, labourage de terres cultivées, etc.), les variations des stocks de carbone des sols peuvent être faibles et difficiles à évaluer avec exactitude sur de courtes périodes.

Les émissions et absorptions de gaz à effet de serre par les sols peuvent être mesurées sur plusieurs points d'échantillonnage sur une parcelle à l'aide d'instruments portatifs d'échantillonnage de gaz (cuvettes et analyseurs). Les mesures obtenues aux points d'échantillonnage devront ensuite être mises à l'échelle de la parcelle/de l'écosystème, en tenant compte de la variabilité spatiale élevée caractéristique des émissions et absorptions de gaz par les sols. Le CO₂ et d'autres gaz à effet de serre (N₂O, CH₄) ont été mesurés par cette méthode (Butterbach-Bahl *et al.*, 2002 ; Janssens *et al.*, 2001). Ce type de mesures directes des flux de gaz à effet de serre peut être aussi utile pour la comparaison des émissions avant et après la mise en œuvre d'une pratique de gestion spécifique (Steinkamp *et al.*, 2001 ; Butterbach-Bahl et Papen, 2002). On peut utiliser des valeurs obtenues par mesures directes pour vérifier les facteurs d'émissions par défaut qui seront utilisés à des niveaux inférieurs.

On peut vérifier les variations du carbone des sols des terres faisant l'objet d'une conversion d'utilisation en comparant les stocks de carbone mesurés sur la terre convertie aux stocks de carbone de terres où l'utilisation antérieure se poursuit. Dans ce cas, on veillera à ce que les sites appariés soient similaires pour ce qui est des facteurs susceptibles d'influer sur les taux de variations du carbone des sols (type de sol, végétation naturelle, drainage, topographie, etc.).

Mesures des flux de gaz à effet de serre à l'échelle de l'écosystème

Des **mesures directes des flux** de gaz à effet de serre de l'écosystème peuvent permettre la vérification à l'échelle locale des variations des stocks de carbone notifiées dans les inventaires. Normalement, on fait appel pour cela à des techniques micrométéorologiques, telles que la covariance des turbulences, avec utilisation de tours à hauteur des houppiers, situées dans les forêts ou autres écosystèmes, principalement pour les mesures des flux de CO₂ (Aubinet *et al.*, 2000). En général, on obtient des données sur l'Échange écosystème net (NEE, voir note de bas de page 26). Cette méthode est utilisable pour l'estimation complète des émissions et absorptions de carbone à l'échelle des parcelles/écosystèmes, et fournit des données qui peuvent être comparées aux données d'activités/facteurs d'émissions et aux valeurs par défaut utilisées pour calculer les émissions/absorptions pour une catégorie UTCATF. Il existe cependant des limites à la mise à l'échelle de ces résultats à un niveau régional et national, car on doit tenir compte de la variabilité temporelle et spatiale, des tendances à long terme et des perturbations (Körner, 2003). Les mesures directes des flux nets dans l'écosystème nécessitent des investissements importants en matière d'équipements, et peuvent limiter le choix des emplacements possibles (en fonction de la topographie, de la végétation et de la structure du houppier). Une fois mises en place, ces mesures peuvent être effectuées de façon continue et estimeront la variabilité interannuelle de l'équilibre entre les émissions et absorptions de CO₂ pour un écosystème donné. En raison de la complexité des mesures des flux dans les écosystèmes, elles seront probablement effectuées par des instituts/réseaux de recherches. Si de telles mesures existent dans un pays, l'organisme chargé de l'inventaire peut envisager d'utiliser les données obtenues à des fins de vérification.

METHODE 4 : TELEDETECTION

La télédétection est une méthode efficace pour vérifier l'affectation de la couverture terrestre/utilisation des terres, la détection des changements d'affectation des terres et les estimations des superficies des terres converties ou abandonnées. Elle permet également d'estimer les variations de la biomasse aérienne. Ces deux types d'utilisation de la télédétection à des fins de vérification sont décrites ci-après. La télédétection n'est pas applicable à la vérification de la biomasse souterraine, de la litière, du bois mort ou des matières organiques des sols.

La télédétection peut être appliquée à diverses échelles, depuis l'échelle de la parcelle jusqu'à l'échelle continentale. Cependant, l'acquisition d'informations exactes et répétables à partir d'images télédéteectées peut être difficile et exigera probablement une expertise technique considérable. Les coûts dépendront de la portée et de l'échelle du programme. Ils pourront être relativement faibles s'il existe des données archivées. Mais si des mesures fréquentes et une interprétation complexe des données sont nécessaires, les coûts et l'expertise requise pourront augmenter considérablement. L'exactitude de la télédétection dépendra, entre autre, de l'échelle d'utilisation et de la source des images. La télédétection est généralement exacte, mais des données de référence au sol sont nécessaires pour améliorer l'exactitude des résultats.

Méthode 4a : Télédétection pour la vérification de l'utilisation des terres et des changements d'affectation des terres

La télédétection est l'outil le plus direct pour la vérification des superficies des forêts et prairies converties en vue d'une autre utilisation (terres cultivées, établissements, etc.), des terres gérées abandonnées, et de la détection des feux (l'un des facteurs majeurs de conversion des terres dans les tropiques). Cependant, si un pays a utilisé la télédétection pour la représentation cohérente des superficies terrestres (voir Chapitre 2, Section 2.4.4.1), ou pour l'attribution des utilisations des terres et activités liées à des aspects spécifiques du Protocole de Kyoto (voir Chapitre 4, Section 4.2.2), on doit veiller à ce que les données télédéteectées utilisées pour la vérification soient indépendantes de celles utilisées pour la préparation des inventaires. D'un point de vue technique, la télédétection peut être considérée comme une vérification à posteriori, comparant des relevés consécutifs effectués pour des années différentes.

On doit se souvenir également que bien que, dans de nombreux cas, la télédétection peut détecter des changements de la *couverture terrestre* (passage d'un couvert végétal à un sol dénudé, par exemple), elle ne donne pas toujours des informations suffisantes et exactes sur l'*utilisation des terres* ou les *types de végétation* (transition entre Culture A et Culture B)²⁵. Il est relativement facile, par exemple, de détecter des coupes à blanc dans les forêts, uniquement à l'aide de données télédéteectées, mais il est plus difficile de déterminer s'il s'agit d'une gestion forestière continue ou d'un déboisement (voir aussi Chapitre 4, Section 4.2.6.2.1). De même, la distinction entre les forêts de conifères non gérées et gérées est, semble-t-il, difficile, avec une exactitude de l'ordre de 50 pour cent seulement (Okuda et Nakane, 1988). La distinction entre différents types de cultures est un autre point qui peut présenter des difficultés avec la télédétection. On peut quelquefois résoudre ce problème en associant des d'observations fréquentes par des capteurs à résolution spatiale moyenne et des observations détaillées par des capteurs à haute résolution.

²⁵ Dans certains cas, la couverture terrestre peut changer, mais pas l'utilisation des terres, et inversement.

En raison des interactions atmosphériques, notamment avec les nuages, l'utilisation de données optiques télédéteectées peut être limitée dans certaines régions (zones boréales et tropicales, par exemple) ou pendant certaines périodes de l'année. Les capteurs à radar à ouverture synthétique (ROS) sont plus fiables dans ce cas, car l'acquisition des données peut être effectuée quelle que soit la luminosité et la couverture nuageuse. Mais même avec de nouveaux capteurs tels que ROS, il serait difficile d'estimer ou de vérifier annuellement les changements d'affectation des terres et de couverture terrestre, en partie en raison des ressources (personnel et budgets) nécessaires pour cette tâche. Toutefois, grâce à l'amélioration de la résolution spatiale et temporelle des capteurs des satellites, une détection annuelle ou plus fréquente des changements soudains et/ou récents de l'affectation des terres ou de la couverture terrestre sera peut-être possible.

Méthode 4b : Télédétection pour la vérification des variations de la biomasse vivante

La télédétection et l'imagerie par satellite peuvent aussi servir à évaluer la biomasse et ses variations au niveau de grands écosystèmes (comparaison entre les prairies et les forêts, par exemple). Les stocks de carbone forestiers peuvent être estimés par corrélation entre les données d'images spectrales et la biomasse, à condition que des données appropriées (c'est-à-dire qui n'ont pas été utilisées pour les estimations d'inventaires) soient disponibles pour représenter l'ensemble de biomes forestiers et les régimes de gestion pour lesquels des estimations sont requises (Trotter *et al.*, 1997). Des équations de corrélation peuvent être affectées par certains paramètres (type de couvert et de sous-étage, saison, lumière, géométrie d'observation par satellite, etc.) (Okuda *et al.*, 2003), et, en général, doivent être établies pour chaque type de forêts. En outre, des indices de végétation (Indice de végétation par différence normalisée, NDVI, par exemple) ont aussi été utilisés pour l'estimation de la biomasse aérienne (voir Section 5.7.6 pour une présentation générale de ces indices).

On peut également utiliser des données de radar à ouverture synthétique (ROS) qui donnent des informations structurelles plutôt que spectrales sur la couverture terrestre étudiée. Pour certains types de forêts, la biomasse ligneuse peut être estimée avec une certaine exactitude à l'aide des relations entre la biomasse et l'intensité du radar (amplitude, rétrodiffusion) (Rauste *et al.*, 1994 ; Foody *et al.*, 1997 ; Luckman *et al.*, 1998 ; Saatchi *et al.*, 2000 ; Terhikki Manninen et Ulander, 2001) ou indirectement, par exemple en associant des hauteurs d'arbres obtenues par ROS et des relations allométriques obtenues sur place. Les données ROS peuvent être utilisées pour l'évaluation des variations incrémentielles relatives de la biomasse aérienne entre deux ou plusieurs points temporels, en particulier lorsque les variations sont pertinentes. Des séquences temporelles plutôt que des images monodate permettent d'établir les caractéristiques des tendances des variations et de minimiser les erreurs d'estimations.

L'emploi de capteurs optiques et ROS est plus problématique dans le cas d'une topographie accidentée et de superficies à couvert hétérogène. L'exactitude des données télédéteectées varie avec les caractéristiques géométriques et radiométriques des capteurs, y compris des modifications du calibrage du capteur dans le temps. Les données d'image utilisées devront être choisies selon l'échelle géographique de la zone étudiée et la résolution recherchée. Les spécifications (type de capteur, résolution spatiale, disponibilité, etc.) des divers capteurs de satellites sont répertoriées au Tableau 5.7.2, à la Section 5.7.6.

D'autres méthodes pour la vérification de la superficie et de la biomasse à l'aide de données d'images peuvent inclure :

- La photographie embarquée (pour la structure verticale du couvert forestier ; coûteuse en main d'œuvre) ;
- La profilométrie laser (LIDAR hauteur et structure du couvert ; exactitude non prouvée, expérimentale, coûteuse) ;
- La comparaison avec des cartes/données produites par des organismes indépendants utilisant la télédétection.

METHODE 5 : VERIFICATION A L'AIDE DE MODELES

Des modèles peuvent permettre de vérifier les estimations des bassins de carbone, les données d'activités et l'ensemble de l'inventaire. Normalement, ils ne sont pas utilisés pour la vérification de la classification des superficies terrestres. Pour des catégories d'utilisation des terres spécifiques aux termes de la CCNUCC et pour des activités prises en compte aux termes du Protocole de Kyoto, l'emploi de modèles peut être une option intéressante s'il n'est pas possible d'utiliser les mesures directes et la télédétection. Les coûts de modélisation peuvent varier considérablement, selon les applications spécifiques, la disponibilité des outils appropriés et la résolution requise. Les coûts de démarrage liés à la conception et au calibrage du modèle sont en général beaucoup plus élevés que les coûts d'exploitation. La vérification au moyen de modèles est complexe et exige une expertise technique considérable.

Deux méthodologies de modélisation très différentes peuvent servir à la vérification : les modèles ascendants et les modèles descendants. Avec les modèles ascendants, la mise à l'échelle s'effectue à partir de processus à l'échelle inférieure vers des niveaux d'agrégation supérieurs ; le processus est inversé dans les modèles descendants qui essaient de créer des processus à petite échelle à partir de mesures à grande échelle. Théoriquement, les deux méthodes peuvent être utilisées à des fins de vérification au niveau national ; toutefois, les modèles descendants sont plus appropriés pour une vérification à l'échelle continentale. Les modèles ascendants peuvent être utilisés depuis l'échelle du site/parcelle jusqu'à l'échelle régionale et nationale, voire continentale, si des données d'entrée sont disponibles.

Les modèles utilisés pour la vérification, comme ceux utilisés pour l'établissement des inventaires, doivent être bien documentés et avoir fait l'objet d'un examen par des tiers experts. Les paramètres d'entrée, les données, les fonctions et les hypothèses devront avoir été analysés, ou, en d'autres termes, validés. Le terme validation est utilisé ici au sens

généralement accepté d'essai suffisant de la performance d'un modèle, ce qui ne revient pas à dire que le modèle est la seule représentation réelle de la réalité (Oreskes *et al.*, 1994).

Comme les autres méthodes, les modèles ont des avantages et des inconvénients et il n'y a pas de « modèle parfait ». Il pourrait être utile d'utiliser un ensemble de modèles calibrés de façon identique pour prévenir les biais susceptibles d'être associés au choix des modèles (Alexandrov *et al.*, 2002). Des conseils d'experts sont souvent requis lors de l'utilisation de modèles à des fins de vérification.

Méthode 5a : Modélisation ascendante

Plusieurs types de modèles ascendants peuvent être utilisés à des fins de vérification :

Des modèles d'écosystèmes et de croissance peuvent simuler la croissance de la végétation et l'évolution du carbone sur des échelles temporelles assez longues. Ces modèles calculent la croissance de la biomasse et les flux de carbone, d'eau et d'azote, et peuvent donner des estimations de la production primaire brute (PPB)²⁶ et de la production primaire nette (PPN)²⁶ de carbone par superficie unitaire dans les forêts (Kramer *et al.*, 2002) et pour d'autres types de végétation. Ils peuvent aussi vérifier des estimations de Niveaux 1 et 2 de la biomasse et des flux, et calculer des « facteurs d'émissions » et/ou des paramètres spécifiques au pays pertinents pour les calculs de Niveau 2 (voir Tableau 5.7.1). Pour les forêts, fondamentalement, on peut utiliser deux types de modèles d'écosystèmes : les modèles axés sur la physiologie et la biochimie de l'écosystème, et les modèles fondés sur les inventaires forestiers. FOREST-BGC (Waring et Running, 1998), Biome-BGC (Running et Coughlan, 1988 ; Running et Hunt, 1993 ; Running, 1994) et des modèles fondés sur des inventaires (Kauppi *et al.*, 1992 ; Nabuurs *et al.*, 1997 ; Birdsey, 1996 ; Kurz et Apps, 1999) sont des exemples connus de ces deux catégories.

Une nouvelle génération de modèles du cycle de carbone terrestre a été développée récemment afin d'intégrer les effets de l'évolution du climat, de la chimie atmosphérique, et des taux de perturbation sur PPN, PNE²⁶ et PBN²⁶ (Landsberg et Waring, 1997 ; Chen *et al.*, 2000a ; Chen *et al.*, 2000b ; McGuire *et al.*, 2001, etc.). Ces modèles sont fondés sur les processus et utilisent des données spatiales télédéteectées (couverture terrestre, superficies brûlées, indice de surface foliaire, etc.) et des ensembles de données géo-référencées sur le climat, la chimie atmosphérique et l'inventaire des sols, pour la mise à l'échelle régionale ou nationale de données de sites (mesures des flux de l'écosystème, par exemple). Les données générées par ces modèles ne dépendent pas directement d'un inventaire forestier et peuvent servir à la comparaison de la comptabilisation du carbone basée sur les inventaires forestiers. Mais la capacité des modèles dans lesquels la représentation terrestre est basée sur la télédétection pour quantifier les variations des stocks de carbone dues aux changements d'affectation des terres à petite échelle (boisement, reboisement et déboisement, par exemple) est limitée par la résolution spatiale des données télédéteectées.

Si on utilise des modèles pour l'agrégation des résultats et pour l'acquisition de données sur les variations de la biomasse au niveau national, les modèles doivent être paramétrés correctement, en tenant compte des utilisations des terres existantes et de la couverture terrestre d'un pays. L'utilisation des résultats d'un modèle pour la vérification des données d'un inventaire forestier, par exemple, exigera au minimum la paramétrisation des principales espèces arborées.

Des modèles de régression ont été utilisés pour le calcul de PPN à partir de données météorologiques de base (modèles Chikugo, Uchijima et Seino, 1985). Des valeurs de PPN fournies par des modèles de régression ou fondés sur des processus permettent de vérifier des données de Niveaux 1 et 2 à grande échelle (voir Tableau 5.7.1).

Des méthodes de modélisation utilisant des Systèmes d'informations géographiques (SIG) qui intègrent des données de réalité de terrain donnent des valeurs plus exactes que les méthodes par télédétection. Des données basées sur SIG, comme la topographie, le couvert forestier et les caractéristiques structurelles telles que le climat, peuvent aussi être utilisées avec des modèles d'écosystèmes et de croissance pour obtenir des résultats spatialement explicites. De même, aux échelles continentales et globales, la modélisation SIG permet de vérifier des méthodologies de relevés terrestres (Mollicone *et al.*, 2003).

Méthode 5b : Modélisation descendante et méthodes à grande échelle

Des modèles descendants peuvent servir à la vérification des stocks de carbone et des variations des stocks à des échelles régionales ou globales. Ces méthodes ne s'appliquent pas facilement à des estimations au niveau national mais peuvent être utilisées pour un groupe de pays, de grandes régions ou des continents. Pour les pays très étendus, ou dont les caractéristiques permettent de différencier entre les mouvements des masses d'air intérieures ou extérieures au pays (Amérique du Nord, Zone boréale-Sibérie, Australie, Royaume-Uni, etc.), des méthodes à l'échelle régionale/continentale peuvent aussi être utiles à l'échelle nationale. Les modèles descendants peuvent fournir des seuils généraux pour les bilans de carbone sectoriels, mais ne sont pas appropriés pour la vérification

²⁶ PPB : Production primaire brute, fournie par la photosynthèse brute ; PPN : Production primaire nette, photosynthèse nette ou PPB moins respiration autotrophe (par la biomasse végétale vivante aérienne et souterraine) ; PNE : Production nette de l'écosystème, les émissions ou absorptions nettes de carbone (CO₂), ou PPN moins respiration hétérotrophe (décomposition des matières organiques des sols et du carbone organique des sols, animaux), lorsque PNE est mesurée par des techniques de flux définies correctement comme Échange Écosystème Net ; PBN : Production du Biome Nette, les émissions ou absorptions nettes de carbone à grande échelle (biome), qui tiennent compte des perturbations naturelles et anthropiques (feux, déracinements par le vent, récoltes, PBN = PNE - perturbations). PBN est le terme qui est finalement reflété dans le bilan carbone global (c'est-à-dire, l'atmosphère).

des bilans de carbone sectoriels, car ils ne peuvent pas différencier entre la contribution des émissions et absorptions par catégories d'utilisation des terres ou de pratiques de gestion—comme requis aux termes de la CCNUCC et du Protocole de Kyoto. De plus, la modélisation descendante inclut des émissions et absorptions par des catégories d'utilisation des terres qui ne font pas l'objet d'inventaires aux termes de la CCNUCC ou du Protocole de Kyoto (terres non gérées, etc.). Cependant, à de grandes échelles, en principe, des mesures atmosphériques des concentrations de gaz à effet de serre et de la composition isotopique devraient permettre de prouver si les mesures prises conformément à la CCNUCC et au Protocole de Kyoto seront efficaces en ce qui concerne la tendance des concentrations de gaz à effet de serre atmosphériques (Schulze *et al.*, 2002).

Des modèles inverses calculent les flux à partir de mesures de concentrations et de modèles de transferts atmosphériques. Ils permettent de déterminer les interactions du carbone à des échelles continentales ou globales mais peuvent difficilement différencier entre les contributions des catégories d'utilisation des terres ou des activités de gestion au bilan total. La mesure de la distribution spatiale et temporelle des concentrations de CO₂ permet de détecter les flux de carbone terrestres et océaniques. Les modèles inverses sont aussi utilisés pour calculer les flux de méthane et autres gaz à effet de serre.

L'intégration d'observations obtenues par dispositifs de mesure embarqués et l'utilisation de modèles de transferts au niveau régional dans l'analyse inverse peuvent améliorer les estimations, tout comme l'étude de données d'émissions/d'absorptions distribuées spatialement. L'application des techniques de modélisation inverse évolue en permanence et requiert une collaboration scientifique et un système de réseaux entre les pays. Ces estimations seront probablement indépendantes des données nationales et seront utiles pour la vérification générale au niveau régional ou continental (voir Gurney *et al.*, 2002, pour une comparaison de plusieurs résultats de modélisation inverse à l'échelle continentale).

Une autre méthode à grande échelle est celle des tours, situées sur le territoire national (tours de télévision, tours de transmissions, etc.), et utilisées pour les mesures des gradients de CO₂ (Bakwin *et al.*, 1995). Cette méthode peut être associée à la modélisation inverse pour le calcul des bilans d'émissions et d'absorptions régionaux/nationaux. Une fois établi, le système peut être automatisé et n'est pas très coûteux.

5.7.3 Recommandations en matière de vérification des inventaires UTCATF

Plusieurs éléments d'inventaire peuvent être identifiés par les organismes chargés des inventaires (ou par des groupes externes) à des fins de vérification, notamment les estimations d'émissions/d'absorptions, les données d'entrée, et les hypothèses. L'organisme chargé de l'inventaire peut utiliser les questions de l'Encadré 5.7.2 comme guide pour la création d'un plan de vérification.

ENCADRE 5.7.2 RECOMMANDATIONS POUR LE CHOIX DES ÉLÉMENTS D'INVENTAIRE À VÉRIFIER ET DES MÉTHODES DE VÉRIFICATION

Quels critères peut-on utiliser pour choisir les éléments d'inventaire à vérifier ?

Si une catégorie de source/puits est une « catégorie clé », elle devra être vérifiée en priorité. Cependant, les émissions et absorptions qui ne sont pas des « catégories clés » peuvent aussi être choisies à des fins de vérification, en particulier si elles sont pertinentes pour les politiques d'atténuation ou si leur incertitude est élevée. Si on prévoit des variations importantes pour un bassin pendant la période de notification d'inventaire, on devra lui prêter particulièrement attention.

Comment les éléments d'inventaire seront-ils vérifiés ?

Le choix de la méthode d'inventaire dépendra en grande partie de la pertinence/disponibilité de la méthode pour l'organisme chargé de l'inventaire ou les conditions spécifiques au pays. D'autres critères incluent, entre autres, le type de données à vérifier, l'échelle spatiale de la couverture de l'inventaire, la quantité et qualité des données à vérifier, et l'exactitude, la précision et le coût de la méthode elle-même. Les méthodes et critères pour le choix méthodologique sont présentés au Tableau 5.7.1 et décrits plus en détail à la Section 5.7.2.

Si un pays effectue une vérification interne de son inventaire, conformément aux *bonnes pratiques*, il devra s'assurer des points suivants :

- Une expertise indépendante suffisante est disponible ;
- Une documentation de la vérification est incluse dans le rapport d'inventaire national ;
- Une documentation sur l'évaluation de l'incertitude et les procédures AQ/CQ est incluse dans le rapport ;
- Les autres procédures de vérification nationales sont décrites ;
- Les méthodes de vérification mises en œuvre sont transparentes, rigoureuses et scientifiquement robustes ;
- Les résultats de la vérification sont raisonnables et bien expliqués ;

- Les calculs finals peuvent être raisonnablement associés aux données et hypothèses sous-jacentes.

La liste de vérification dans l'Encadré 5.7.3 répertorie certains outils qui peuvent être utilisés pour la vérification interne d'un inventaire, en particulier pour le secteur UTCATF. Un encadré spécifique est aussi fourni pour les points relatifs au Protocole de Kyoto (voir Section 5.7.4, Encadré 5.7.5).

ENCADRE 5.7.3
VERIFICATION D'UN INVENTAIRE POUR LE SECTEUR UTCATF DANS UN INVENTAIRE NATIONAL

A. Vérification :
L'inventaire du secteur UTCATF documente-t-il les données et les hypothèses utilisées pour l'estimation des émissions et absorptions pour toutes les catégories de source/puits du GIEC ?
Tous les bassins de carbone importants ont-ils été inclus dans l'inventaire ?
Si certaines catégories d'émissions/d'absorptions UTCATF ont été omises, le rapport explique-t-il pourquoi ?
Les émissions et absorptions sont-elles notifiées sous forme *positive* et *négative* respectivement ?
En ce qui concerne la superficie totale de l'inventaire du secteur UTCATF, les variations totales de l'utilisation des terres pour l'année d'inventaire sont-elles égales à zéro dans les limites de confiance ?
Les discontinuités des tendances entre l'année de référence et l'année finale sont-elles évaluées et expliquées ?

B. Comparaison des émissions et absorptions pour le secteur UTCATF :
Comparer l'inventaire du secteur UTCATF à des inventaires nationaux préparés indépendamment pour le **même** pays ou comparer des sous-ensembles régionaux de l'inventaire national à des inventaires établis indépendamment pour ces régions (Tableau 5.7.1, Méthode 1).
Comparer l'inventaire du secteur UTCATF à des inventaires nationaux pour un pays **différent**, mais similaire (Tableau 5.7.1, Méthode 1).
Comparer des données d'activités et/ou des facteurs d'émissions de l'inventaire du secteur UTCATF à des bases de données internationales indépendantes et/ou d'autres pays. Par exemple, comparer des facteurs d'expansion de la biomasse d'espèces similaires à des données pour des pays ayant des conditions forestières similaires (Tableau 5.7.1, Méthode 1).
Comparer l'inventaire du secteur UTCATF à des résultats calculés avec une méthodologie d'un autre niveau, y compris des valeurs par défaut (Tableau 5.7.1, Méthode 2).
Comparer l'inventaire du secteur UTCATF à des études et expériences approfondies (Tableau 5.7.1, Méthodologie 1-3).
Comparer les superficies terrestres et les stocks de biomasse utilisés dans l'inventaire à des données télédéteectées (Tableau 5.7.1, Méthode 4).
Comparer l'inventaire du secteur UTCATF à des modèles (Tableau 5.7.1, Méthode 5).

C. Comparaison des incertitudes :
Comparer les estimations d'incertitude à l'incertitude indiquée dans les publications.
Comparer les estimations d'incertitude à celles d'autres pays et aux valeurs par défaut du GIEC.

D. Mesures directes :
Effectuer des mesures directes (par exemple, inventaire forestier local, mesures détaillées de la croissance et/ou flux de gaz à effet de serre dans les écosystèmes, Tableau 5.7.1, Méthode 3).

Dans les limites des ressources disponibles, on s'efforcera de vérifier les informations fournies dans le rapport d'inventaire national, en particulier pour les catégories clés. Les méthodes de vérification figurant dans l'Encadré 5.7.3 peuvent être appliquées comme suit :

- Les vérifications au point A sont indispensables, et, en principe, devront avoir été faites dans le cadre du programme AQ/CQ.
- Conformément aux *bonnes pratiques*, on effectuera la vérification à l'aide, au minimum, d'une des méthodes répertoriées dans l'Encadré 5.7.3 au point B (voir Tableau 5.7.1 et Section 5.7.2 pour plus d'informations sur les méthodes applicables).
- En l'absence d'estimations indépendantes des émissions et absorptions de gaz à effet de serre par le secteur UTCATF, la vérification interne ou externe sera probablement limitée à l'examen des données et des méthodes (Smith, 2001). Dans ce cas, conformément aux *bonnes pratiques*, l'organisme chargé de l'inventaire effectuera ces vérifications et fournira une documentation suffisante dans son rapport d'inventaire national et autre document annexe facilitant la vérification externe.
- Les organismes chargés des inventaires, tout en tenant compte des circonstances spécifiques au pays et de la disponibilité des ressources, peuvent évaluer la combinaison correcte des méthodes pour vérifier leurs

inventaires UTCATF. Les méthodes 1, 2 et 3 peuvent permettre de vérifier plusieurs composants de l'inventaire. Les méthodes 1 et 2 peuvent être facilement mises en œuvre par un organisme disposant de ressources limitées ou moyennes. La télédétection est plus adaptée pour la vérification des superficies terrestres. Les mesures directes (point D dans l'Encadré 5.7.3) sont pertinentes, mais peuvent exiger beaucoup de ressources et, à grande échelle, les coûts peuvent être un obstacle. On peut utiliser des modèles lorsqu'il n'est pas possible d'utiliser les mesures directes et la télédétection.

5.7.4 Questions spécifiques liées au Protocole de Kyoto

En général, les mêmes méthodes que celles analysées à la Section 5.7.2 peuvent être utilisées pour vérifier un inventaire établi conformément à la CNUCC et pour la notification aux termes du Protocole de Kyoto. Bien que le coût des mesures des variations des stocks de carbone pour une superficie donnée augmente avec l'accroissement de la précision requise et de l'hétérogénéité du paysage, les mêmes principes de *bonnes pratiques* s'appliquent aux projets et inventaires nationaux.

L'organisme chargé de l'inventaire peut utiliser les questions de l'Encadré 5.7.4 lors de l'établissement d'un plan de vérification pour les informations supplémentaires requises aux termes des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto.

ENCADRE 5.7.4

CONSEILS POUR LA VERIFICATION DES BASSINS DE CARBONE ET DES ACTIVITES

Quels bassins de carbone vérifier ?

Les *bonnes pratiques* consistent à axer la vérification sur les bassins de carbone qui devraient être les plus pertinents pour le Protocole de Kyoto, mais aussi sur les émissions de gaz à effet de serre sans CO₂. Les Accords de Marrakech répertorient les bassins suivants : biomasse aérienne et souterraine, litière, bois mort et carbone organique des sols. Comme indiqué dans les Accords de Marrakech, une Partie peut ne pas inclure certains bassins dans la notification, à condition de fournir une information vérifiable démontrant que le bassin n'a pas été une source de gaz à effet de serre pour des activités relevant de l'Article 3.3 et des activités prises en compte relevant de l'Article 3.4, ou pour des projets. Par conséquent, l'information requise est différente pour les bassins pris en compte (variations des bassins conformément aux recommandations des Chapitres 3 et 4) et non pris en compte (informations supplémentaires démontrant que ce ne sont pas des sources). Comme pour les inventaires UTCATF, si on prévoit des variations importantes pour un bassin pendant la période de notification d'inventaire, on devra lui prêter particulièrement attention.

Quelles activités vérifier ?

Selon les Accords de Marrakech, une Partie doit notifier des activités relevant de l'Article 3.3 et ne peut choisir que certaines activités relevant de l'Article 3.4 du Protocole de Kyoto. Pour toutes les activités obligatoires ou prises en compte, les éléments qui sont spécifiques à la notification aux termes du Protocole de Kyoto incluent : l'identification des superficies sur lesquelles ces activités ont eu lieu, la preuve que les activités ont eu lieu depuis le 1^{er} janvier 1990 et sont anthropiques, et l'établissement de l'année de référence « 1990 » (année de référence pour les activités de reboisement et année de référence pour la comptabilisation net net).

Une vérification spécifique liée aux estimations établies aux termes des Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto peut inclure :

- Pour les terres incluses dans une notification aux termes du Protocole de Kyoto, les *bonnes pratiques* consistent à vérifier ces terres à l'aide de données géographiques et statistiques telles que des données télédétections. Même si le géo-référencement n'était pas requis, il facilitera la vérification (Smith, 2001).
- La notification des émissions et absorptions de gaz à effet de serre de la plupart des activités relevant des Articles 3.3 et 3.4 exige une référence à des données pour 1990 ou antérieures à 1990 (classification des terres forestières/non forestières pour 1990, comptabilisation net net pour la gestion des terres cultivées, gestion des pâturages, restauration du couvert végétal, etc.). Dans certains cas, ces données peuvent ne pas être disponibles, ou leur fiabilité peut être limitée, et on peut utiliser des estimations, sous réserve des recommandations du Chapitre 4 Section 4.2.8.1. Dans ces cas, les *bonnes pratiques* consistent à vérifier la méthode d'estimation et les valeurs.

Les émissions et absorptions par les activités des projets peuvent être notifiées aux termes des Articles 6 et 12 du Protocole de Kyoto ; le Chapitre 4 du présent rapport répertorie des types de projets et suggère les informations qui devront peut-être être vérifiées pour chaque projet. Un grand nombre de méthodes présentées à la Section 5.7.2 sont utiles pour la vérification des projets, mais des règles supplémentaires sont en cours d'élaboration aux

termes du Protocole de Kyoto et des Accords de Marrakech²⁷. Cependant, la vérification des projets est généralement plus facile que la vérification au niveau national. Pour les projets, les limites, les bassins de carbone et les durées de vie sont des facteurs qui peuvent être bien établis et donc vérifiés. En général, les projets qui ont de bons plans de surveillance et de notification seront probablement les plus faciles à vérifier.

Comme pour les inventaires du secteur UTCATF, les organismes chargés des inventaires peuvent choisir la combinaison de méthodes appropriée pour vérifier les informations supplémentaires requises aux termes du Protocole de Kyoto, tout en tenant compte des circonstances spécifiques et de la disponibilité des ressources. La télédétection est la méthode la plus appropriée pour la vérification des superficies terrestres. Les mesures directes sont pertinentes, mais peuvent être coûteuses en ressources. On peut utiliser des modèles s'il n'est pas possible d'utiliser des mesures directes associées à la télédétection. Des vérifications propres au Protocole de Kyoto sont indiquées ci-dessous, dans l'Encadré 5.7.5.

ENCADRE 5.7.5
VERIFICATIONS POUR LE SECTEUR UTCATF AUX TERMES DU PROTOCOLE DE KYOTO

Vérifications :

Si une Partie notifie qu'une activité a eu lieu sur des terres forestières, la définition de « forêt » est-elle fournie et est-elle en accord avec les activités et unités de terres notifiées ? Des informations sur le couvert forestier et les hauteurs d'arbres sont-elles fournies ?

Les variations dans tous les bassins de carbone sont-elles notifiées (biomasse aérienne et souterraine, bois mort, litière, carbone organique des sols) ? Dans la négative, la raison et la documentation de l'omission de ce bassin sont-elles données ?

Spécifie-t-on des limites géographiques des superficies terrestres pour les activités relevant des Articles 3.3 et 3.4 ?

La superficie terrestre totale notifiée aux termes des articles 3.3 et 3.4 est-elle constante ou augmente-t-elle pour des périodes d'engagement ultérieures ou contiguës ?

Des informations sont-elles fournies pour démontrer que les activités prises en compte aux termes de l'Article 3.4 ont eu lieu depuis 1990 et sont anthropiques ?

Pour l'Article 3.3, des informations sont-elles fournies pour différencier le déboisement des récoltes (coupes à blanc) ou une perturbation suivie par une régénération forestière ?

Les vérifications répertoriées dans l'Encadré 5.7.5 sont indispensables, et, en principe, auront été effectuées dans le cadre de l'assurance et contrôle de la qualité (AQ/CQ). Outre ces vérifications spécifiques, on peut utiliser la liste de l'Encadré 5.7.3, des points B à D, pour identifier d'autres activités de vérification supplémentaires utiles.

5.7.5 Notification et documentation

Après vérification, conformément aux *bonnes pratiques*, les organismes chargés des inventaires indiqueront et documenteront les points suivants :

- Ce qui a été vérifié ;
- Les critères utilisés pour la sélection des priorités de la vérification ;
- Les méthodes de vérification, ainsi que les données pertinentes collectées ;
- Les limites méthodologiques identifiées ;
- Les comparaisons effectuées avec des inventaires et données indépendants, publications scientifiques, etc. ;
- Les observations d'examineurs externes, avec résumé des observations principales ;
- Les principales conclusions de la vérification ;
- Les mesures prises à la suite de la vérification ;
- Les recommandations pour l'amélioration de l'inventaire ou pour des recherches au niveau international à la lumière des conclusions.

²⁷ Le paragraphe fait référence à une vérification qui doit être examinée dans le cadre du présent chapitre (selon la définition de la Section 5.7.1). Conformément aux Accords de Marrakech, les projets doivent faire l'objet d'une « vérification » spécifique, comme défini dans le projet de décision -/CMP.1 (Article 6), -/CMP.1 (Article 12) et leurs annexes (FCCC/CP/2001/13/Add.2).

Les organismes sont aussi invités à fournir des informations sur les activités de vérification externes par d'autres organismes, dans la mesure où celles-ci sont pertinentes pour l'inventaire et si ces informations peuvent être facilement collectées et résumées.

Dans le cas de l'utilisation de modèles à des fins de vérification, les *bonnes pratiques* consistent à documenter complètement le processus de modélisation. On fournira également les sources des données d'entrée, une analyse du modèle et des hypothèses sur les données, et une description des procédures et de l'analyse. En raison du volume des données d'entrée, et du nombre de variables nécessaires pour un grand modèle type, la documentation peut être très fournie, technique et très longue. Conformément aux *bonnes pratiques*, on notifiera cette information de façon complète et transparente. L'information à inclure devra permettre à une partie tiers de comprendre complètement le processus de vérification, et, au besoin, de corroborer les résultats.

5.7.6 Informations détaillées pour les méthodes de vérification

COMPARAISONS AVEC DES PROGRAMMES ET ENSEMBLES DE DONNEES INTERNATIONAUX

Les liens présentés dans l'Encadré 5.7.6 pourront être utiles pour les organismes chargés des inventaires qui souhaitent comparer la totalité ou une partie d'un inventaire avec des ensembles de données provenant de programmes de surveillance et de recherches internationales. Naturellement, l'encadré ne répertorie pas tous les programmes qui existent, mais donne des informations pour certains programmes plus pertinents pour le secteur UTCATF.

ENCADRE 5.7.6

PROGRAMMES ET RESEAUX PERTINENTS POUR LE SECTEUR UTCATF

FLUXNET (Ameriflux, CarboEuroflux)

Réseau de mesures des flux des écosystèmes, principalement dans les peuplements forestiers mais également pour d'autres types d'utilisation des terres

Base de données commune, liens avec des études sur les écosystèmes

<http://www-eosdis.ornl.gov/FLUXNET/index.html>

CarboEurope (financé par la Commission Européenne)

Groupe de projets visant à étudier le bilan carbone en Europe à l'aide de diverses méthodologies (mesures des flux, études sur les écosystèmes, bilan régional et continental, modélisation inverse, modélisation d'écosystèmes)

<http://www.bgc-jena.mpg.de/public/carboeur/>

Programme International Geosphère-Biosphère (PIGB)

Ensembles de données sur la production primaire nette, coordination des recherches internationales, variation globale et écosystème terrestre, etc.

<http://www.igbp.kva.se/cgi-bin/php/frameset.php>

<http://www.gcte.org/>

Recherche écologique à long terme (forêts, prairies)

Réseau d'études écologiques sur les écosystèmes dans divers pays

<http://www.lternet.edu/>

FAO

Base de données des sites de recherches sur les écosystèmes terrestres (TEM), Système global d'observation terrestre (GTOS), Système mondial d'observation du climat (SMOC), Évaluations des ressources forestières (FRA)

<http://www.fao.org/>

Réseaux de surveillance :

PIC Forêts

Le Programme international concerté de l'Union européenne sur les forêts (UE/PIC Forêts) agit à deux niveaux, avec des protocoles et des méthodes normalisés dans trente-cinq pays. La grille systématique compte environ 6 000 points de Niveau I sur lesquels un nombre limité de relevés sont effectués, alors que la grille de surveillance intensive compte 860 parcelles de Niveau II dans les principaux types de forêts européennes, sur lesquels de nombreux relevés sont effectués.

<http://www.icp-forests.org/>

PIC/SI et EMEP

Le Programme de surveillance intégrée PIC multidisciplinaire (PIC/SI) et le Programme concerté de surveillance continue et d'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe (EMEP)

ENCADRE 5.7.6 (SUITE)**PROGRAMMES ET RESEAUX PERTINENTS POUR LE SECTEUR UTCATF**

Un composant de la stratégie de surveillance et d'évaluation des effets aux termes de la Convention de la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (EMEP) de la Commission économique des Nations unies pour l'Europe (UNECE). Le programme EMEP comprend trois éléments majeurs : (1) collecte de données sur les émissions, (2) mesures de la qualité de l'air et des précipitations, et (3) modélisation du transport atmosphérique et des dépôts de la pollution atmosphérique.

http://www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp_im/im.htm

<http://www.emep.int/>

Projet carbone mondial

Le Global Carbon Project est un projet du Partenariat scientifique sur le système terrestre du Programme International Géosphère-Biosphère (PIGB) du Programme mondial de recherches sur le climat (PMRC) et du Programme international de dimensions humaines (IHDP). Le but scientifique du Global Carbon Project est d'établir un bilan complet du cycle du carbone mondial, y compris ses dimensions biophysiques et humaines, et ses interactions et rétroactions.

<http://www.globalcarbonproject.org/>

Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center (ORNL-DAAC)

Une source de données biogéochimiques et écologiques collectées sur le terrain par avions, par satellites ou générées par des modèles. L'échelle des données varie, depuis des données spécifiques au site jusqu'à des données mondiales, avec des durées variant entre des jours et des années. La ORNL Environmental Sciences Division (ESD) gère le ORNL-DAAC pour la dynamique biogéochimique dans le cadre du programme Earth Science Enterprise (ESE) de la National Aeronautics and Space Administration (NASA).

<http://www-eosdis.ornl.gov/>

TELEDETECTION**Capteurs de télédétection : Vue d'ensemble**

Des données optiques satellite, sur une grande plage de résolution (depuis une résolution grossière jusqu'à une haute résolution), sont fournies à l'échelle globale par NOAA AVHRR, SPOT Vegetation, ERS/ATSR, MODIS, Envisat MERIS, Landsat TM/ETM et d'autres capteurs. Les nouveaux radars multi-fréquence/polarisation, récemment utilisés pour des missions NASA AIRSAR, sont aussi très utiles pour la classification de la végétation. Ces capteurs réagissent aux caractéristiques structurelles de la végétation et constituent une excellente source de données supplémentaires pour la télédétection optique. Ce type de données radar deviendra plus fréquent grâce à Envisat ASAR et au lancement de RadarSat 2. L'exactitude des données télédétectées varie suivant les caractéristiques géométriques et radiométriques des capteurs. Les spécifications (type de capteur, résolution spatiale, disponibilité etc.) des capteurs satellite sont répertoriées au Tableau 5.7.2 ; on peut obtenir d'autres informations en consultant <http://idisk.mac.com/alexandreleroux/Public/agisrs/arsist.html>. Les données images utilisées devront être choisies selon l'échelle géographique, la superficie observée et la résolution requise. Le problème des limites de la télédétection dans les zones à couverture nuageuse persistante (données optiques et radar, etc.) peut être résolu par l'utilisation de différents types de capteurs.

Utilisation de la télédétection pour obtenir des paramètres sur la végétation

On sait que la production primaire nette (PPN) est corrélée positivement au rayonnement photosynthétiquement actif (RPA), qui peut aussi être estimé à l'aide de l'Indice de végétation par différence normalisée (NDVI) et du rayonnement solaire.

La relation fonctionnelle entre les données optiques télédétectées (y compris des indices tels que NDVI) et les stocks de carbone est le fait que l'albédo du couvert forestier est lié à l'indice foliaire (LAI), lui-même même étroitement lié à la biomasse ligneuse et à PPN (Gholz, 1982 ; Waring, 1983). Selon une autre interprétation de ce lien, l'albédo est lié à la fraction de rayonnement photosynthétiquement actif absorbée (fRPAA), qui, sur de longues périodes, est corrélée linéairement à PPN (Monteith, 1977 ; Landsberg et Waring, 1997). NDVI est utilisé fréquemment pour estimer LAI et fRPAA à partir de données télédétectées.

Le NDVI et le rayonnement solaire, déterminés par télédétection et données de mesures météorologiques et SIG, peuvent être utilisés pour des estimations à grande échelle (régionales à globales). NDVI a été utilisé pour estimer la durée de la saison de croissance, un paramètre qui, semble-t-il, est étroitement lié à l'échange net de l'écosystème (NEE, le puits de carbone net) mesuré par les flux dans l'écosystème, en particulier dans les forêts caducifoliées (Baldocchi *et al.*, 2001). Cependant, avec cette méthode, on doit être conscient que des différences à petite échelle sont difficiles à traiter et que NDVI ne couvre pas totalement les phases successives de la croissance (processus de régénération, etc.). De plus, la plupart des paramètres sur l'écosystème obtenus par corrélation avec NDVI seront probablement spécifiques aux espèces et/ou aux biomes. Outre LAI ou fRPAA du

couvert, d'autres facteurs influent sur NDVI, et le lien a tendance à saturer à des valeurs de LAI supérieures à environ $3 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ (Moreau et Li, 1996 ; Carlson et Ripley, 1997 ; Gemmell et McDonald, 2000), bien que, pour les couverts de conifères, la saturation ne se produit pas pour LAI avant $10 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ (Chen *et al.*, 2002). En raison de la saturation, on a observé que la valeur de NDVI obtenue par images LANDSAT était mal corrélée aux variables de la structure du peuplement ou de la biomasse aérienne totale dans les peuplements forestiers tropicaux. En général, les méthodes basées sur NDVI pour l'estimation de LAI ou fRPAA seront une fonction de l'albédo des sols, du couvert partiel, du type de biome, et des conditions d'éclairement lumineux/d'observation. Ces facteurs sont à l'origine d'importantes variations pour les équations utilisées pour estimer LAI (ou fRPAA) à partir de NDVI (Moreau et Li 1996), et les utilisateurs devront en tenir compte lors du choix ou de l'établissement d'équations. Si des indices spectraux servent de base à une relation avec LAI ou fRPAA, on devra envisager d'utiliser un indice moins affecté par des variations de paramètres tels que l'albédo des sols (Kaufman et Tanré, 1992 ; Huete *et al.*, 1997). L'indice de végétation amélioré (EVI) est peut-être l'outil le plus prometteur, il s'utilise facilement avec la plupart des capteurs et est corrélé linéairement à fRPAA (Huete *et al.*, 1997 ; Gobron *et al.*, 2000). Pour les ensembles de données pour lesquels des pixels de 1 km sont suffisants, on peut utiliser les données MODIS ou MERIS fRPAA et MODIS LAI. Les logiciels disponibles actuellement permettent d'obtenir des valeurs fRPAA de haute qualité (Gobron *et al.*, 2000) à partir de données obtenues avec des capteurs SeaWiFS, MERIS, VEGETATION, ou GLI.

On peut aussi estimer la biomasse aérienne par télédétection LIDAR, qui mesure simultanément la surface et la hauteur du couvert forestier, par impulsions laser avec des longueurs d'ondes qui sont réfléchies sur la surface du couvert, puis traversent les arbres et sont réfléchies sur les sols. Cependant, en raison du petit diamètre des faisceaux laser, la cartographie de surfaces étendues requiert un grand nombre de vols de reconnaissance (Dubayah et Drake, 2000). Le capteur Laser Vegetation Imaging Sensor (LVIS), associé à des instruments à bord d'avions ou de satellites, tels que Vegetation Canopy LIDAR pour superficies au sol étendues, pourra peut-être résoudre ce problème (Blair *et al.*, 1999 ; Means *et al.*, 1999 ; Dubayah et Drake, 2000). On peut aussi estimer la structure de la végétation par données optiques satellite en utilisant la propriété de réflexion bidirectionnelle basée sur la Géométrie Soleil-Cible-Capteur.

Utilisation de la télédétection pour la détection des feux et des superficies brûlées

La télédétection est aussi utilisée fréquemment pour la détection des feux de forêts. Les exemples de détection de feux de forêts ou de cicatrices de feux, à diverses échelles, vont de la détection de dommages de 1 ha sur une base nationale à l'aide de Landsat TM (ITALSCAR, 2003 : Cartographie des forêts brûlées régionales en Italie, <http://www.esa.int/dup>) ou pour les États membres de l'Union européenne (<http://natural-hazards.jrc.it/fires/>), l'utilisation de ERS SAR en Indonésie (Page *et al.*, 2002), jusqu'à la détection mondiale des feux actifs (ATSR Atlas des feux mondiaux, 2003, <http://earth.esa.int/ionia/FIRE/>), des cicatrices de feux (GLOBSCAR, 2003 Cartographie mondiale des forêts brûlées, <http://earth.esa.int/ionia/FIRE/> ; GLOBCARBON, 2003 : Produits terrestres mondiaux pour l'assimilation des modèles de carbone, <http://www.esa.int/dup>) et des superficies brûlées (Global Burnt Area 2000, http://www.gvm.sai.jrc.it/fire/gba2000_website/index.htm). A titre d'exemple, une étude récente basée sur la télédétection a estimé la superficie totale déboisée due aux feux dans les zones tropicales humides entre 1990 et 1997, et est parvenue à un chiffre différent de celui des statistiques de la FAO, qui utilise des données sur le déboisement notifiées par des pays et des experts (Achard *et al.*, 2002).

TABLEAU 5.7.2 CARACTERISTIQUES DE CERTAINES DES PRINCIPALES PLATE-FORMES DE TELEDETECTION

Satellite	Nom du capteur	Pays (Opération)	Résolution spatiale	Fauchée (km)	Type et échelle du capteur		Information spectrale				Disponibilité des données (période d'acquisition)			
					Type	Échelle	VNIR	SWIR	TIR	SAR	1980 - 1990	1990 - 1999	2000 - 2007	2008 - 2012
NOAA (POES)	AVHRR	États-Unis	1100	2700	O	Co-G	M	S	M	-	D	D	D	D
SPOT	Vegetation	UE	1150	2250	O	Co-G	M	S		-		PD	PD	PED
ADEOS-II	GLI	Japon	250, 1000	1600	O	Co-G	M	M	M	-			PD	PED
Terra/Aqua	MODIS	États-Unis	250, 500, 1000	2330	O	Co-G	M	M	M	-			D	PD
Terra	MISR	États-Unis	275, 550, 1000	360	O	Co-G	M			-			PD	
ERS-1/2	ATSR-1/2	Europe	1000	500	O	Co-G	M	M	M			PD	A	PED
Envisat	AATSR	Europe	1000	500	O	Co-G	M	M	M				PD	PED
NPOESS	VIRS	États-Unis	400	3000	O	Co-G	M	M	M	-				D
Envisat	MERIS	Europe	300 (Terre)	1150	O	Co-G	M	M		-			PD	PED
Landsat	MSS	États-Unis	80	185	O	R	M			-	D	D		
Landsat	TM	États-Unis	30, 120	185	O	R	M	M	S	-	PD	D	PD	
Landsat	ETM+	États-Unis	15, 30, 60	185	O	R	M	M	S	-			D	D
SPOT	HRV/HRVIR/HRG	France	(2,5), 10, 20	60	O	R	M	(S)		-	PD	D	D	
Terra	ASTER	Japon/États-Unis	15, 30, 90	60	O	R	M	M	M	-			D	
IRS-1C/D	PAN/LISS-3	Inde	6 / 23	70 / 141	O	R	M	S		-		PD	PD	
JERS-1	OPS (VNIR)	Japon	18*24	75	O	R	M					PD		
ALOS	AVNIR-2	Japon	10	70	O	R	M			-			PD	D
ALOS	PRISM	Japon	2,5	35/70	O	R	S			-			PD	PED
IKONOS	Pan/Multi	États-Unis	0,82 / 3,3	11	O	R	M			-			D	PED
Orbview-3	Pan/Multi	États-Unis	0,82/ 3,3	8	O	R	M			-			PD	PED
QuickBird	Pan/Multi	États-Unis	0,61 / 2,5	17	O	R	M			-			PD	PED
EO-1	ALI	États-Unis	10, 30	185	O	R	M	M		-			PD	
EO-1	Hyperion	États-Unis	30	7.5	O	R	H	H		-			PD	
JERS-1	SAR	Japon	18	75	S	R	-	-	-	L		PD		
ALOS	PALSAR	Japon	10, 100	70, 250-350	S	R	-	-	-	L			PD	PED
ERS-1/2	AMI	Europe	30	100	S	R	-	-	-	C		PD	PD	PED
Envisat	ASAR	Europe	30, 100, 150	100, 400	S	R	-	-	-	C			PD	PED
Radarsat-1/2	SAR	Canada	(3, 8), 10, 30	(20), 50, 100	S	R	-	-	-	C		PD	D	PED
TerraSAR	SAR	Allemagne	1-3, 3-15	10, 40-60	S	R	-	-	-	X/L			PD	PED
LIDAR														
VCL	VCL	États-Unis	25	8	L	R	S			-			PD	PED

O : optique ; S : radar à synthèse d'ouverture ; L : LIDAR ; Co : continental ; G : global ; R : régional ; S : bande simple ; M : bande multiple ; H : hyper-bande. D : Disponible pour toute la période ; PD : disponible pour une partie de la période ; PED : peut-être disponible pendant la période

Références

INTRODUCTION

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., et Tanabe K. (éds). *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre*. GIEC/OCDE/AIE/IGES, Hayama, Japon.

IDENTIFICATION ET QUANTIFICATION DES INCERTITUDES

Cullen A.C. et Frey H.C. (1999). *Probabilistic Techniques in Exposure and Risk Assessment : a Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs*. Plenum Press, New York.

Eggleston H.S., Charles D., Jones B.M.R., Salway A.G., et Milne R. (1998). *Treatment of uncertainties for national greenhouse gas emissions*. Rapport AEAT 2688-1 pour DETR Global Atmosphere Division, AEA Technology, Culham, Royaume-Uni.

Fishman G.S. (1996). *Monte Carlo : concepts, algorithms, and applications*. Springer-Verlag, New York.

Frey H.C. et Burmaster D.E. (1999). Method for characterization of variability and uncertainty : comparison of bootstrap simulation and likelihood-based approaches. *Risk Analysis*, 19 : pp. 109-129.

Frey H.C. et 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*, 2 : pp. 762-797.

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Tréanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J., et Callander B.A. (éds). *Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, version révisée 1996*. GIEC/OCDE/AIE, Paris, France.

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., et Tanabe K. (éds). *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre*. GIEC/OCDE/AIE/IGES, Hayama, Japon.

Lehtonen A., Mäkipää R., Heikkinen J., Sievänen R., et Liski J. (2004). Biomass expansion factors (BEF) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 188 : pp. 211-224

Morgan M.G. et Henrion M. (1990). *Uncertainty : A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*, Cambridge University Press, New York.

Ogle S.M., Eve M.D., Breidt F.J., et Paustian K. (2003). Uncertainty in estimating land use and management impacts on soil organic carbon storage for U.S. agroecosystems between 1982 and 1997. *Global Change Biology*, 9 : pp. 1521-1542

Oreskes N., Shrader-Frechette K., et Belitz K. (1994). Verification, Validation, and Confirmation of Numerical Models in the Earth Sciences. *Science*, 263 : pp.641-646.

Rypdal K. et Winiwarter W. (2001). Uncertainties in GHG emission inventories. *Environmental Policy and Science*, 4(2-3) : pp. 107-116.

Winiwarter W. et Rypdal K. (2000). Uncertainties in the Austrian GHG emission inventory. *Atmospheric Environment*, 35/32 : pp. 5425-5440.

ECHANTILLONNAGE

Cochran W.G. (1977). *Sampling techniques*. John Wiley & Sons, New York.

Dees M., Koch B., et Pelz D.R. (1998). Integrating satellite based forest mapping with Landsat TM in a concept of a large scale forest information system. *PFG*, 4/1998 : pp. 209-220.

De Vries P.G. (1986). *Sampling theory for forest inventory*. Springer-Verlag, New York.

- Gertner G. et Köhl M. (1992). An assessment of some nonsampling errors in a national survey using an error budget. *Forest Science*, 38(3) : pp. 525-538.
- Köhl M., Scott C.T., et Zingg A. (1995). Evaluation of Permanent Sample Surveys for Growth and Yield Studies. *Forest Ecology and Management*, 71(3) : pp. 187-194.
- Lund G.H. (éd.). (1998). *IUFRO Guidelines for designing multipurpose resource inventories*. IUFRO World Service Volume 8. International Union of Forest Research Organizations. Vienne, Autriche.
- Raj D. (1968). *Sampling theory*. McGraw-Hill.
- Reed D.D. et Mroz G.D. (1997). *Resource assessment in forested landscapes*. John Wiley & Sons, New York. p. 386.
- Särndal C.-E., Swensson B., et Wretman J. (1992). *Model assisted survey sampling*. Springer, New York.
- Schreuder H.T., Grégoire T.G., et Wood G.B. (1993). *Sampling Methods for Multiresource Forest Inventory*. John Wiley & Sons, New York.
- Scott C.T. et Köhl M. (1994). Sampling with partial replacement and stratification. *Forest Science*, 40(1) : pp. 30-46.
- Thompson S.K. (1992). *Sampling*. John Wiley & Sons, New York.

CHOIX METHODOLOGIQUE – IDENTIFICATION DES CATEGORIES CLES

- Cullen A.C. et Frey H.C. (1999). *Probabilistic Techniques in Exposure Assessment, A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs*. ISBN 0-306-45957-4. Plenum Press. New York et Londres.
- Flugsrud K., Irving W., et Rypdal K. (1999). *Methodological Choice in Inventory Preparation. Suggestion for Good Practice Guidance*. Documents 1999/19. Statistics Norway.
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Tréanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J., et Callander B.A. (éds). *Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, version révisée 1996*. GIEC/OCDE/AIE, Paris, France.
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., et Tanabe K. (éds). *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre*. GIEC/OCDE/AIE/IGES, Hayama, Japon.
- Morgan M.G. et Henrion M. (1990). *Uncertainty : A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*. Cambridge University Press, New York.
- Rypdal K. et Flugsrud K. (2001). Sensitivity Analysis as a Tool for Systematic Reductions in GHG Inventory Uncertainties. *Environmental Policy and Science*, 4 (2-3) : pp. 117-135.

ASSURANCE DE LA QUALITE ET CONTROLE DE LA QUALITE

- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Tréanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J., et Callander B.A. (éds). *Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, version révisée 1996*. GIEC/OCDE/AIE, Paris, France.
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., et Tanabe K. (éds). *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre*. GIEC/OCDE/AIE/IGES, Hayama, Japon.

COHERENCE DES SERIES TEMPORELLES ET RECALCULS

- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., et

Tanabe K. (éd.). *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre*. GIEC/OCDE/AIE/IGES, Hayama, Japon.

VERIFICATION

- Achard F., Eva H.D., Stibig H.J., Mayaux P., Gallego J., Richards T., et Malingreau J.-P. (2002). Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science*, 297 : pp. 999-1002.
- Alexandrov G.A., Oikawa T., et Yamagata Y. (2002b). The scheme for globalization of a process-based model explaining gradations in terrestrial NPP and its application, *Ecological Modelling*, 148 : pp. 293-306.
- Aubinet M., Grelle A., Ibrom A., Rannik U., Moncrieff J., Foken T., Kowalski A.S., Martin P.H., Berbigier P., Bernhofer C., Clement R., Elbers J., Granier A., Grünwald T., Morgenstern K., Pilegaard K., Rebmann C., Snijders C.W., Valentini R., et Vesala T. (2000). Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests : the EUROFLUX methodology. *Advances in Ecological Research*, 30 : pp. 113-175.
- Baldocchi D., Falge E., Gu L., Olson R., Hollinger D., Running S., Anthoni P., Bernhofer C., Davis K., Evans R., Fuentes J., Goldstein A., Katul G., Law B., Lee X., Malhi Y., Meyers T., Munger W., Oechel W., Paw T., Pilegaard K., Schmid H.P., Valentini R., Verma S., Vesala T., Wilson K., et Wofsy S. (2001). FLUXNET : A New Tool to Study the Temporal and Spatial Variability of Ecosystem-Scale Carbon Dioxide, Water Vapor, and Energy Flux Densities. *Bull. Amer. Met. Soc.*, 82 (11) : pp. 2415-2434.
- Bakwin P., Tans P., Ussler W. III, et Quesnell E. (1995). Measurements of carbon dioxide on a very tall tower. *Tellus 47B* : pp. 535-549.
- Birdsey R.A. (1996). Carbon storage for major forest types and regions in the conterminous United States. Dans : Sampson R.N. et Hair D. (éds). *Forests and Global Change, Vol. 2 : Forest Management Opportunities for Mitigating Carbon Emission American Forests*, Washington D.C., États-Unis, pp. 1-25.
- Blair J.B., Rabine D.L., et Hofton M.A. (1999). The Laser Vegetation Imaging Sensor : a medium-altitude, digitization only, airborne laser altimeter for mapping vegetation. *ISPRS J. Photogrammetric & Remote Sensing*, 54 : pp. 115-122.
- Butterbach-Bahl K., Breuer L., Gasche R., Willibald G., et Papen H. (2002). Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the northeastern German lowlands 1. Fluxes of N₂O, NO/NO₂ and CH₄ at forest sites with different N-deposition. *Forest Ecology and Management*, 167 : pp. 123-134.
- Butterbach-Bahl K. et Papen H. (2002). Four years continuous record of CH₄-exchange between the atmosphere and untreated and limed soil of a N-saturated spruce and forest ecosystem in Germany. *Plant and Soil*, 240 : pp. 77-90.
- Carlson T.N. et Ripley D.A. (1997). On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote Sensing of Environment*, 62 : pp.241-252.
- Chen W., Chen J.M., Liu J., et Cihlar J. (2000a). Approaches for reducing uncertainties in regional forest carbon balance. *Global Biogeochemical Cycles*, 14(3) : pp. 827-838.
- Chen W., Chen J.M., et Cihlar J. (2000b). An integrated terrestrial carbon-budget model based on changes in disturbance, climate, and atmospheric chemistry. *Ecol. Modelling*, 135 : 55-79.
- Chen, J.M., Pavlic G., Brown L., Cihlar J., Leblanc S.G., White H.P., Hall R.J., Peddle D., King D.J., Trofymow J.A., Swift E., Van der Sanden J., et Pellikka P. (2002). Validation of Canada-wide leaf area index maps using ground measurements and high and moderate resolution satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 80 : pp. 165-184.
- Dubayah R.O. et Drake J.B. (2000). Lidar remote sensing for forestry. *J. Forestry*. 98 : pp. 44-46.
- Foody C.M., Green R.M., Lucas R.M., Curran P.J., Honzak M., et Do Amaral I. (1997). Observations on the relationship between SIR-C radar backscatter and the biomass of regenerating tropical forests. *Int. J. Remote Sens.*, 18 : pp. 687-694.
- Gemmell F. et McDonald A.J. (2000). View zenith angle effects on the forest information content of three spectral indices. *Remote Sensing of Environment*, 72 : pp. 139-158.
- Gholz H.L. (1982). Environmental limits on aboveground net primary production, leaf area and biomass in vegetation zones of the Pacific Northwest. *Ecology*, 63 : pp. 469-481.

- Gobron N., Pinty B., Verstraete M.M., et Widlowski J.-L. (2000). Advanced vegetation indices optimised for upcoming sensors : design, performance, and applications. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 38 : pp. 2489–2505.
- Gurney K.R., Law R.M., Scott Denning A., Rayner P.J., Baker D., Bousquet P., Bruhwiler L., Chen Yu-Han, Ciais P., Fan S., Fung I.Y., Gloor M., Heimann M., Higuchi K., John J., Maki T., Maksyutov S., Masariek K., Peylin P., Prather M., Pukk B.C., Randerson J., Sarmiento J., Taguchi S., Takahashi T., et Yuen C.-W. (2002). Towards robust regional estimates of CO₂ sources and sinks using atmospheric transport models. *Nature*, 415 : pp. 626-630.
- Huete A.R., Liu H.Q., Batchily K., et van Leeuwen W. (1997). A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 59 : pp. 440–451.
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., et Tanabe K. (éds). *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre*. GIEC/OCDE/AIE/IGES, Hayama, Japon.
- Janssens I.A., Lankreijer H., Matteucci G., Kowalski A.S., Buchmann N., Epron D., Pilegaard K., Kutsch W., Longdoz B., Grünwald T., Montagnani L., Dore S., Rebmann C., Moors E.J., Grelle A., Rannik Ü., Morgenstern K., Oltchev S., Clement R., Guðmundsson J., Minerbi S., Berbigier P., Ibrom A., Moncrieff J., Aubinet M., Bernhofer C., Jensen N.O., Vesala T., Granier A., Schulze E.-D., Lindroth A., Dolman A.J., Jarvis P.G., Ceulemans R., et Valentini R. (2001). Productivity overshadows temperature in determining soil and ecosystem respiration across European forests. *Global Change Biology*, 7 : pp. 269-278.
- Kaufman Y.J. et Tanré D. (1992). Atmospherically-resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30 : pp. 261–270.
- Kauppi P.E., Mielikäinen K., et Kuusela K. (1992). Biomass and carbon budget of European forests, 1971 to 1990. *Science*, 256 : pp. 70-74.
- Körner C. (2003). Slow in, rapid out : Carbon flux studies and Kyoto targets. *Science*, 300 : pp. 1242-1243.
- Kramer K., Leinonen I., Bartelink H.H., Berbigier P., Borghetti M., Bernhofer C., Cienciala E., Dolman A.J., Froer O., Gracia C.A., Granier A., Grünwald T., Hari P., Jans W., Kellomäki S., Loustau D., Magnani F., Markkanen T., Matteucci G., Mohren G.M.J, Moors E., Nissinen A., Peltola H., Sabaté S., Sánchez A., Sontag M., Valentini R., et Vesala T. (2002). Evaluation of 6 process-based forest growth models based on eddy-covariance measurements of CO₂ and H₂O fluxes at 6 forest sites in Europe. *Global Change Biology*, 8 : pp. 213-230.
- Kurz W. et Apps M. (1999). A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecological Applications*, 9(2) : pp. 526-547.
- Landsberg J.J. et Waring R.H. (1997). A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance, and partitioning. *Forest Ecology and Management*, 95 : pp. 209–228.
- Luckman A., Baker J., Honzák M., et Lucas R. (1998). Tropical forest biomass density estimation using JERS-1 SAR : Seasonal variation, confidence limits, and application to image mosaics. *Remote Sens. Environ.*, 63 : pp. 126–139.
- McGuire A.D., Sitch S., Clein J.S., Dargaville R., Esser G., Foley J., Heimann M., Joos F., Kaplan J., Kicklighter D.W., Meier R.A., Melillo J.M., Moore B. III, Prentice I.C., Ramankutty N., Reichenau T., Schloss A., Tian H., Williams L.J., et Wittenberg U. (2001). Carbon balance of the terrestrial biosphere in the twentieth century : Analyses of CO₂, climate and land-use effects with four process-based ecosystem models. *Global Biogeochemical Cycles*, 15 : pp. 183-206.
- Means J.E., Acker S.A., Harding D.J., Blair J.B., Lefsky M.A., Cohen W.B., Harmon M.E., et Mckee W.A. (1999). Use of large-footprint scanning airborne lidar to estimate forest stand characteristics in the Western Cascades of Oregon. *Remote Sens. Environ.*, 67 : pp. 298–308.
- Mollicone D., Matteucci G., Koble R., Masci A., Chiesi M., et Smits P.C. (2003). A model based approach for the estimation of carbon sink in European forest. Dans : Valentini R. (éd.) *Fluxes of carbon, water and energy of European forests*. Ecological Studies, Vol. 163. Springer-Verlag, Berlin, pp.179-206.
- Monteith J.L. (1977). Climate and the efficiency of crop production in Britain. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, Série B, 281 : pp. 277–294.
- Moreau L. et Li Z. (1996). A new approach for remote sensing of canopy absorbed photosynthetically active radiation. II : Proportion of canopy absorption. *Remote Sensing of Environment*, 55 : pp.192–204.

- Nabuurs G.J., Pavinien R., Sikkema R., et Mohren G.M.J. (1997). The role of European forests in the global carbon cycle – a review. *Biomass and Bioenergy*, 13 : pp. 345-358.
- Nilsson S., Jonas M., Obersteiner M., et Victor D.G. (2001). Verification : the gorilla in the struggle to slow global warming. *The Forestry Chronicle* 77(3) : pp. 475-478.
- Okuda T. et Nakane K. (1988). Application of Landsat MSS data to the vegetation classification—a case study of the northwestern part of Fukuoka prefecture, Japan. *Jpn. J. Ecol.*, 38 : pp. 85–97.
- Okuda T., Suzuki M., Adachi N., Yoshida K., Niiyama K., Nur Supardi M.N., Manokaran N., et Mazlan H. (2003). Logging history and its impact on forest structure and species composition in the Pasoh Forest Reserve—Implication for the sustainable management of natural resources and landscapes. Dans : Okuda T., Niiyama K., Thomas S.C., et Ashton P.S. (éds). *Pasoh : Ecology of a Rainforest in South East Asia*, Springer, Tokyo, pp. 15-34.
- Oreskes N., Shrader-Frechette K., et Belitz K. (1994). Verification, Validation, and Confirmation of Numerical Models in the Earth Sciences.. *Science*, 263 : pp. 641-646.
- Page S.E., Siegert F., Rieley J.O., Boehm H.-D.V., Jaya A., et Limin S. (2002). The amount of carbon released from peat and forest fires in Indonesia during 1997. *Nature*, 420 : pp. 61-65.
- Rauste Y., Häme T., Pulliainen J., Heiska K., et Hallikainen M. (1994). Radar-based forest biomass estimation. *Int. Jour. Remote Sensing*, 15(14) : pp. 2797-2808.
- Running S.W. (1994). Testing FOREST-BGC ecosystem process simulations across a climatic gradient in Oregon, *Ecol. Appl.*, 4(2) : pp. 238–247.
- Running S.W. et Coughlan J.C. (1988). A general model of forest ecosystem processes for regional applications I. Hydrological balance, canopy gas exchange and primary production processes. *Ecol. Model.*, 42 : pp. 125–154.
- Running S.W. et Hunt E.R. Jr. (1993). Generalization of a forest ecosystem process model for other biomes, BIOME-BGC, and an application for global-scale models. Dans : Ehleringer J.R. et Field C. (éds), *Scaling physiological processes : Leaf to globe*, Academic Press, San Diego, CA, pp. 141–158.
- Saatchi S.S., Nelson B., Podest E., et Holt J. (2000). Mapping land cover types in the Amazon Basin using 1 km JERS-1 mosaic. *Int. J. Remote Sens.*, 21 : pp. 1201–1234.
- Schulze E.-D., Valentini R., et Sanz M.-J. (2002). The long way from Kyoto to Marrakesh : implication of the Kyoto Protocol negotiations for global ecology. *Global Change Biology*, 8 : pp. 505-518.
- Smith P. (2001). Verifying sinks under the Kyoto Protocol. *VERTIC Briefing Paper* 01/03, 1-9 (<http://www.vertic.org/briefing/briefing.html>)
- Steinkamp R., Butterbach-Bahl K., et Papen H. (2001). Methane oxidation by soils of an N limited and N fertilized spruce forest in the Black Forest, Germany. *Soil Biology & Biochemistry*, 33 : pp. 145-153.
- Terhikki Manninen A. et Ulander L.M.H. (2001). Forestry parameter retrieval from texture in CARABAS VHF-Band SAR images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 39(12) : pp. 2622-2633.
- Trotter C.M., Dymond J.R., et Goulding C.J. (1997). Estimation of timber volume in a coniferous plantation forest using Landsat TM. *International Journal of Remote Sensing*, 18 : pp. 2209–2223.
- Uchijima Z. et Seino H. (1985). Agroclimatic evaluation of net primary productivity of natural vegetation. (1) Chikugo model for evaluating net primary productivity, *J. Agr. Met.*, 40 : pp. 343–352.
- Waring R.H. (1983). Estimating forest growth and efficiency in relation to canopy leaf area. *Adv. Ecol. Res.*, 13 : pp. 327-354.
- Waring R.H. et Running S.W. (1998). *Forest Ecosystems. Analysis at multiple scales*. Academic Press, San Diego, CA, États-Unis.