

CHAPITRE 2

METHODOLOGIES GENERIQUES APPLICABLES A DIVERSES CATEGORIES D’AFFECTATION DES TERRES

Auteurs

Harald Aalde (Norvège), Patrick Gonzalez (États-Unis), Michael Gytarsky (Fédération de Russie), Thelma Krug (Brésil), Werner A. Kurz (Canada), Rodel D. Lasco (Philippines), Daniel L. Martino (Uruguay), Brian G. McConkey (Canada), Stephen Ogle (États-Unis), Keith Paustian (États-Unis), John Raison (Australie), N.H. Ravindranath (Inde), Dieter Schoene (FAO), Pete Smith (Royaume-Uni), Zoltan Somogyi (Commission européenne/Hongrie), Andre van Amstel (Pays-Bas) et Louis Verchot (ICRAF/États-Unis)

Table des matières

| | | |
|-------|---|------|
| 2.1 | Introduction..... | 2.7 |
| 2.2 | Cadre de travail pour les inventaires | 2.7 |
| 2.2.1 | Vue d'ensemble de l'estimation des variations des stocks de carbone..... | 2.7 |
| 2.2.2 | Vue d'ensemble de l'estimation des émissions sans CO ₂ | 2.13 |
| 2.2.3 | Conversion des variations des stocks de C en émissions de CO ₂ | 2.13 |
| 2.3 | Méthodes génériques pour les émissions et absorptions de CO ₂ | 2.13 |
| 2.3.1 | Variations des stocks de carbone de la biomasse (biomasse aérienne et biomasse souterraine) | 2.14 |
| 2.3.2 | Variations des stocks de carbone dans la matière organique morte | 2.25 |
| 2.3.3 | Variations des stocks de carbone des sols | 2.34 |
| 2.4 | Émissions sans CO ₂ | 2.50 |
| 2.5 | Recommandations supplémentaires pour les méthodes de niveau 3 | 2.60 |
| 2.5.1 | Inventaires de niveau 3 basés sur des mesures | 2.60 |
| 2.5.2 | Inventaires de niveau 3 basés sur des modèles..... | 2.62 |

Équations

| | | |
|---------------|--|------|
| Équation 2.1 | Variations annuelles des stocks de carbone pour la totalité du secteur AFAT, représentées en tant que somme des variations dans toutes les catégories d'affectation des terres | 2.8 |
| Équation 2.2 | Variations annuelles des stocks de carbone pour une catégorie d'affectation des terres en tant que somme des variations dans chaque strate de la catégorie | 2.8 |
| Équation 2.3 | Variations annuelles des stocks de carbone pour une strate de catégorie d'affectation des terres en tant que somme des variations dans tous les pools..... | 2.9 |
| Équation 2.4 | Variations annuelles des stocks de carbone pour un pool particulier, calculées par les gains et les pertes (méthode gains-pertes)..... | 2.12 |
| Équation 2.5 | Variations des stocks de carbone dans un pool particulier en tant que différence moyenne annuelle entre des estimations effectuées à deux points temporels différents (méthode de différence des stocks) | 2.12 |
| Équation 2.6 | Émissions sans CO ₂ vers l'atmosphère | 2.13 |
| Équation 2.7 | Variations annuelles des stocks de carbone de la biomasse des terres restant dans la même catégorie d'affectation des terres (méthode gains-pertes) | 2.15 |
| Équation 2.8 | Variations annuelles des stocks de carbone de la biomasse des terres restant dans la même catégorie d'affectation des terres (méthode de différence des stocks) | 2.15 |
| Équation 2.9 | Augmentation annuelle des stocks carbone de la biomasse due à la croissance de la biomasse dans les terres restant dans la même catégorie d'affectation des terres | 2.18 |
| Équation 2.10 | Gains annuels moyens de biomasse | 2.18 |
| Équation 2.11 | Diminutions annuelles des stocks de carbone dues aux pertes de biomasse dans les terres restant dans la même catégorie d'affectation des terres | 2.19 |
| Équation 2.12 | Pertes annuelles de carbone de la biomasse dues à l'extraction de bois | 2.20 |
| Équation 2.13 | Pertes annuelles de carbone de la biomasse dues à l'extraction de bois de chauffage | 2.21 |
| Équation 2.14 | Pertes annuelles de carbone de la biomasse dues à des perturbations..... | 2.21 |

| | | |
|---------------|---|------|
| Équation 2.15 | Variations annuelles des stocks de carbone de la biomasse dans les terres converties à d'autres catégories d'affectation des terres (niveau 2)..... | 2.24 |
| Équation 2.16 | Variations initiales des stocks de carbone de la biomasse pour les terres converties à d'autres catégories de terres | 2.24 |
| Équation 2.17 | Variations annuelles des stocks de carbone de la matière organique morte..... | 2.26 |
| Équation 2.18 | Variations annuelles des stocks de carbone du bois mort ou de la litière (méthode gains-pertes)..... | 2.28 |
| Équation 2.18 | Variations annuelles des stocks de carbone du bois mort ou de la litière (méthode de différence des stocks)..... | 2.28 |
| Équation 2.20 | Carbone annuel de la biomasse transféré vers la matière organique morte..... | 2.29 |
| Équation 2.21 | Pertes annuelles de carbone de la biomasse dues à la mortalité..... | 2.30 |
| Équation 2.22 | Transfert annuel de carbone vers les rémanents..... | 2.30 |
| Équation 2.23 | Variations annuelles des stocks de carbone pour le bois mort et la litière, dues à la conversion des terres..... | 2.32 |
| Équation 2.24 | Variations annuelles des stocks de carbone des sols..... | 2.36 |
| Équation 2.25 | Variations annuelles des stocks de carbone organique des sols minéraux | 2.37 |
| Équation 2.26 | Pertes annuelles de carbone des sols organiques drainés (CO ₂)..... | 2.43 |
| Équation 2.27 | Estimation des émissions de gaz à effet de serre dues au feu | 2.53 |

Figures

| | | |
|------------|---|------|
| Figure 2.1 | Cycle de carbone généralisé dans les écosystèmes terrestres AFAT, montrant les flux de carbone entrant et sortant du système, et les flux passant entre les cinq pools de C du système..... | 2.10 |
| Figure 2.2 | Diagramme décisionnel générique d'identification du niveau approprié d'estimation des variations des stocks de carbone de la biomasse dans une catégorie d'affectation des terres..... | 2.17 |
| Figure 2.3 | Diagramme décisionnel générique d'identification du niveau approprié d'estimation des variations des stocks de carbone de la matière organique morte dans une catégorie d'affectation des terres..... | 2.27 |
| Figure 2.4 | Diagramme décisionnel générique d'identification du niveau approprié d'estimation des variations des stocks de carbone dans les sols minéraux par catégorie d'affectation des terres..... | 2.40 |
| Figure 2.5 | Diagramme décisionnel générique d'identification du niveau approprié d'estimation des variations des stocks de carbone dans les sols organiques par catégorie d'affectation des terres..... | 2.41 |
| Figure 2.6 | Diagramme décisionnel générique d'identification du niveau approprié d'estimation des émissions de gaz à effet de serre dues au feu dans une catégorie d'affectation des terres..... | 2.54 |
| Figure 2.7 | Étapes d'élaboration d'un système d'estimation d'inventaire de niveau 3 basé sur des modèles..... | 2.64 |

Tableaux

| | | |
|-------------|--|------|
| Tableau 2.1 | Exemple d'une matrice simple (niveau 2) pour les impacts des perturbations sur les pools de carbone..... | 2.23 |
| Tableau 2.2 | Valeurs par défaut de niveau 1 pour les stocks de carbone du bois mort et de la litière ... | 2.34 |
| Tableau 2.3 | Stocks de C organique des sols de référence par défaut (végétation indigène) (COS_{REF}) pour les sols minéraux (tonnes C ha ⁻¹ dans une profondeur de 0-30 cm)..... | 2.39 |
| Tableau 2.4 | Valeurs de consommation de la biomasse (matière organique morte plus biomasse vivante) (tonnes matière sèche ha ⁻¹) pour les feux dans divers types de végétation | 2.55 |
| Tableau 2.5 | Facteurs d'émissions (g kg ⁻¹ matière sèche brûlée) pour différents types de brûlage. Les valeurs sont des moyennes de \pm SD basées sur l'étude exhaustive menée par Andreae et Merlet (2001)..... | 2.57 |
| Tableau 2.6 | Valeurs des facteurs de combustion (proportion de biomasse présente avant le feu et consommée) pour les feux dans divers types de végétation..... | 2.58 |

Encadrés

- Encadré 2.1 Autres formulations de l'équation 2.25 pour des données sur les activités à l'approche 1 par rapport à des données sur les activités à l'approche 2 ou 3 avec matrices de transition 2.42
- Encadré 2.2 Comparaison entre l'utilisation de statistiques agrégées d'approche 1 et l'emploi de données sur les activités d'approche 2 ou 3 avec matrices de transition..... 2.45

2 METHODOLOGIES GENERIQUES APPLICABLES A DIVERSES CATEGORIES D'AFFECTATION DES TERRES

2.1 INTRODUCTION

Les méthodes d'estimation des émissions et absorptions de gaz à effet de serre dans le secteur de l'agriculture, la foresterie et autres affectations des terres (AFAT) se divisent en deux grandes catégories : 1) Les méthodes d'application similaires à tout type d'affectation des terres (soit des méthodes génériques pour les terres forestières, terres cultivées, prairies, terres humides, établissements, et autres terres) ; et 2) les méthodes ne s'appliquant qu'à une seule catégorie d'affectation des terres ou appliquées à des données rassemblées au niveau national, sans affectation spécifique des terres. Le chapitre 2 présente principalement des descriptions de méthodologies génériques conformes à la catégorie (1) et permettant d'estimer les variations des stocks de carbone d'un écosystème mais aussi d'estimer les flux sans CO₂ dus au feu. Ces méthodes s'appliquent similairement aux six catégories d'affectation des terres. Les conseils génériques méthodologiques donnés comprennent :

- Un cadre de travail général d'application des méthodes dans chaque catégorie d'affectation des terres spécifique ;
- Les choix méthodologiques à faire, avec des équations et des valeurs par défaut pour les méthodes de niveau 1 d'estimation des variations des stocks de C et des émissions sans CO₂ ;
- De recommandations générales sur l'utilisation de méthodes de niveaux plus élevés ;
- Des conseils sur l'utilisation de la base de données des facteurs d'émission du GIEC (EFDB) ; et
- Une estimation des incertitudes.

Les recommandations et détails spécifiques concernant la mise en place des méthodes pour chaque catégorie d'affectation des terres et de changement d'affectation des terres, y compris le choix des facteurs d'émission, la compilation de données sur les activités et l'évaluation de l'incertitude sont donnés dans les chapitres correspondant aux catégories spécifiques d'affectation des terres (lire les chapitres 4 à 9). Les recommandations relatives aux calculs des inventaires pour chaque affectation des terres spécifique se réfèrent au présent chapitre chaque fois que les méthodes sont génériques.

2.2 CADRE DE TRAVAIL POUR LES INVENTAIRES

La présente section présente une approche systématique pour l'estimation des variations des stocks de carbone (et émissions et absorptions de CO₂ associées) imputables à la biomasse, la matière organique morte et les sols, ainsi que l'estimation des émissions de gaz à effet de serre sans CO₂ imputables au feu. Des équations générales représentant le niveau de catégories d'affectation des terres et des strates sont suivies d'une courte description des processus présentant des équations plus détaillées pour les variations des stocks de carbone dans des pools spécifiques et par catégorie d'affectation des terres. Des principes d'estimations des émissions sans CO₂ et des équations communes sont proposés. Des équations spécifiques permettant d'estimer les émissions et les absorptions dues à des processus à l'intérieur d'un pool et par catégorie, correspondant directement aux calculs effectués sur les feuilles de travail, sont fournies aux sections 2.3 et 2.4.

2.2.1 Vue d'ensemble de l'estimation des variations des stocks de carbone

Les émissions et absorptions de CO₂ au secteur AFAT, basées sur les changements intervenant dans les stocks de C de l'écosystème, sont estimées pour chaque catégorie d'affectation des terres (y compris les terres restant dans la

même catégorie d'affectation des terres et les terres converties en une autre affectation des terres). Les variations des stocks de carbone sont résumées par l'équation 2.1.

ÉQUATION 2.1

VARIATIONS ANNUELLES DES STOCKS DE CARBONE POUR LA TOTALITE DU SECTEUR AFAT, REPRESENTÉES EN TANT QUE SOMME DES VARIATIONS DANS TOUTES LES CATEGORIES D'AFFECTION DES TERRES

$$\Delta C_{AFAT} = \Delta C_{TF} + \Delta C_{TC} + \Delta C_P + \Delta C_{TH} + \Delta C_E + \Delta C_{AT}$$

Où :

ΔC = Variations des stocks de carbone

Les indices inférieurs indiquent les catégories d'affectation des terres suivantes :

AFAT = Agriculture, foresterie et autres affectations des terres

TF = Terres forestières

TC = Terres cultivées

P = Prairies

TH = Terres humides

E = Établissements

AT = Autres terres

Pour chaque catégorie d'affectation des terres, les variations des stocks de carbone sont estimées pour toutes les *strates* ou subdivisions de territoires choisies pour celle-ci (équation 2.2) (par exemple, la zone climatique, l'écotype, le type de sol, le régime d'exploitation, etc., lire le chapitre 3).

Les variations des stocks de carbone à l'intérieur d'une strate sont estimées en étudiant les processus du cycle de carbone entre les pools de carbone, comme l'indique le tableau 1.1 du chapitre 1. Le graphique de suivi du cycle de carbone (figure 2.1) présente les cinq pools et flux associés, y compris les entrées et les sorties du système, ainsi que les transferts possibles entre pools.

Généralement, les variations des stocks de carbone à l'intérieur d'une strate sont estimées en additionnant les variations de tous les pools, comme à l'équation 2.3. En outre, les variations des stocks de carbone dans les sols peuvent être désagrégées pour les stocks de C dans les sols minéraux et les émissions imputables aux sols organiques. Les produits ligneux récoltés (PLR) sont également inclus comme pool supplémentaire.

ÉQUATION 2.2

VARIATIONS ANNUELLES DES STOCKS DE CARBONE POUR UNE CATEGORIE D'AFFECTION DES TERRES EN TANT QUE SOMME DES VARIATIONS DANS CHAQUE STRATE DE LA CATEGORIE

$$\Delta C_{AfT} = \sum_i \Delta C_{AfT_i}$$

Où :

ΔC_{AfT} = Variations des stocks de carbone pour une affectation des terres (AfT) telle que définie par l'équation 2.1.

i = Indique une strate ou subdivision spécifique à l'intérieur de la catégorie d'affectation des terres (selon toute combinaison d'espèces, zones climatiques, écotypes, régimes d'exploitation, etc. ; lire le chapitre 3), $i = 1$ à n .

ÉQUATION 2.3

**VARIATIONS ANNUELLES DES STOCKS DE CARBONE POUR UNE STRATE DE CATEGORIE
D'AFFECTION DES TERRES EN TANT QUE SOMME DES VARIATIONS DANS TOUS LES POOLS**

$$\Delta C_{Aft_i} = \Delta C_{BA} + \Delta C_{BS} + \Delta C_{BM} + \Delta C_{LI} + \Delta C_{SO} + \Delta C_{PLR}$$

Où :

ΔC_{Aft_i} = Variations des stocks de carbone pour une strate de catégorie d'affectation des terres

Les indices inférieurs indiquent les pools de carbone suivants :

BA = Biomasse aérienne

BS = Biomasse souterraine

BM = Bois mort

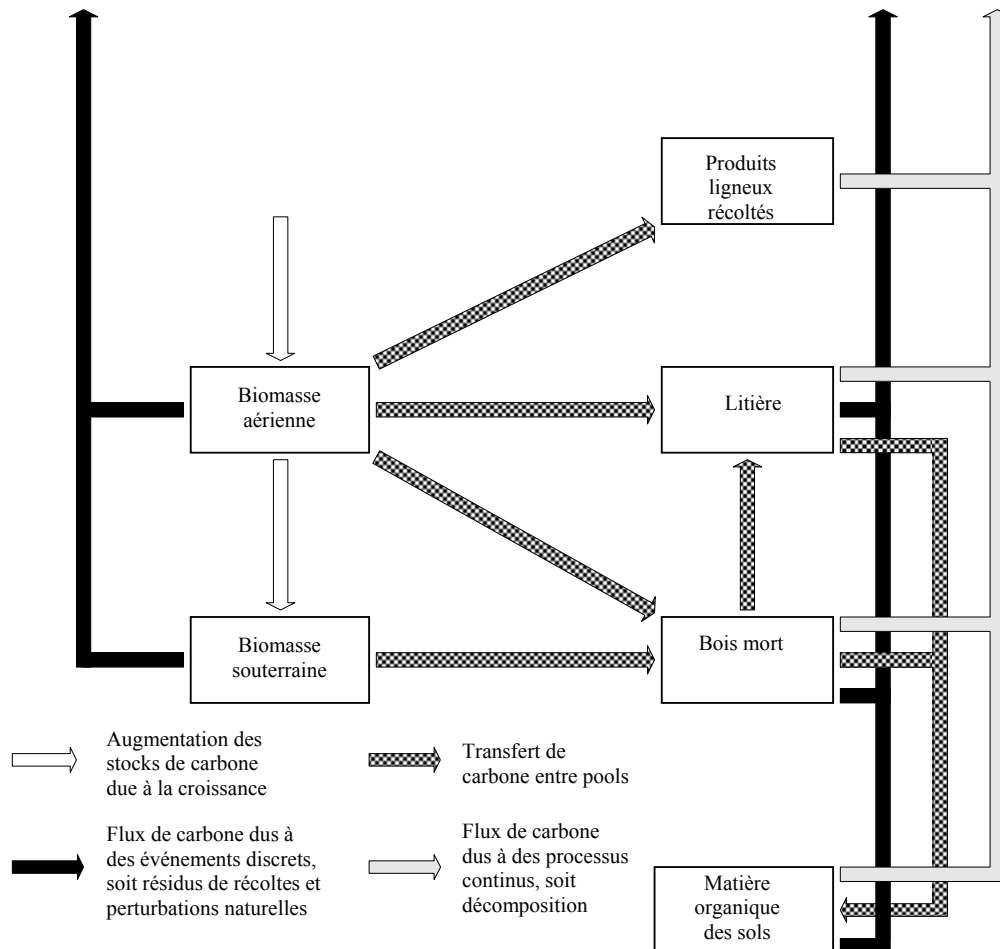
LI = Litière

SO = Sols

PLR = Produits ligneux récoltés

L'estimation des variations des pools et flux de carbone dépend de la disponibilité des données et des modèles, mais aussi des ressources et des capacités à rassembler et analyser des informations supplémentaires (voir au chapitre 1, section 1.3.3 l'analyse des catégories clés). Le tableau 1.1 du chapitre 1 présente les pools pertinents à chaque catégorie d'affectation des terres pour les méthodes de niveau 1, et indique les références correspondantes dans les tableaux de présentation. Les variations des stocks peuvent ne pas être estimées pour tous les pools présents dans l'équation 2.3, en fonction des circonstances nationales et des niveaux choisis. Les méthodes de niveau 1 incluent plusieurs hypothèses simplificatrices, utilisées en raison des limites imposées par la dérivation d'ensembles de données par défaut pour l'estimation de certaines variations des stocks :

Figure 2.1 Cycle de carbone généralisé dans les écosystèmes terrestres AFAT, montrant les flux de carbone entrant et sortant du système, et les flux passant entre les cinq pools de C du système.



- Au niveau 1, on estime que les variations des stocks de C de la biomasse souterraine sont nulles (au niveau 2, les données spécifiques au pays sur les rapports biomasse souterraine/aérienne peuvent être utilisées pour estimer les variations des stocks souterrains) ;
- Au niveau 1, les pools de bois mort et de litière sont souvent rassemblés sous l'appellation « matière organique morte » (voir ci-dessous) ; et
- Au niveau 1, on estime que les stocks de matière organique morte sont nuls pour les catégories d'affectation des terres non forestières. Pour les terres forestières converties en une autre affectation des terres, les valeurs par défaut d'estimation des stocks de carbone de la matière organique morte sont fournies au niveau 1.

Le cycle du carbone inclut des variations des stocks de carbone dues à la fois aux processus continus (c'est-à-dire la croissance, la décomposition) et aux événements discrets (c'est-à-dire des perturbations comme les récoltes, le feu, les invasions d'insectes, les changements d'affectation des terres et autres événements). Les processus continus peuvent affecter les stocks de carbone dans toutes les zones, tous les ans, alors que les événements discrets (c'est-à-dire les perturbations) entraînent des émissions et redistribuent le carbone de l'écosystème dans des zones spécifiques (soit, à l'endroit où s'est déroulée la perturbation) et dans l'année de l'événement.

Les perturbations peuvent également avoir des conséquences durables, comme la décomposition des arbres brûlés ou arrachés par le vent. À toutes fins pratiques, les méthodes de niveau 1 supposent que toutes les émissions post-perturbations (moins l'absorption des produits ligneux récoltés) sont estimées à l'intérieur de la perturbation, c'est-à-dire dans l'année de la perturbation. Par exemple, au lieu d'estimer la décomposition de la matière organique morte laissée après une perturbation sur une période couvrant plusieurs années, toutes les émissions post-perturbation sont estimées dans l'année de l'événement.

Au niveau 1, on estime que le taux de transfert moyen entrant dans la matière organique morte (bois mort et litière) est égal au taux de transfert moyen sortant de la matière organique morte ; la variation nette de stock est donc nulle. Cette hypothèse signifie qu'il n'est pas nécessaire de quantifier les stocks de matière organique morte (bois mort et litière) au niveau 1 pour les territoires restant dans la même catégorie d'affectation des terres¹. La logique de cette approche se base sur le fait que les stocks de matière organique morte, notamment le bois mort, sont grandement variables et spécifiques à l'endroit où ils se trouvent ; dépendent du type et de l'âge de la forêt, de l'histoire des perturbations et de leur gestion. En outre, rares sont les données sur les taux de décomposition des débris ligneux grossiers ; on a donc estimé qu'il n'était pas envisageable d'employer des facteurs par défaut et des estimations des incertitudes applicables mondialement. On encourage les pays dans lesquels les régimes d'exploitation forestière, les perturbations et les types de forêts varient beaucoup à agréger des données nationales afin d'estimer l'impact de ces variations à l'aide des méthodologies de niveau 2 ou 3 et d'utiliser ces estimations pour l'établissement de leurs rapports sur les variations des stocks de carbone et les émissions et absorptions sans CO₂.

Toutes les estimations des variations de stocks de carbone, c'est-à-dire la croissance, les transferts internes et les émissions, sont présentées sous forme d'unités de carbone, pour que les calculs restent cohérents. Les données concernant les stocks de biomasse, les accroissements, les récoltes, etc., peuvent initialement être représentés en tant qu'unités de matière sèche, qu'il faudra ensuite convertir en tonnes de carbone pour tous les calculs suivants. Pour estimer les variations des stocks, deux approches fondamentalement différentes, mais aussi valides, existent : 1) une approche basée sur les processus, qui estime l'équilibre net d'ajouts et d'absorptions d'un stock de carbone ; et 2) une approche basée sur les stocks, qui estime la différence présentée par un stock de carbone à deux moments différents.

Pour tous les pools, les variations annuelles des stocks de carbone peuvent être estimées en utilisant l'approche basée sur les processus, conformément à l'équation 2.4 qui présente la *méthode gains-pertes* relative à tous les gains et toutes les pertes de carbone. Les gains peuvent être imputables à la croissance (augmentation de la biomasse), et au transfert de carbone d'un autre pool (par exemple, le transfert de carbone du pool de la biomasse vivante vers le pool de matière organique morte, en raison de récoltes ou de perturbations naturelles). Les gains seront toujours indiqués par un signe positif (+). Quant aux pertes, elles peuvent être imputables aux transferts de carbone d'un pool à l'autre (par exemple, le carbone de l'abattage lors d'une récolte représente une perte pour le pool de biomasse aérienne), ou à des émissions dues à la décomposition, aux récoltes, au brûlage, etc. Les pertes seront toujours indiquées par un signe négatif (-).

¹ Au niveau 1, les émissions imputables aux stocks de C de la litière sont comptabilisées pour la conversion des forêts en autres affectations des terres.

ÉQUATION 2.4
VARIATIONS ANNUELLES DES STOCKS DE CARBONE POUR UN POOL PARTICULIER, CALCULEES PAR
LES GAINS ET LES PERTES (METHODE GAINS-PERTES)

$$\Delta C = \Delta C_G - \Delta C_P$$

Où :

ΔC = Variations annuelles des stocks de carbone dans le pool, tonnes C an⁻¹

ΔC_G = Gains annuels de carbone, tonnes C an⁻¹

ΔC_P = Pertes annuelles de carbone, tonnes C an⁻¹

À noter que les absorptions de CO₂ sont des transferts de l'atmosphère vers un pool, alors que les émissions de CO₂ sont des transferts d'un pool à l'atmosphère. Tous les transferts n'impliquent pas d'émissions ou d'absorptions, puisqu'un transfert d'un pool à un autre représente une perte pour le pool donateur, mais un gain de quantité égale pour le pool récepteur. Par exemple, un transfert du pool de biomasse aérienne au pool de bois mort représente une perte du pool de biomasse aérienne et un gain égal pour le pool de bois mort, et n'entraîne pas nécessairement d'émission immédiate de CO₂ vers l'atmosphère (selon le niveau utilisé).

La méthode utilisée à l'équation 2.4 est nommée *méthode gains-pertes* parce qu'elle inclut tous les processus entraînant des variations des pools. Une approche alternative basée sur les stocks est la *méthode de différence des stocks*, qui peut être utilisée lorsque les stocks de carbone des pools pertinents sont mesurés à deux points temporels différents afin d'évaluer les variations des stocks de carbone, comme dans l'équation 2.5.

ÉQUATION 2.5
VARIATIONS DES STOCKS DE CARBONE DANS UN POOL PARTICULIER EN TANT QUE DIFFERENCE
MOYENNE ANNUELLE ENTRE DES ESTIMATIONS EFFECTUEES A DEUX POINTS TEMPORELS
DIFFERENTS (METHODE DE DIFFERENCE DES STOCKS)

$$\Delta C = \frac{(C_{t_2} - C_{t_1})}{(t_2 - t_1)}$$

Où :

ΔC = Variations annuelles des stocks de carbone dans le pool, tonnes C an⁻¹

C_{t_1} = Stock de carbone dans le pool au point temporel t_1 , tonnes C

C_{t_2} = Stock de carbone dans le pool au point temporel t_2 , tonnes C

Si les variations des stocks de C sont estimées par hectare, la valeur est alors multipliée par la superficie totale de chaque strate, afin d'obtenir l'estimation totale des variations des stocks pour le pool. Dans certains cas, les données sur les activités peuvent se présenter sous forme de totaux par pays (par exemple les produits ligneux), auquel cas les estimations de variations des stocks pour le pool concerné sont évaluées directement à partir des données sur les activités, après utilisation des facteurs appropriés permettant d'obtenir des unités de masse de C. Lorsque la méthode de différence des stocks est utilisée pour une catégorie d'affectation des terres spécifique, il faut s'assurer que la superficie de la terre de cette catégorie est identique aux points temporels t_1 et t_2 , afin d'éviter de confondre les estimations de variations des stocks avec les changements relatifs aux superficies.

La méthode des processus se prête à la modélisation d'approches utilisant des coefficients dérivés de données de recherches empiriques. Ces coefficients permettent de « lisser » la variabilité interannuelle alors que la méthode de variations des stocks, qui se base sur la différence des estimations de stocks à deux points temporels différents, le fait difficilement. Les deux méthodes sont valides tant qu'elles sont capables de représenter les perturbations réelles ainsi que les tendances continuellement variables, et peuvent être vérifiées par comparaison avec les mesures réelles.

2.2.2 Vue d'ensemble de l'estimation des émissions sans CO₂

Les émissions sans CO₂ proviennent de nombreuses sources, y compris des sols, du bétail et du fumier, de la combustion de la biomasse, du bois mort et de la litière. Au contraire des estimations d'émissions de CO₂ des variations des stocks de biomasse, l'estimation des gaz à effet de serre sans CO₂ implique normalement un taux d'émissions allant d'une source directement vers l'atmosphère. Le taux (équation 2.6) est généralement déterminé par le facteur d'émission d'un gaz (par exemple, le H₄, le N₂O) et une catégorie de source spécifiques et la superficie (par exemple, le sol ou la zone brûlés), la population (par exemple, le bétail) ou la masse (par exemple, la biomasse ou le fumier), qui définissent la source d'émissions.

ÉQUATION 2.6
ÉMISSIONS SANS CO₂ VERS L'ATMOSPHERE
Emissions = A • FE

Où :

Émissions = Émissions sans CO₂, tonnes de gaz sans CO₂

A = Données sur les activités liées à la source d'émissions (par exemple, superficie, nombre d'animaux ou unités de masse, en fonction du type de source)

FE = Facteur d'émissions pour un gaz et une catégorie de source spécifiques, tonnes par unité de A

De nombreuses émissions de gaz à effet de serre sans CO₂ sont soit associées à une affectation des terres spécifique (par exemple, les émissions de CH₄ dues au riz) soit estimées typiquement à partir de données nationales agrégées (par exemple, les émissions de CH₄ dues au bétail et les émissions de N₂O dues aux sols gérés). Lorsqu'une source d'émissions est associée à une seule affectation des terres, la méthodologie choisie pour cette émission est décrite au chapitre correspondant à cette catégorie d'affectation des terres spécifique (par exemple, le méthane dérivé du riz est décrit au chapitre 5, terres cultivées). Les émissions généralement basées sur des données agrégées sont renseignées dans des chapitres séparés (par exemple le chapitre 10 traite des émissions liées au bétail, et le chapitre 11 des émissions de N₂O des sols gérés et des émissions de CO₂ dues au chaulage et à l'application d'urée). Le présent chapitre ne décrit que les méthodes d'estimation des émissions sans CO₂ (et de CO₂) dues à la combustion de biomasse, et qui peuvent apparaître dans différentes catégories d'affectation des terres.

2.2.3 Conversion des variations des stocks de C en émissions de CO₂

Pour l'établissement des rapports, les variations des catégories de stocks de C (qui impliquent des transferts vers l'atmosphère) peuvent être converties en unités d'émissions de CO₂ en multipliant les variations des stocks de C par -44/12. Lorsqu'une quantité importante de variations des stocks de carbone passe par des émissions de CO et de CH₄, alors ces émissions de carbone sans CO₂ doivent être soustraites des émissions ou absorptions de CO₂ estimées, en utilisant les méthodes fournies pour l'estimation de ces gaz. Lorsque les compilateurs d'inventaires effectuent ces estimations, ils doivent évaluer chaque catégorie afin de s'assurer que le carbone correspondant n'a pas déjà été couvert par les hypothèses et approximations effectuées lors de l'estimation des émissions de CO₂.

À noter également que toutes les variations des stocks ne correspondent pas à des émissions. La conversion du C en CO₂ se base sur le rapport des poids moléculaires (44/12). Le changement de signe (-) se réfère à la convention selon laquelle les augmentations de stocks de C, c'est-à-dire des variations de stocks positives (+) représentent des absorptions (ou émissions « négatives ») depuis l'atmosphère, tandis que les diminutions de stocks de C, c'est-à-dire des variations de stocks négatives (-) représentent des émissions positives vers l'atmosphère.

2.3 METHODES GENERIQUES POUR LES EMISSIONS ET ABSORPTIONS DE CO₂

La section 2.2 précisait que les émissions et absorptions de CO₂ au secteur AFAT étaient généralement estimées sur la base des variations des stocks de carbone des écosystèmes. Ces variations consistent en biomasse souterraine et

aérienne, matière organique morte (c'est-à-dire bois mort et litière), et matière organique des sols. Les pertes nettes des stocks totaux de carbone de l'écosystème sont utilisées pour estimer les émissions de CO₂ vers l'atmosphère, et les gains nets des stocks totaux de carbone de l'écosystème sont utilisés pour estimer l'absorption de CO₂ provenant de l'atmosphère. Les transferts entre pools peuvent être pris en compte, le cas échéant. Les variations des stocks de carbone peuvent être estimées en utilisant des méthodes d'inventaires directs ou des modèles de processus. Tous les stocks ou pools de C peuvent exister dans toutes les catégories d'affectation des terres ; en conséquence les points méthodologiques communs à toutes les catégories d'affectation des terres sont décrits ici. Dans certains cas, les pertes de stocks ou pools de carbone peuvent entraîner des émissions de gaz sans CO₂ tels que le méthane, le monoxyde de carbone, et entre autres le carbone organique volatil non méthanique. Les méthodes d'estimation des émissions de ces gaz sont présentées à la section 2.4. Les *bonnes pratiques* exigent de vérifier que la couverture des émissions de CO₂ et sans CO₂ dues aux pertes des stocks ou pools de carbone est complète, afin d'éviter omissions ou doubles comptages. Les détails concernant l'application spécifique de ces méthodes à une catégorie d'affectation des terres particulière sont fournis aux chapitres 4 à 9 correspondant aux affectations des terres.

2.3.1 Variations des stocks de carbone de la biomasse (biomasse aérienne et biomasse souterraine)

La biomasse des plantes constitue un stock de carbone important dans de nombreux écosystèmes. La biomasse se trouve dans les parties aériennes et souterraines des plantes annuelles et vivaces. La biomasse associée aux plantes herbacées annuelles vivaces (c'est-à-dire non ligneuses) est relativement éphémère : elle se décompose et se régénère annuellement ou sur quelques années. En conséquence, les émissions dues à la décomposition sont contrebalancées par les absorptions dues à la repousse. Ainsi, les stocks nets de C globaux de la biomasse restent plutôt stables sur la durée. En conséquence, les méthodes se basent sur les variations des stocks dans la biomasse, associées aux plantes ligneuses et aux arbres, et qui peuvent accumuler de grandes quantités de carbone (jusqu'à des centaines de tonnes par ha) durant leur durée de vie. Les variations des stocks de carbone dans la biomasse des terres forestières représenteront sans doute une sous-catégorie importante en raison des flux substantiels dus à l'exploitation et aux récoltes, aux perturbations naturelles, à la mortalité naturelle et à la repousse de la forêt. En outre, les conversions d'affectations des terres de terres forestières à d'autres affectations des terres entraînent souvent des pertes substantielles de carbone du pool de la biomasse. Les arbres et les plantes ligneuses peuvent exister dans les six catégories d'affectation des terres, même si les stocks de biomasse sont généralement plus vastes sur les terres forestières. Pour les besoins de l'inventaire, les variations des stocks de C dans la biomasse sont estimées pour (i) les terres restant dans la même catégorie d'affectation des terres et (ii) les terres converties à une autre catégorie d'affectation des terres. Selon les conventions adoptées pour l'établissement des rapports, toutes les émissions et absorptions associées à un changement d'affectation des terres sont notifiées dans la nouvelle catégorie d'affectation des terres.

2.3.1.1 TERRES RESTANT DANS UNE CATEGORIE D'AFFECTATION DES TERRES

L'équation 2.3 inclut les cinq pools de carbone pour lesquels il faut estimer les variations des stocks. La présente section démontre les méthodes d'estimation des gains, pertes et variations nettes de carbone de la biomasse. Les gains incluent la croissance de la biomasse dans ses composantes aériennes et souterraines. Les pertes sont classifiées en tant d'abattage ou récolte de bois, collecte de bois de chauffage et pertes dues à des perturbations naturelles sur des terres gérées, comme le feu, les invasions d'insectes et les événements climatiques extrêmes (par exemple des ouragans ou des inondations). Deux méthodes sont fournies pour estimer les variations des stocks de carbone dans la biomasse.

La méthode gains-pertes, qui exige une soustraction des pertes de carbone de la biomasse des gains de carbone de la biomasse (équation 2.7). Cette méthode est la base de la méthodologie de niveau 1, pour laquelle des valeurs par défaut nécessaires au calcul des accroissements et des pertes sont fournies dans le présent volume, afin d'estimer les variations des stocks de la biomasse. Les méthodes de niveau plus élevé utilisent des données spécifiques au pays pour estimer les taux de gains et de pertes. Pour tous les niveaux, ces estimations exigent des données sur les activités spécifiques au pays ; toutefois au niveau 1, ces données peuvent être obtenues dans des bases de données compilées mondialement (par exemple, les statistiques de la FAO).

ÉQUATION 2.7
VARIATIONS ANNUELLES DES STOCKS DE CARBONE DE LA BIOMASSE DES TERRES RESTANT DANS LA MEME CATEGORIE D'AFFECTATION DES TERRES (METHODE GAINS-PERTES)

$$\Delta C_B = \Delta C_G - \Delta C_P$$

Où :

ΔC_B = Variations annuelles des stocks de carbone de la biomasse (somme des termes représentant la biomasse aérienne et souterraine à l'équation 2.3) pour chaque sous-catégorie de terres, en prenant en compte la totalité de la superficie, tonnes C an⁻¹

ΔC_G = Augmentation annuelle des stocks de carbone due aux gains de biomasse pour chaque sous-catégorie de terres, prenant en compte la totalité de la superficie, C an⁻¹

ΔC_P = Diminution annuelle des stocks de carbone due aux pertes de biomasse pour chaque sous-catégorie de terres, prenant en compte la totalité de la superficie, C an⁻¹

Les variations des stocks de C dans la biomasse pour les terres restant dans la même catégorie d'affectation des terres (par exemple, les *terres forestières restant terres forestières*) se basent sur des estimations des gains et pertes annuels dans les stocks de biomasse. Cette méthode est valable pour tous les pays quel que soit le niveau choisi. Elle peut être utilisée par les pays qui n'ont pas de système d'inventaire national des stocks de biomasse ligneuse. Les données par défaut sont fournies dans les chapitres des catégories d'affectation des terres pour les compilateurs d'inventaires n'ayant pas accès aux données spécifiques de leur pays. Des feuilles de travail utilisant des méthodes et des équations ont également été élaborées (annexe 1).

La méthode de différence des stocks exige l'établissement d'inventaires sur les stocks de carbone de la biomasse pour une superficie particulière à deux points temporels différents. Les variations annuelles de la biomasse sont représentées par la différence enregistrée dans le stock de biomasse entre le moment t_2 et le moment t_1 , divisée par le nombre d'années entre les inventaires (équation 2.8). Dans certains cas, les données primaires sur la biomasse peuvent se présenter sous forme de données sur le volume de bois, par exemple, tirées d'enquêtes sur les forêts, auquel cas les facteurs sont fournis afin de convertir le volume de bois en unités de masse du carbone, comme le montre l'équation 2.8.b.

ÉQUATION 2.8
VARIATIONS ANNUELLES DES STOCKS DE CARBONE DE LA BIOMASSE DES TERRES RESTANT DANS LA MEME CATEGORIE D'AFFECTATION DES TERRES (METHODE DE DIFFERENCE DES STOCKS)

$$\Delta C_B = \frac{(C_{t_2} - C_{t_1})}{(t_2 - t_1)} \quad (a)$$

Où :

$$C = \sum_{i,j} \{S_{i,j} \cdot V_{i,j} \cdot FECS_{i,j} \cdot (1 + Tx_{i,j}) \cdot FC_{i,j}\} \quad (b)$$

Où :

ΔC_B = Variation annuelle des stocks de carbone de la biomasse (somme des termes représentant la biomasse aérienne et souterraine de l'équation 2.3) pour les terres restant dans la même catégorie, (par exemple *terres forestières restant terres forestières*), tonnes C an⁻¹

C_{t_2} = Totalité du carbone de la biomasse pour chaque sous-catégorie de terres au point temporel t_2 , tonnes C

C_{t_1} = Totalité du carbone de la biomasse pour chaque sous-catégorie de terres au point temporel t_1 , tonnes C

C = Totalité du carbone de la biomasse du point temporel t_1 au point temporel t_2

S = Superficie restant dans la même catégorie d'affectation des terres, ha (voir la remarque ci-dessous)

V = Volume de stock en croissance commercialisable, m³ ha⁻¹

i = Zone écologique i ($i = 1$ à n)

j = Domaine climatique j ($j = 1$ à m)

Tx = Taux de biomasse aérienne par rapport à la biomasse souterraine, tonnes m.s. de biomasse souterraine (tonne m.s. de biomasse aérienne)⁻¹

FC = Fraction de carbone de la matière sèche, tonne C (tonne m.s.)⁻¹

FECB_S = Facteur d'expansion et de conversion de la biomasse pour l'expansion du volume de stock en croissance commercialisable par rapport à la biomasse aérienne, tonnes de croissance de biomasse aérienne (m³ de volume de stock en croissance)⁻¹, (voir tableau 4.5 pour les terres forestières). Le FECB_S transforme les volumes commercialisables de stock en croissance directement dans la biomasse aérienne. Les valeurs de FECB_S sont plus pratiques car elles peuvent s'appliquer directement aux données d'inventaire forestier basées sur le volume et les recensements des activités, sans avoir besoin de la densité ligneuse de base (D). Elles fournissent les meilleurs résultats, lorsqu'elles ont été dérivées localement et qu'elles sont basées directement sur le volume commercialisable. Toutefois, si les valeurs FECB_S ne sont pas disponibles, et si le facteur d'expansion de la biomasse (FEB_S) et les valeurs de D sont estimées séparément, la conversion suivante peut être utilisée :

$$\text{FECB}_S = \text{FEB}_S \bullet D$$

La superficie concernée par l'application de la *méthode de différence des stocks* ou de la *méthode gains-pertes* est à l'évidence la superficie restant dans la catégorie pertinente à la fin de l'année pour laquelle on effectue l'inventaire. Toutes les autres terres se trouveront dans une catégorie de conversion (voir section 2.3.1.2). Après un changement d'affectation des terres, la période de temps au cours de laquelle une terre reste dans une catégorie de conversion est par défaut de 20 ans (période de temps présumée nécessaire pour que les stocks de carbone atteignent l'équilibre à des fins de calculs des coefficients par défaut dans les *Lignes directrices GIEC 1996*, retenue pour le *GPG-LULUCF* et également dans le présent volume, même si d'autres périodes peuvent être utilisées à des niveaux plus élevés, en fonction des circonstances nationales). Selon les hypothèses par défaut, donc, une terre doit rester dans une affectation des terres pendant 20 ans avant d'être transférée d'une catégorie de conversion à une catégorie permanente. Certaines variations des stocks de carbone ont lieu pendant l'année de conversion, toutefois il est important de rester cohérent quant à la période pendant laquelle une terre reste dans la catégorie de conversion, sous peine de voir les approches à l'estimation des superficies décrites dans le chapitre suivant ne pas fonctionner. Les variations des stocks terminées dans l'année suivant la conversion seront reliées à la superficie convertie annuellement, et les superficies correspondant pourront être considérées comme des sous-catégories de la catégorie de conversion, restant toutefois dans la catégorie de conversion jusqu'à la fin des 20 ans par défaut ou de toute autre période de temps de conversion.

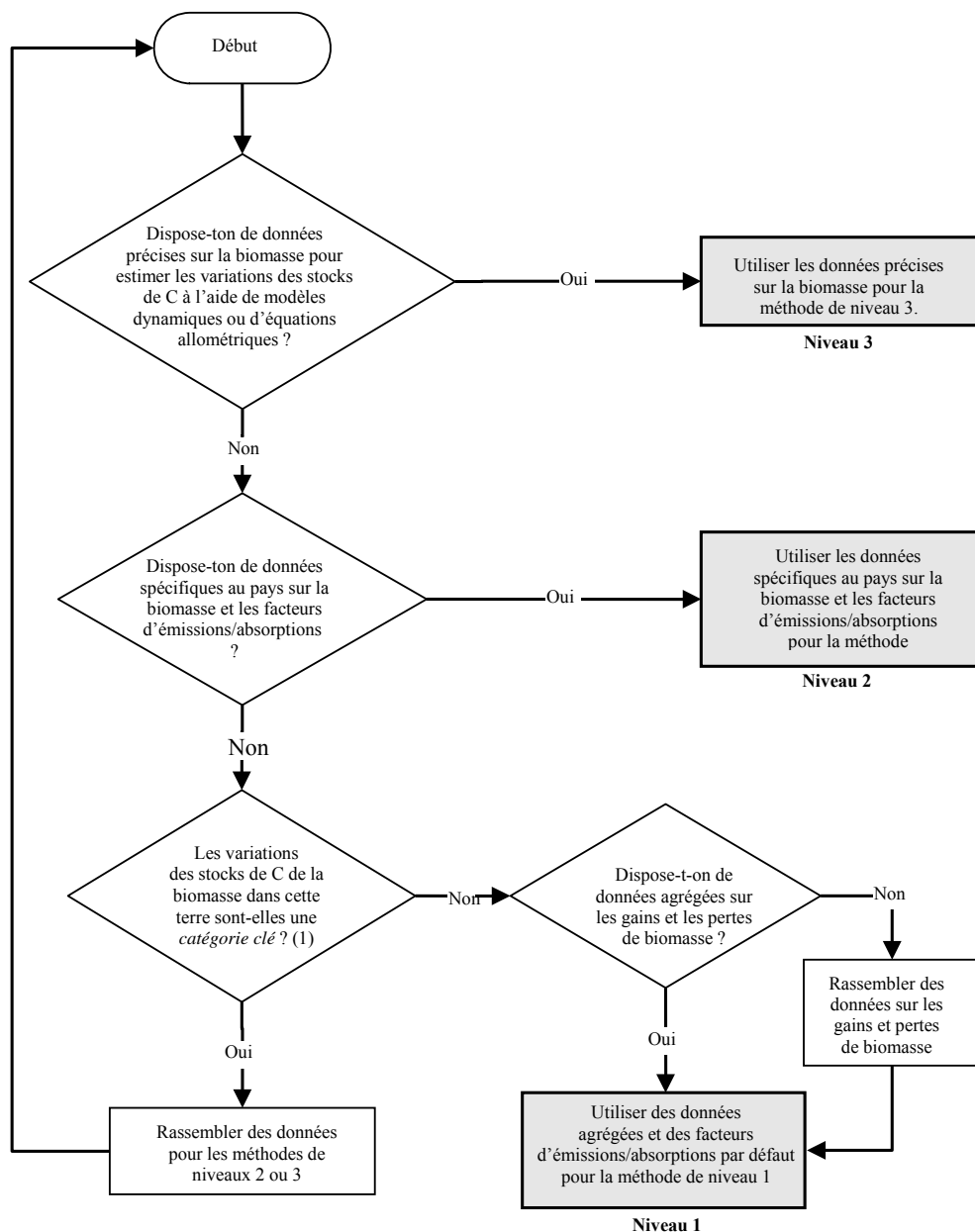
La *méthode de différence des stocks* s'appliquera dans les pays ayant des systèmes d'inventaires nationaux pour les forêts et autres catégories d'affectation des terres, et où les stocks des différents pools de biomasse sont mesurés à intervalles périodiques. La *méthode de différence des stocks* exige des ressources plus importantes et nombreux sont les pays qui n'ont pas de systèmes d'inventaires pour les forêts et autres catégories d'affectation des terres. Cette méthode convient aux pays adoptant une approche de niveau 3 ou dans certains cas de niveau 2, mais pourrait ne pas convenir aux pays choisissant une approche de niveau 1, car les données seront limitées. Il est important de s'assurer que le système d'inventaire génère bien des données sur les gains et les pertes des pools de carbone de la biomasse.

Les deux méthodes ci-dessus peuvent être employées pour estimer les variations des stocks de carbone de la biomasse pour toutes les catégories de terres (par exemple *terres forestières restant terres forestières*, *prairies restant prairies*, et *terres cultivées restant terres cultivées*) lorsqu'il pourrait y avoir de la biomasse ligneuse vivace. La figure 2.2 peut être utilisée par les organismes chargés des inventaires pour identifier le niveau adéquat d'estimation des variations des stocks de carbone de la biomasse.

À noter que certaines pertes de biomasse peuvent entraîner des émissions de C sous d'autres formes que du CO₂, comme la consommation de biomasse et les émissions de méthane (CH₄) par des termites et autres animaux sauvages.² Les méthodes de niveau 1 par défaut pour ce type de sources n'ont pas été élaborées, et les pays souhaitant estimer ces émissions aux fins de leurs rapports devront utiliser une approche de niveau 3.

² Les pertes de carbone CO₂ et sans CO₂ associées au brûlage de la biomasse *sont estimées* de manière à ce que les émissions de carbone **ne soient pas** comptées deux fois.

Figure 2.2 Diagramme décisionnel générique d'identification du niveau approprié d'estimation des variations des stocks de carbone de la biomasse dans une catégorie d'affectation des terres.



Remarque : Lire le chapitre 4 du volume 1 (*Choix méthodologique – Identification des catégories clés*) et particulièrement la section 4.1.2 traitant des ressources limitées, pour une discussion des catégories clés et de l'emploi des diagrammes décisionnels.

A METHODES D'ESTIMATION DES VARIATIONS DES STOCKS DE CARBONE DE LA BIOMASSE (ΔC_B)

A.1 Estimation de l'augmentation annuelle des stocks de carbone de la biomasse (méthode gains-pertes), ΔC_G

Cette méthode, de niveau 1, permet à tout pays de calculer les gains annuels de biomasse, en utilisant des taux de croissance de la biomasse par défaut, et des estimations des superficies et des gains de biomasse annuels moyens, pour tous types et strates d'affectations des terres (par exemple, zone climatique, zone écologique, type de végétation) (équation 2.9).

ÉQUATION 2.9
AUGMENTATION ANNUELLE DES STOCKS CARBONE DE LA BIOMASSE DUE A LA CROISSANCE DE LA BIOMASSE DANS LES TERRES RESTANT DANS LA MEME CATEGORIE D'AFFECTION DES TERRES

$$\Delta C_G = \sum_{i,j} (S_{i,j} \cdot C_{ce-TOTALE_{i,j}} \cdot FC_{i,j})$$

Où :

ΔC_G = Augmentation annuelle des stocks de carbone de la biomasse pour les terres restant dans la même catégorie d'affectation des terres, par type de végétation et zone climatique, tonnes C an⁻¹

S = Superficie restant dans la même catégorie d'affectation des terres, ha

$C_{ce-TOTALE}$ = Croissance annuelle moyenne de la biomasse, tonnes m.s. ha⁻¹ an⁻¹

i = Zone écologique (i = 1 à n)

j = Domaine climatique (j = 1 à m)

FC = Fraction de carbone de la matière sèche, tonne C (tonne m.s.)⁻¹

$C_{ce-TOTAL}$ représente la croissance totale de biomasse déduite de la croissance de la biomasse aérienne (C_G) pour obtenir la croissance de la biomasse souterraine. Ce résultat est possible directement, en employant une méthode de niveau 1, utilisant les valeurs par défaut de C_G pour les arbres naturellement régénérés ou des catégories de plantations vastes avec Tx, le taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne, différencié par type de végétation ligneuse. Aux niveaux 2 et 3, l'accroissement annuel net (I_V) peut être utilisé soit avec la densité ligneuse de base (D) et le facteur d'expansion de la biomasse ($FECB_A$), soit directement avec la conversion de biomasse et le facteur d'expansion ($FECB_A$) pour la conversion de l'accroissement annuel net à l'accroissement de la biomasse aérienne pour tous les types de végétation. L'équation 2.10 présente les relations entre ces éléments.

ÉQUATION 2.10
GAINS ANNUELS MOYENS DE BIOMASSE
Niveau 1

$$C_{ce-TOTALE} = \sum \{C_{ce} \cdot (1 + Tx)\}$$

: Les données de l'augmentation de la biomasse (matière sèche) sont utilisées directement.

Niveaux 2 et 3

$$C_{ce-TOTALE} = \sum \{I_V \cdot FECB_A \cdot (1 + Tx)\}$$

: Les données d'augmentation annuelle nette sont utilisées pour estimer C_{ce} en employant un facteur d'expansion et de conversion de la biomasse

Où :

$C_{ce-TOTALE}$ = Croissance annuelle moyenne de biomasse souterraine et aérienne, tonnes m. s. ha⁻¹ an⁻¹

C_{ce} = Croissance annuelle moyenne de la biomasse aérienne pour un type spécifique de végétation ligneuse, tonnes m.s. ha⁻¹ an⁻¹

T_x = Taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne pour un type spécifique de végétation, en tonne m.s. de biomasse souterraine (tonne m.s. biomasse aérienne)⁻¹. T_x doit être fixé à zéro si l'on estime qu'il n'y a pas eu de modifications des schémas d'allocation de la biomasse souterraine (niveau 1).

I_V = Accroissement annuel moyen net d'un type de végétation spécifique, m³ ha⁻¹ an⁻¹

$FECB_A$ = Facteur d'expansion et de conversion de la biomasse pour la conversion de l'accroissement annuel net en volume (y compris l'écorce) en accroissement de la biomasse aérienne pour un type de végétation spécifique, tonnes d'accroissement de la biomasse aérienne (m³ d'accroissement annuel net)⁻¹, (voir tableau 4.5 pour les terres forestières). Si les valeurs $FECB_A$ ne sont pas disponibles, et si le facteur d'expansion de la biomasse (FEB) et la densité ligneuse de base (D) sont estimés séparément, la conversion suivante peut être utilisée :

$$FECB_A = FEB_A \bullet D$$

Les facteurs d'expansion de la biomasse (FEB_A)³ utilisent le volume commercialisable pour obtenir le volume de biomasse aérienne total, afin de prendre en compte les éléments non commercialisables de l'accroissement. FEB_A est non dimensionnel.

Les estimations de $FECB_A$ pour la biomasse ligneuse (vivace) sur des terres non forestières comme des prairies (savanes), des terres cultivées (agroforesterie), des vergers, des cultures de café, de thé et de caoutchouc peuvent ne pas être disponibles facilement. À ce moment-là, les valeurs par défaut de $FECB_A$ tirées d'un type de forêts le plus proche de la végétation non forestière peuvent être utilisées pour convertir la biomasse commercialisable en biomasse totale. Les $FECB_A$ ne sont pertinents que pour la biomasse ligneuse vivace des arbres, pour laquelle des données sur la biomasse commercialisable existent. Pour les arbustes, les herbes et les cultures vivaces, les données d'accroissement de la biomasse en termes de tonnes de matière sèche par hectare peuvent être directement disponibles, et dans ce cas l'équation 2.10 n'est pas nécessaire.

A.2 Estimation des diminutions annuelles des stocks de carbone de la biomasse dues aux pertes (méthode gains-pertes), ΔC_p

Le calcul des variations des stocks de carbone de la biomasse à l'aide de la *méthode gains-pertes* nécessite l'estimation des pertes. À noter que l'estimation des pertes est également nécessaire avec la *méthode de différence des stocks* afin d'estimer les transferts de biomasse vers la matière organique morte lorsqu'on utilise des méthodes d'estimation de niveau plus élevé (voir ci-dessous). Les pertes de biomasse annuelles sont représentées par la somme des pertes dues à l'extraction de bois (récolte), l'extraction de bois de chauffage (sans compter le bois de chauffage provenant de débris de bois), et d'autres pertes dues à des perturbations, comme le feu, les tempêtes, les insectes et les maladies. Les relations entre ces éléments sont représentées à l'équation 2.11.

ÉQUATION 2.11

DIMINUTIONS ANNUELLES DES STOCKS DE CARBONE DUES AUX PERTES DE BIOMASSE DANS LES TERRES RESTANT DANS LA MEME CATEGORIE D'AFFECTATION DES TERRES

$$\Delta C_p = P_{\text{extraction-de-bois}} + P_{\text{bois-de-chauffage}} + P_{\text{perturbations}}$$

Où :

ΔC_p = Diminutions annuelles des stocks de carbone dues aux pertes de biomasse dans les terres restant dans la même catégorie d'affectation des terres, tonnes C an⁻¹

$P_{\text{extraction de bois}}$ = Diminutions annuelles de carbone dues à l'extraction de bois, tonnes C an⁻¹ (voir équation 2.12)

³ Dans certaines applications, les FEB sont utilisés pour déduire du poids mort de composés commercialisables ou de biomasse des tiges la biomasse totale, avec ou sans les racines, ou pour convertir et déduire du volume commercialisable ou de tiges la biomasse totale ou aérienne (Somogyi *et al.*, 2006). Comme le montre le présent document, les FEB transforment toujours le poids mort de composés commercialisables, y compris l'écorce, en biomasse aérienne, racines exceptées.

$P_{\text{bois de chauffage}}$ = Diminutions annuelles de carbone de la biomasse dues à l'extraction de bois de chauffage, tonnes C an⁻¹ (voir équation 2.13)

$P_{\text{perturbations}}$ = Diminutions annuelles de carbone de la biomasse dues aux perturbations, tonnes C an⁻¹ (voir équation 2.14)

L'équation 2.11 et les équations suivantes (2.12 à 2.14) peuvent s'appliquer directement aux terres forestières. Ces équations (2.11 à 2.14) sont également utilisables pour estimer les pertes des terres cultivées et des prairies, si les données d'extraction de bois (récoltes), d'extraction de bois de chauffage et les pertes dues aux perturbations sont disponibles pour la biomasse ligneuse vivace. Dans les terres cultivées et les prairies exploitées intensivement mais aussi en état de dégradation avancée, les pertes de biomasse ligneuse vivace seront probablement peu élevées. Les pertes par défaut de carbone de la biomasse pour les récoltes d'espèces ligneuses sont fournies pour la méthodologie de niveau 1 correspondant aux terres cultivées (voir tableau 5.1). À des fins de cohérence, il faut également noter que les données sur l'extraction d'arbres telles qu'utilisées à l'équation 2.11 doivent être comparées à l'apport aux PLR au chapitre 12.

Les trois éléments à droite de l'équation 2.11 sont obtenus comme suit :

Diminution de la biomasse et du carbone due à l'extraction de bois (récoltes),

$P_{\text{extraction de bois}}$

La méthode d'estimation des pertes annuelles de biomasse dues à l'extraction de bois est fournie à l'équation 2.12.

| |
|---|
| <p>ÉQUATION 2.12</p> <p>PERTES ANNUELLES DE CARBONE DE LA BIOMASSE DUES A L'EXTRACTION DE BOIS</p> $P_{\text{extraction-de-bois}} = \{R \bullet FECE_E \bullet (1 + Tx) \bullet FC\}$ |
|---|

Où :

$P_{\text{extraction de bois}}$ = Pertes annuelles de carbone dues à l'extraction de biomasse, tonnes C an⁻¹

R = Extraction annuelle de bois, bois rond, m³ an⁻¹

Tx = Taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne, en tonne m.s. de biomasse souterraine (tonne m.s. de biomasse aérienne)⁻¹. Tx doit être fixé à zéro si aucun changement n'est prévu en matière de schémas d'allocation de la biomasse souterraine (niveau 1).

FC = Fraction de carbone de la matière sèche, tonne C (tonne m.s.)⁻¹

FECE_E = Facteur d'expansion et de conversion de la biomasse en volume commercialisable par rapport à l'extraction totale de biomasse (écorce incluse), tonnes d'extraction de biomasse (m³ d'extraction)⁻¹, (voir tableau 4.5 pour les terres forestières). Toutefois, si les valeurs FECE_E ne sont pas disponibles, et si le facteur d'expansion de la biomasse pour l'extraction de bois (FECE_E) et les valeurs de densité ligneuse de base (D) sont estimés séparément, la conversion suivante peut être utilisée :

$$FECE_E = FECE_E \bullet D$$

S'il n'existe pas de données spécifiques au pays en matière d'extraction de bois rond, les experts chargés de l'inventaire devront utiliser les statistiques de la FAO sur les récoltes de bois. Les données statistiques de la FAO sur les récoltes de bois excluent l'écorce. Pour convertir les données statistiques de la FAO sur les récoltes de bois excluant l'écorce en données d'extractions commercialisables de bois incluant l'écorce, multiplier les données par le facteur d'expansion par défaut de 1,15.

Diminution de la biomasse et du carbone due à l'extraction de bois de chauffage,

$P_{\text{bois de chauffage}}$

L'extraction de bois de chauffage se divise souvent en deux éléments : premièrement, l'extraction d'arbres vivants et d'éléments d'arbres tels que la cime et les branches, alors que l'arbre lui-même reste dans la forêt, qui entraînera une réduction du carbone dans la biomasse des stocks croissants, et doit être considérée comme une perte de carbone de la biomasse. Deuxièmement, la collecte de bois mort et l'abattage, qui entraînent une diminution du pool de carbone de la matière organique morte. Si possible, les *bonnes pratiques* indiquent une estimation séparée de ces deux

éléments. Les pertes de carbone de la biomasse dues à l'extraction de bois de chauffage sur des arbres vivants sont estimées *via* l'équation 2.13.

ÉQUATION 2.13
PERTES ANNUELLES DE CARBONE DE LA BIOMASSE DUES A L'EXTRACTION DE BOIS DE CHAUFFAGE

$$P_{\text{bois-de-chauffage}} = [\{FG_{\text{arbres}} \bullet FECB_E \bullet (1 + Tx)\} + FG_{\text{parties}} \bullet D] \bullet FC$$

Où :

$P_{\text{bois de chauffage}}$ = Diminutions annuelles de carbone dues à l'extraction de bois de chauffage, tonnes C an⁻¹

FG_{arbres} = Volume annuel d'extraction de bois de chauffage sur des arbres entiers, m³ an⁻¹

FG_{parties} = Volume annuel d'extraction de bois de chauffage sur des parties d'arbres, m³ an⁻¹

Tx = Taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne, en tonne m.s. de biomasse souterraine (tonne m.s. de biomasse aérienne)⁻¹. Tx doit être fixé à zéro si aucun changement n'est prévu en matière de schémas d'allocation de la biomasse souterraine. (Niveau 1)

FC = Fraction de carbone de la matière sèche, tonne C (tonne m.s.)⁻¹

D = Densité ligneuse de base, tonnes m.s. m⁻³

$FECB_E$ = Facteur d'expansion et de conversion de la biomasse pour la conversion des extractions en volume commercialisable en extraction totale de biomasse (écorce incluse), tonnes d'extraction de biomasse (m³ d'extraction)⁻¹, (voir tableau 4.5 pour les terres forestières). Si les valeurs de $FECB_E$ ne sont pas disponibles, et si le facteur d'expansion de la biomasse pour l'extraction de bois (FEB_E) et les valeurs de densité ligneuse de base (D) sont estimés séparément, la conversion suivante peut être utilisée :

$$FECB_E = FEB_E \bullet D$$

Les facteurs d'expansion de la biomasse (FEB_E) permettent d'extrapoler l'extraction de bois commercialisable au volume total de la biomasse aérienne afin de prendre en compte les éléments non commercialisables de l'arbre, le peuplement et la forêt. FEB_E est non dimensionnel.

Si les données spécifiques au pays sur l'extraction de bois rond ne sont pas disponibles, les experts chargés de l'inventaire devront utiliser les statistiques de la FAO sur les récoltes de bois. À noter que les données statistiques de la FAO concernant les récoltes de bois excluent l'écorce. Pour convertir les données statistiques de la FAO sur les récoltes de bois excluant l'écorce en des données d'extractions commercialisables de bois incluant l'écorce, multiplier les données par le facteur d'expansion par défaut de 1,15.

Les récoltes de bois peuvent comprendre l'extraction de bois et de bois de chauffage : en d'autres termes, l'extraction de bois représentée à l'équation 2.12 peut inclure l'extraction de bois et de bois de chauffage. L'extraction de bois de chauffage peut également être notifiée séparément, à l'aide des équations 2.12 et 2.13. Pour éviter tout double comptage, les *bonnes pratiques* exigent que l'on vérifie la manière dont sont représentées les données sur le bois de chauffage dans le pays, et qu'on utilise l'équation la plus adaptée aux circonstances nationales. En outre, les récoltes de bois des forêts se transforment en apport aux PLR (chapitre 12). En conséquence, les *bonnes pratiques* exigent que l'on vérifie que la représentation des données relatives aux récoltes de bois soit cohérente entre les équations 2.12 et 2.13 et celles du chapitre 12.

Diminution de la biomasse et du carbone due aux perturbations, $P_{\text{perturbations}}$

Une approche générique d'estimation de la quantité de carbone perdu en raison des perturbations est représentée par l'équation 2.14. Il faudra utiliser cette méthode dans les cas particuliers de feux sur des terres gérées, y compris de feux sauvages ou contrôlés, afin d'apporter des éléments à la méthodologie d'estimation des émissions de CO₂ et sans CO₂ dues à des feux.

ÉQUATION 2.14
PERTES ANNUELLES DE CARBONE DE LA BIOMASSE DUES A DES PERTURBATIONS

$$P_{\text{perturbation}} = \{S_{\text{perturbation}} \bullet B_W \bullet (1 + Tx) \bullet FC \bullet fp\}$$

Où :

$P_{\text{perturbation}}$ = Autres pertes annuelles de carbone, tonnes C an⁻¹ (noter qu'il s'agit de la quantité de biomasse perdue dans la biomasse totale. La méthode de séparation entre la biomasse transférée à la matière organique morte et la biomasse oxydée et relâchée dans l'atmosphère est expliquée aux équations 2.15 et 2.16).

$S_{\text{perturbation}}$ = Superficie affectée par la perturbation, ha an⁻¹

B_w = Biomasse aérienne moyenne pour les superficies affectées par la perturbation, tonnes m.s. ha⁻¹

T_x = Taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne, en tonne m.s. de biomasse souterraine (tonne m.s. de biomasse aérienne)⁻¹. T_x doit être fixé à zéro si aucun changement de la biomasse souterraine n'est prévu (niveau 1).

FC = Fraction de carbone de la matière sèche, tonnes C (tonne m.s.)⁻¹

f_p = Fraction de biomasse perdue en raison de la perturbation (voir remarque ci-dessous)

À noter : Le paramètre f_p définit la proportion de biomasse perdue du pool de biomasse : une perturbation remplaçant le peuplement sera mortelle pour toute la biomasse ($f_p = 1$), alors qu'une perturbation due à des insectes pourra n'éliminer qu'une partie de la densité moyenne de C de la biomasse (exemple $f_p = 0,3$). L'équation 2.14 ne spécifie pas la destination du carbone extrait du stock de carbone de biomasse. L'hypothèse de niveau 1 se base sur le fait que toutes les $P_{\text{perturbations}}$ s'effectuent au cours de l'année de la perturbation. Les méthodes de niveau plus élevé présument qu'une partie de ce carbone est émise immédiatement alors qu'une autre partie est ajoutée aux pools de matière organique morte (bois mort, litière) ou aux PLR.

Les quantités de carbone de biomasse transférées différemment peuvent être définies en utilisant une matrice des perturbations pouvant être paramétrée de manière à définir les impacts des différents types de perturbations (Kurz *et al.*, 1992). Selon les *bonnes pratiques*, il faut, si possible, élaborer et utiliser une matrice des perturbations (tableau 2.1) pour chaque pool de biomasse, de matière organique morte et de carbone des sols, pour la proportion de carbone restant dans chaque pool, et les proportions transférées à d'autres pools, aux produits ligneux récoltés et à l'atmosphère, pendant la perturbation. La somme des proportions de chaque ligne équivaut toujours à 1, afin de s'assurer de la conservation du carbone. La valeur entrée dans la case A représente la proportion de biomasse aérienne restant après une perturbation (soit $1 - f_p$, selon la définition de f_p à l'équation 2.14). L'hypothèse de niveau 1 se base sur le fait que toute la f_p est émise au cours de l'année de la perturbation : en conséquence la valeur entrée dans la case F est f_p . Aux niveaux plus élevés, seule la proportion émise dans l'année est entrée dans la case F, et le reste est ajouté aux cases B et C pour les feux, et B, C et E pour les récoltes. Les *bonnes pratiques* exigent l'élaboration d'une matrice des perturbations, même au niveau 1, afin de s'assurer que tous les transferts des pools de carbone sont pris en compte, et ce même si on émet l'hypothèse que tout le carbone de la biomasse est émis dans l'année de la conversion de la terre. Il est également important de noter que certains transferts peuvent être petits voire insignifiants.

| TABLEAU 2.1 EXEMPLE D'UNE MATRICE SIMPLE (NIVEAU 2) POUR LES IMPACTS DES PERTURBATIONS SUR LES POOLS DE CARBONE | | | | | | | | |
|--|----------------------|-------------------------|--------------|---------|---------------------------------------|---------------------------------|-----------------|---|
| Vers : De : | Biomasse aérienne | Biomasse souterraine | Bois mort | Litière | Matière orga- nique des sols | Produits ligneux récoltés | Atmos- phère | Somme de la ligne (doit être égale à 1) |
| Biomasse aérienne | A | | B | C | D | E | F | 1 |
| Biomasse souterraine | | | | | | | | 1 |
| Bois mort | | | | | | | | 1 |
| Litière | | | | | | | | 1 |
| Matière organique des sols | | | | | | | | 1 |

Entrer la proportion de chaque pool indiqué à gauche de la matrice transférée au pool situé en haut de chaque colonne. Les pools à gauche de la matrice doivent tous être renseignés de manière exhaustive, et les valeurs de chaque ligne doivent être égales à 1.

Les transferts impossibles sont coloriés en noir.

Note : Les lettres A à F représentent les cases évoquées dans le texte.

2.3.1.2 TERRES CONVERTIES A UNE NOUVELLE CATEGORIE D'AFFECTION DES TERRES

La présente section décrit des méthodes d'estimation des émissions et des absorptions de carbone dues à la conversion d'une affectation des terres à une autre. Parmi les conversions possibles, on compte les conversions de terres non forestières à des terres forestières, de terres cultivées et terres forestières à des prairies, et de prairies à des terres forestières et terres cultivées.

Les émissions et absorptions de CO₂ sur les terres converties à une autre catégorie d'affectation des terres incluent les variations des stocks de carbone dans la biomasse aérienne et souterraine. Les variations annuelles des stocks de carbone pour chaque pool peuvent être estimées en utilisant l'équation 2.4 ($\Delta C_B = \Delta C_G - \Delta C_P$), où ΔC_G représente le gain annuel en carbone, et ΔC_P les pertes annuelles de carbone. ΔC_B peut être estimé séparément pour chaque affectation des terres (par exemple, terres forestières, terres cultivées, prairies) et catégorie de gestion (par exemple, forêt naturelle, plantation), par strate spécifique (par exemple, climat ou type de forêt).

METHODES D'ESTIMATION DES VARIATIONS DES STOCKS DE CARBONE DE LA BIOMASSE (ΔC_B)

i) Augmentation annuelle des stocks de carbone de la biomasse, ΔC_G

Niveau 1 : L'augmentation annuelle des stocks de carbone de la biomasse en raison de la conversion de terres à une autre catégorie d'affectation des terres peut être estimée en utilisant l'équation 2.9 présentée ci-dessus pour les terres restant dans leur catégorie. Le niveau 1 utilise une hypothèse par défaut selon laquelle il n'y a pas de variations des stocks de carbone initiaux de la biomasse due à la conversion. Cette hypothèse est valable si les données des anciennes affectations des terres sont indisponibles, ce qui peut être le cas lorsque les totaux de la superficie sont estimés à l'aide de l'approche 1 ou 2 décrite au chapitre 3 (Données non spatialement explicites sur les superficies). Cette approche implique une utilisation des paramètres par défaut de la section 4.5 (chapitre 4). Le territoire converti peut être catégorisé en fonction des pratiques d'exploitation (par exemple, plantations exploitées de manière

intensive et prairies ou plantations exploitées de manière extensive (peu d'apport), prairies ou terres cultivées abandonnées redevenant forêts) et doit être classé dans une catégorie de conversion pendant 20 ans ou tout autre laps de temps. Si l'on connaît l'ancienne affectation des terres d'une superficie convertie, on peut alors utiliser la méthode de niveau 2 décrite ci-dessous.

ii) Diminution annuelle des stocks de carbone de la biomasse due aux pertes, ΔC_P

Niveau 1 : La diminution annuelle des stocks de C de la biomasse due aux pertes sur des terres converties (extraction de bois ou abattages, collecte de bois de chauffage, perturbations) peut être estimée en utilisant les équations 2.11 à 2.14. Quant à l'augmentation des stocks de carbone, le niveau 1 se base sur l'hypothèse par défaut selon laquelle il n'y a pas de variation des stocks de carbone initiaux de la biomasse ; et cette hypothèse peut s'appliquer aux superficies estimées à l'aide de l'approche 1 ou 2 du chapitre 3, et des paramètres par défaut de la section 4.5.

iii) Méthodes plus élevées d'estimation des variations des stocks de carbone de la biomasse (ΔC_B)

Niveaux 2 et 3 : Les méthodes de niveau 2 (et 3) utilisent des données dérivées nationalement et des approches plus désagrégées et (ou) des modèles de procédés permettant d'effectuer des estimations plus précises des variations des stocks de carbone de la biomasse. Au niveau 2, l'équation 2.4 est remplacée par l'équation 2.15, où les variations des stocks de carbone sont calculées en tant que somme de l'augmentation du stock de carbone due à la croissance de la biomasse, des variations dues aux conversions réelles (différence des stocks de biomasse avant et après la conversion), et de la diminution des stocks de carbone due aux pertes.

ÉQUATION 2.15
VARIATIONS ANNUELLES DES STOCKS DE CARBONE DE LA BIOMASSE DES TERRES CONVERTIES A D'AUTRES CATEGORIES D'AFFECTATION DES TERRES (NIVEAU 2)

$$\Delta C_B = \Delta C_G + \Delta C_{CONVERSION} - \Delta C_P$$

Où :

ΔC_B = Variations annuelles des stocks de carbone de la biomasse des terres converties à une autre catégorie d'affectation des terres, en tonnes C an⁻¹

ΔC_G = Augmentation annuelle des stocks de carbone de la biomasse due à la croissance sur les terres converties à une autre catégorie d'affectation des terres, en tonnes C an⁻¹

$\Delta C_{CONVERSION}$ = Variations initiales des stocks de carbone de la biomasse sur les terres converties à une autre catégorie d'affectation des terres, en tonnes C an⁻¹

ΔC_P = Diminution annuelle des stocks de carbone de la biomasse due aux pertes causées par les récoltes, la collecte de bois de chauffage et les perturbations sur les terres converties à une autre catégorie d'affectation des terres, en tonnes C an⁻¹

La conversion à une autre catégorie de terres peut être associée à des variations des stocks de biomasse, par exemple une partie de la biomasse peut avoir été extraite par le défrichage, le repeuplement ou toute autre activité humaine. Ces variations initiales des stocks de carbone de la biomasse ($\Delta C_{CONVERSION}$) sont calculées à l'aide de l'équation 2.16 suivante :

ÉQUATION 2.16
VARIATIONS INITIALES DES STOCKS DE CARBONE DE LA BIOMASSE POUR LES TERRES CONVERTIES A D'AUTRES CATEGORIES DE TERRES

$$\Delta C_{CONVERSION} = \sum_i \{ (B_{APRES_i} - B_{AVANT_i}) \cdot \Delta S_{VERS_AUTRES_i} \} \cdot FC$$

Où :

$\Delta C_{CONVERSION}$ = Variations initiales des stocks de carbone de la biomasse pour les terres converties à une autre catégorie de terres, en tonnes C an⁻¹

$B_{APRÈS_i}$ = Stocks de biomasse sur le type de terre i immédiatement après conversion, tonnes m.s. ha⁻¹

B_{AVANT_i} = Stocks de biomasse sur le type de terre i immédiatement avant conversion, tonnes m.s. ha⁻¹

$\Delta S_{VERS_AUTRES_i}$ = Superficie d'affectation i convertie en une autre catégorie d'affectation des terres au cours d'une année donnée, ha an⁻¹

FC = Fraction de carbone de la matière sèche, tonnes C (tonne m.s.)⁻¹

i = Type d'affectation des terres convertie en une autre catégorie d'affectation des terres

Le calcul de $\Delta C_{CONVERSION}$ peut être utilisé séparément afin d'estimer les stocks de carbone sur des types de terres spécifiques (écosystèmes, types de sites, etc.) avant la conversion. $\Delta S_{VERS_AUTRES_i}$ se réfère à une année d'inventaire spécifique pour laquelle les calculs sont faits, mais la terre affectée par la conversion doit rester dans la catégorie de conversion pendant 20 ans ou tout autre laps de temps utilisé dans l'inventaire. Les inventaires utilisant des méthodes de niveau plus élevé peuvent employer une matrice de perturbation (tableau 2.1) pour la conversion des affectations des terres afin de quantifier la proportion de chaque pool de carbone transférée à d'autres pools avant la conversion, émise vers l'atmosphère (par exemple par le brûlage de résidus), ou extraite autrement lors de récoltes ou de défrichage.

Les équations 2.15 et 2.16 représentent des estimations plus précises que les méthodes de niveau 1 (où l'on utilise des données par défaut), car elles emploient des données spécifiques au pays et des approches plus désagrégées. Pour améliorer l'exactitude, on doit utiliser les données nationales sur les terres dont l'affectation est en transition et les valeurs nationales sur les stocks de carbone. En conséquence, les approches de niveau 2 et 3 doivent inclure des estimations qui utilisent des données précises sur les terres et les valeurs des stocks de carbone spécifiques au pays.

2.3.2 Variations des stocks de carbone dans la matière organique morte

La matière organique morte (MOM) se compose de bois mort et de litière (voir tableau 1.1). Estimer les dynamiques du carbone des pools de matière organique morte permet d'obtenir une plus grande exactitude lors de l'établissement de rapports, quant au lieu et au moment où les émissions et absorptions de carbone ont lieu. Par exemple, seule une partie du carbone contenu dans la biomasse exterminée lors du brûlage de la biomasse est émise dans l'atmosphère dans l'année du feu. La majeure partie de la biomasse s'ajoute aux pools de bois mort, de litière et des sols (les racines fines mortes sont incluses dans le sol), d'où le C sera émis pendant des années voire des dizaines d'années, pendant la décomposition de la matière organique morte. Les taux de décomposition diffèrent grandement selon les régions, allant d'un taux élevé dans les environnements chauds et humides à un taux faible dans les environnements froids et secs. Toutefois, même si la dynamique du carbone des pools de matière organique morte est bien comprise pour ce qui est de ses caractéristiques qualitatives, les pays pourront ne trouver des données réelles nationales sur les stocks de matière organique morte et leur dynamique qu'avec difficultés.

Dans les écosystèmes forestiers, les pools de MOM ont tendance à être les plus vastes suite à des perturbations remplaçant les peuplements, en raison de l'ajout de biomasse aérienne et souterraine résiduelle (racines). Dans les années suivant la perturbation, les pools de MOM déclinent car les pertes de carbone dues à la décomposition sont plus élevées que le taux d'ajout de carbone par la chute de litière, la mortalité et la régénération de la biomasse. Le développement du peuplement fait plus tard augmenter les pools de MOM. Pour représenter ces dynamiques, il faut estimer séparément les entrées et sorties dépendantes de l'âge, associées à la dynamique du peuplement et aux ajouts et pertes dus aux perturbations. Pour mettre en place ces procédures d'estimation plus complexes, il faut utiliser des méthodes de niveau plus élevé.

2.3.2.1 TERRES RESTANT DANS UNE CATÉGORIE D'AFFECTATION DES TERRES

L'hypothèse de niveau 1 pour les pools de bois mort et de litière pour toutes les catégories d'affectation des terres est que leurs stocks ne varient pas dans le temps si la terre reste dans la même catégorie d'affectation des terres. En conséquence, l'hypothèse estime que le carbone de la biomasse exterminée lors d'une perturbation ou l'exploitation des terres (sauf l'extraction des produits ligneux récoltés) est entièrement relâché vers l'atmosphère dans l'année de l'événement. Autrement dit, on estime que le carbone des composants non commercialisables et non commerciaux

transférés à la matière organique morte est égal à la quantité de carbone relâchée de la matière organique morte vers l'atmosphère par la décomposition et l'oxydation. Les pays peuvent utiliser des méthodes de niveau plus élevé pour estimer la dynamique du carbone de la matière organique morte. La présente section décrit les méthodes d'estimation aux niveaux 2 (et 3).

Les pays utilisant des méthodes de niveau 1 pour estimer les pools de MOM dans les terres restant dans la même catégorie d'affectation des terres indiquent qu'il n'y a pas de variations des stocks de carbone ou d'émissions de carbone provenant de ces pools. En conséquence, ni les émissions de CO₂ dues à la combustion de matière organique morte lors d'un feu ni les augmentations des stocks de carbone de la matière organique morte dans les années suivant un feu ne sont notifiées. En revanche, les émissions de gaz sans CO₂ dues au brûlage des pools de MOM sont notifiées. Les méthodes de niveau 2 d'estimation des variations des stocks de carbone dans les pools de MOM permettent de calculer les variations dans les pools de carbone de bois mort et de litière (équation 2.17). Deux méthodes sont possibles : soit noter les entrées et sorties (*méthode gains-pertes*, équation 2.18), soit estimer la différence dans les pools de MOM à deux points temporels différents (*méthode de différence des stocks*, équation 2.19). Pour effectuer ces estimations, il faut soit des inventaires détaillés incluant des mesures répétées des pools de bois mort et de litière, soit des modèles simulant les dynamiques du bois mort et de la litière. Les *bonnes pratiques* exigent une comparaison de ces modèles aux mesures du terrain, et une bonne documentation les concernant. La figure 2.3 est un diagramme décisionnel d'identification du niveau approprié pour l'estimation des variations des stocks de carbone de la matière organique morte.

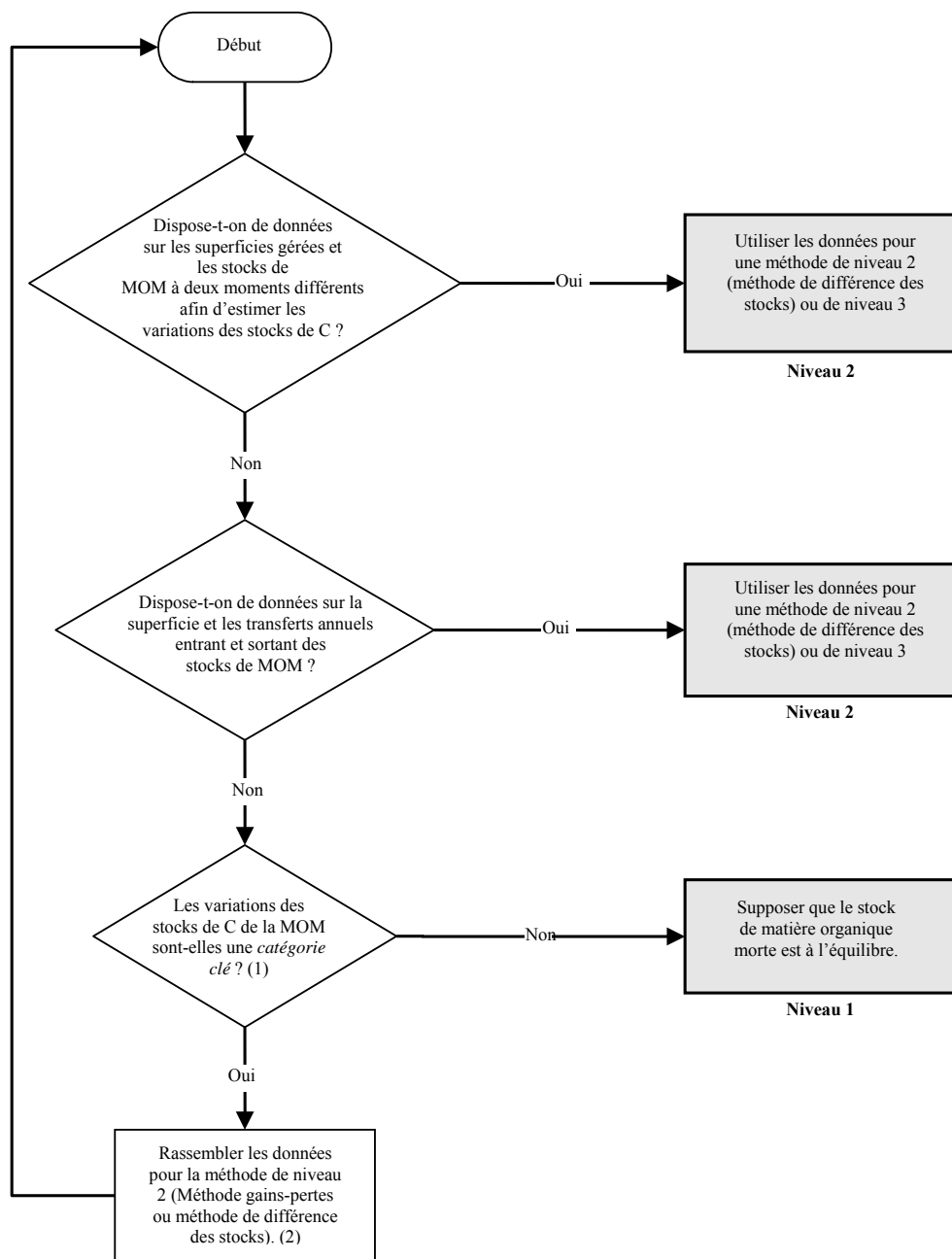
L'équation 2.17 présente un résumé des calculs à faire pour estimer les variations annuelles des stocks de carbone des pools de MOM :

| |
|---|
| <p>ÉQUATION 2.17</p> <p>VARIATIONS ANNUELLES DES STOCKS DE CARBONE DE LA MATIÈRE ORGANIQUE MORTE</p> $\Delta C_{MOM} = \Delta C_{BM} + \Delta C_{LI}$ |
|---|

Où :

- ΔC_{MOM} = Variations annuelles des stocks de carbone de la matière organique morte (sont inclus le bois mort et la litière), tonnes C an⁻¹
- ΔC_{BM} = Variations annuelles des stocks de carbone du bois mort, tonnes C an⁻¹
- ΔC_{LI} = Variations annuelles des stocks de carbone de la litière, tonnes C an⁻¹

Figure 2.3 Diagramme décisionnel générique d'identification du niveau approprié d'estimation des variations des stocks de carbone de la matière organique morte dans une catégorie d'affectation des terres.



Remarques :

- (1) Lire le chapitre 4 du volume 1 (Choix méthodologique – Identification des catégories clés) et particulièrement la section 4.1.2 traitant des ressources limitées, pour une discussion des *catégories clés* et de l'emploi des diagrammes décisionnels.
- (2) Les deux méthodes sont respectivement présentées aux équations 2.18 et 2.19.

Il existe deux méthodes d'estimation des variations des stocks de carbone des pools de bois mort et de litière pour une terre restée dans la même catégorie d'affectation des terres entre deux inventaires. Celles-ci sont présentées aux équations 2.18 et 2.19. On utilise la même équation pour les pools de bois mort et de litière, mais leurs valeurs respectives sont calculées séparément.

ÉQUATION 2.18
VARIATIONS ANNUELLES DES STOCKS DE CARBONE DU BOIS MORT OU DE LA LITIÈRE (METHODE GAINS-PERTES)

$$\Delta C_{MOM} = S \cdot \{ (MOM_{entrant} - MOM_{sortant}) \cdot FC \}$$

Où :

ΔC_{MOM} = Variations annuelles des stocks de carbone des pools de bois mort/de litière, tonnes C an⁻¹

S = Superficie gérée, ha

MOM_{entrant} = Transfert annuel moyen de biomasse dans le pool de bois mort/litière dû aux processus et aux perturbations annuels, tonnes m.s. ha⁻¹ an⁻¹ (voir l'explication détaillée à la section suivante).

MOM_{sortant} = Pertes de carbone annuelles moyennes dues à la décomposition et aux perturbations provenant des pools de bois mort et de litière, tonnes m.s. ha⁻¹ an⁻¹

FC = Fraction de carbone de la matière sèche, tonne C (tonne m.s.)⁻¹

L'équilibre net des pools de MOM expliqué dans l'équation 2.18 exige une estimation des entrées et des sorties dues aux processus annuels (chute de litière et décomposition), et des entrées et sorties associées aux perturbations. En conséquence, en pratique les approches de niveau 2 et 3 exigent des estimations des taux de décomposition et de transfert mais aussi des données sur les activités sur les récoltes et les perturbations, et leurs impacts sur la dynamique des pools de MOM. À noter que les entrées de biomasse dans les pools de MOM utilisées à l'équation 2.18 sont un sous-ensemble des pertes de biomasse estimées à l'équation 2.7. Les pertes de biomasse de l'équation 2.7 comprennent de la biomasse supplémentaire extraite du site par les récoltes ou perdue dans l'atmosphère, dans le cas du feu.

La méthode choisie dépend des données disponibles et sera probablement liée à la méthode choisie pour les stocks de carbone de la biomasse. Les transferts entrant ou sortant des pools de bois mort ou de litière, pour l'équation 2.18, peuvent être difficiles à estimer. La méthode de différence des stocks décrite à l'équation 2.19 peut être employée par les pays dont les données d'inventaire forestier contiennent des informations sur les pools de MOM, d'autres données d'enquête suivant les principes présentés dans l'annexe 3A.3 (Échantillonnage) du chapitre 3, et/ou des modèles simulant la dynamique du bois mort et de la litière.

ÉQUATION 2.18
VARIATIONS ANNUELLES DES STOCKS DE CARBONE DU BOIS MORT OU DE LA LITIÈRE (METHODE DE DIFFERENCE DES STOCKS)

$$\Delta C_{MOM} = \left[S \cdot \frac{(MOM_{t_2} - MOM_{t_1})}{T} \right] \cdot FC$$

Où :

ΔC_{MOM} = Variations annuelles des stocks de carbone du bois mort/de la litière, tonnes C an⁻¹

S = Superficie gérée, ha

MOM_{t1} = Stock de bois mort/litière au point temporel t₁ pour les terres gérées, tonnes m.s. ha⁻¹

MOM_{t2} = Stock de bois mort/litière au point temporel t₂ pour les terres gérées, tonnes m.s. ha⁻¹

T = (t₂ - t₁) = Laps de temps écoulé entre la deuxième estimation des stocks et la première estimation des stocks, an

FC = Fraction de carbone de la matière sèche, (par défaut = 0,37 pour la litière) tonne C (tonne m.s.)⁻¹

À noter que lorsqu'on utilise la méthode de variations des stocks (par exemple dans l'équation 2.19), la superficie utilisée pour les calculs du stock de carbone doit être la même aux points temporels t_1 et t_2 . Si le territoire n'est pas le même les estimations des stocks de carbone et des variations des stocks seront erronées. Les *bonnes pratiques* recommandent d'utiliser le territoire à la fin de la période d'inventaire (t_2) afin de définir la terre restant dans la même catégorie d'affectation des terres. Les variations des stocks sur toutes les terres changeant de catégorie d'affectation des terres entre t_1 et t_2 sont estimées dans la nouvelle catégorie d'affectation des terres, comme le décrivent les sections consacrées aux terres converties à de nouvelles catégories de terres.

ENTREE DE BIOMASSE DANS LA MATIERE ORGANIQUE MORTE

Lorsqu'un arbre est abattu, ses composantes non commercialisables et non commerciales (comme les cimes, les branches, les feuilles, les racines et les arbres non commerciaux) sont abandonnées sur le sol et transférées au pool de matière organique morte. En outre, ce pool peut être alimenté substantiellement par la mortalité annuelle, qui lui apporte du bois mort. Pour les méthodes de niveau 1, l'hypothèse se base sur le fait que le carbone contenu dans toutes les composantes de la biomasse transférées à des pools de matière organique morte sera relâché dans l'année du transfert, soit par processus annuel (chute de litière et mortalité des arbres), soit en raison de l'exploitation des terres, de la collecte de bois de chauffage ou de perturbations. Pour les procédures d'estimation basées sur des niveaux plus élevés, il faut estimer la quantité de carbone de la biomasse transférée à la matière organique morte. La quantité de biomasse transférée à la MOM est estimée en utilisant l'équation 2.20.

ÉQUATION 2.20

CARBONE ANNUEL DE LA BIOMASSE TRANSFERE VERS LA MATIERE ORGANIQUE MORTE

$$MOM_{entrant} = \{P_{mortalité} + P_{rémnants} + (P_{perturbations} \cdot f_{BLol})\}$$

Où :

$MOM_{entrant}$ = Carbone total de la biomasse transféré à la matière organique morte, tonnes C an⁻¹

$P_{mortalité}$ = Transfert annuel de carbone vers la MOM dû à la mortalité, tonnes C an⁻¹ (voir équation 2.21)

$P_{rémnants}$ = Transfert annuel de carbone vers la MOM en tant que rémanents, tonnes C an⁻¹ (voir équation 2.22)

$P_{perturbations}$ = Perte annuelle de carbone de la biomasse due aux perturbations, tonnes C an⁻¹ (voir équation 2.14)

f_{BLol} = Fraction de biomasse laissée en décomposition sur le sol (transférée à la matière organique morte) due aux pertes causées par des perturbations. Le tableau 2.1 montre que les pertes dues aux perturbations du pool de biomasse se divisent en fractions ajoutées au bois mort (case B du tableau 2.1) et en litière (case C), puis sont relâchées vers l'atmosphère dans le cas du feu (case F) et, en cas de récupération après la perturbation, transférées vers les PLR (case E).

Note : Si l'augmentation du nombre de racines de la biomasse est comptée dans l'équation 2.10, les pertes de racines de la biomasse doivent aussi être comptées dans les équations 2.20 et 2.22.

Les exemples des termes à droite de l'équation 2.20 sont obtenus comme suit :

Transferts vers la matière organique morte dus à la mortalité, $P_{mortalité}$

La mortalité est due à la concurrence lors du développement du peuplement, à l'âge, aux maladies et à d'autres processus non inclus dans les perturbations. La mortalité ne peut être négligée lors de l'utilisation de méthodes d'estimation de niveau plus élevé. Pour les peuplements exploités extensivement, sans coupes partielles périodiques, la mortalité due à la concurrence lors de la phase d'exclusion des tiges peut représenter 30 à 50 % de la productivité totale d'un peuplement au cours de sa vie. Pour les peuplements régulièrement visités, les ajouts au pool de matière organique morte dus à la mortalité peuvent être négligeables parce que les coupes partielles extraient de la biomasse

des forêts qui serait normalement perdue par la mortalité et transférée vers des pools de matière organique morte. Les données disponibles pour l'accroissement indiqueront normalement un accroissement annuel net, défini comme les pertes nettes dues à la mortalité. Puisque le présent volume utilise la croissance nette annuelle pour estimer les gains de biomasse, la mortalité ne doit pas être à nouveau soustraite comme perte des pools de biomasse. En revanche, la mortalité doit être comptée comme ajout au pool de bois mort pour les méthodes de niveaux 2 et 3.

L'équation 2.21 est utilisée pour estimer la mortalité :

ÉQUATION 2.21
PERTES ANNUELLES DE CARBONE DE LA BIOMASSE DUES A LA MORTALITE

$$P_{mortalité} = \sum (S \cdot C_{ce} \cdot FC \cdot m)$$

Où :

$P_{mortalité}$ = Pertes annuelles de carbone de la biomasse dues à la mortalité, tonnes C an⁻¹

S = Superficie de terre restant dans la même affectation des terres, ha

C_{ce} = Croissance de la biomasse aérienne, tonnes m.s. ha⁻¹ an⁻¹ (voir équation 2.10)

FC = Fraction de carbone de la matière sèche, tonne C (tonne m.s.)⁻¹

m = Taux de mortalité exprimé en tant que fraction de la croissance de la biomasse aérienne

Lorsque les données sur les taux de mortalité sont exprimées sous forme de proportion de volume de stock croissant, le terme C_{ce} de l'équation 2.21 doit être remplacé par le volume de stock croissant afin d'estimer le transfert annuel vers des pools de MOM dû à la mortalité.

Les taux de mortalité diffèrent entre les étapes de développement du peuplement et sont au plus élevé pendant la phase de développement du peuplement d'exclusion des tiges. Ils diffèrent également en fonction des niveaux de stockage, du type de forêts, de l'intensité de l'exploitation et de l'histoire des perturbations. En conséquence, il n'est pas justifié de fournir des valeurs par défaut pour une zone climatique entière, parce que les variations à l'intérieur d'une zone seront alors beaucoup plus élevées que les variations entre les zones.

Transfert annuel de carbone vers les rémanents, $P_{rémanents}$

Il s'agit ici d'estimer la quantité de rémanents abandonnée après l'extraction du bois ou du bois de chauffage et les transferts de biomasse à partir de la perte totale annuelle de carbone due aux récoltes de bois (équation 2.12). L'estimation pour les rémanents dus à l'abattage est donnée l'équation 2.22, et dérive de l'équation 2.12 selon la formule ci-dessous :

ÉQUATION 2.22
TRANSFERT ANNUEL DE CARBONE VERS LES REMANENTS

$$P_{rémanents} = [\{R \cdot FECB_E \cdot (1 + Tx)\} - \{R \cdot D\}] \cdot FC$$

Où :

$P_{rémanents}$ = Transfert annuel de carbone de la biomasse aérienne vers les rémanents, y compris racines mortes, tonnes C an⁻¹

R = Récoltes de bois annuelles (extraction de bois ou de bois de chauffage), m³ an⁻¹

$FECB_E$ = Facteurs d'expansion et de conversion de la biomasse applicables à l'extraction de bois, transformant des volumes commercialisables d'extraction de bois en extraction de biomasse aérienne, tonnes d'extraction de biomasse (m³ d'extractions)⁻¹. Si les valeurs de $FECB_E$ ne sont pas disponibles, et si le FEB et les valeurs de la densité sont estimées séparément, alors la conversion suivante peut être utilisée :

$$FECB_E = FEB_E \cdot D$$

- D représente la densité ligneuse de base, tonnes m.s. m⁻³
- Les facteurs d'expansion de la biomasse (FEB_E) extrapolent l'extraction de bois commercialisable au volume total de la biomasse aérienne afin de prendre en compte les éléments non commerciaux de l'arbre, le peuplement et la forêt. FEB_E est non dimensionnel.

T_x = taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne, en tonne m.s. de biomasse souterraine (tonne m.s. de biomasse aérienne)⁻¹. T_x doit être fixé à zéro si les augmentations de la biomasse des racines ne sont pas incluses à l'équation 2.10 (niveau 1).

FC = Fraction de carbone de la matière sèche, tonne C (tonne m.s.)⁻¹

La collecte de bois de chauffage impliquant l'extraction de parties d'arbres vivantes ne génère pas d'entrée supplémentaire de biomasse vers les pools de matière organique morte et n'est donc pas étudiée plus avant ici.

Les inventaires employant des méthodes de niveau plus élevé peuvent également estimer la quantité de rémanents d'abattages restant après récoltes en définissant la proportion de biomasse aérienne restant après récoltes (renseigner ces proportions dans les cases B et C du tableau 2.1 pour les perturbations des récoltes) et en utilisant l'approche définie à l'équation 2.14. Cette approche nécessite également les données sur les activités concernant la zone récoltée.

2.3.2.2 CONVERSION DE TERRES A UNE NOUVELLE CATEGORIE D'AFFECTATION DES TERRES

Selon les conventions adoptées pour l'établissement de rapports, toutes les variations des stocks de carbone et émissions de gaz à effet de serre sans CO₂ associées à un changement d'affectation des terres sont notifiées dans la nouvelle catégorie d'affectation des terres. Par exemple, pour la conversion des forêts en terres cultivées, les variations des stocks de carbone associées au défrichage de la forêt ainsi que toute variation postérieure des stocks de carbone découlant de la conversion sont notifiées dans la catégorie terres cultivées.

L'hypothèse de niveau 1 est que les pools de MOM dans les catégories de terres non forestières sont nuls, c'est-à-dire qu'ils ne contiennent pas de carbone. L'hypothèse de niveau 1 pour les terres converties de la catégorie terres forestières à une autre catégorie d'affectation des terres est que les pertes de carbone de la MOM ont lieu dans l'année de la conversion. *A contrario*, une conversion vers la catégorie terres forestières entraîne une accumulation des pools de carbone de la litière et du bois mort, qui étaient au départ nuls. Les gains de carbone de la MOM sur les terres converties en forêts ont lieu de manière linéaire, en partant de zéro, sur une période de transition (hypothèse par défaut : 20 ans). La période par défaut peut être appropriée pour les stocks de carbone de la litière, mais dans les régions tempérées et boréales, elle sera probablement trop courte pour les stocks de carbone du bois mort. Les pays utilisant des méthodes de niveau plus élevé peuvent employer des périodes de transition plus longues en divisant la catégorie restante afin de prendre en compte les strates se trouvant à une étape plus tardive de la transition.

L'estimation des variations des stocks de carbone pendant les périodes de transition suivant une conversion d'affectation des terres exige que les cohortes annuelles de la superficie ayant subi le changement d'affectation des terres soient enregistrées pour toute la durée de la période de transition. Par exemple, selon les hypothèses, les stocks de MOM augmentent pendant 20 ans après la conversion vers la catégorie terres forestières. Au bout des 20 ans, la superficie convertie passe dans la catégorie terres forestières restant terres forestières, et on estime qu'il n'y a plus de variations de la MOM (si l'on utilise une approche de niveau 1). Aux niveaux 2 et 3, la période de conversion peut être variée, en fonction de la végétation et d'autres facteurs qui déterminent le temps requis pour que les pools de litière et de bois mort atteignent un état stable.

Des méthodes d'estimation de niveau plus élevé peuvent utiliser des estimations ne partant pas de zéro pour les pools de litière et de bois mort dans les catégories ou sous-catégories appropriées d'affectation des terres. Par exemple, les systèmes d'établissements et agroforestiers peuvent contenir quelques pools de litière et de bois mort, mais l'exploitation, les conditions des sites et de nombreux autres facteurs influencent la taille des pools ; en conséquence aucune valeur par défaut ne peut être fournie ici. Avec les méthodes de niveau plus élevé, on peut également estimer les détails des entrées et sorties de matière organique morte associées aux changements d'affectation des terres.

L'approche conceptuelle d'estimation des variations des stocks de carbone dans les pools de litière et de bois mort se base sur une estimation de la différence entre les stocks de C de l'ancienne et la nouvelle catégorie d'affectation des terres et l'application de ces variations dans l'année de la conversion (pertes de carbone), ou leur distribution uniforme sur la durée de la période de transition (gains de carbone). Voir équation 2.23 :

ÉQUATION 2.23
VARIATIONS ANNUELLES DES STOCKS DE CARBONE DU BOIS MORT ET DE LA LITIÈRE DUES À LA
CONVERSION DES TERRES

$$\Delta C_{MOM} = \frac{(C_n - C_a) \cdot S_{a-n}}{T_{a-n}}$$

Où :

ΔC_{MOM} = Variations annuelles des stocks de carbone du bois mort/de la litière, tonnes C an⁻¹

C_a = Stock de bois mort/litière sous l'ancienne catégorie d'affectation des terres, tonnes C ha⁻¹

C_n = Stock de bois mort/litière sous la nouvelle catégorie d'affectation des terres, tonnes C ha⁻¹

S_{a-n} = Superficie soumise à la conversion de l'ancienne à la nouvelle catégorie d'affectation des terres, ha

T_{a-n} = Laps de temps de la transition de l'ancienne à la nouvelle catégorie d'affectation des terres, an. La durée de niveau 1 par défaut est de 20 ans pour les augmentations des stocks de carbone, et un an pour les pertes de carbone.

Pour les inventaires employant une méthode de niveau 1, on suppose que tout le carbone de la biomasse exterminée lors d'une conversion d'affectation des terres (moins les produits récoltés qui sont extraits) est émis directement vers l'atmosphère et qu'aucune partie ne s'ajoute aux pools de litière et de bois mort. Les méthodes de niveau 1 supposent aussi que les pertes de carbone des pools de litière et de bois mort ont entièrement lieu dans l'année de la transition.

Les pays utilisant des méthodes de niveau plus élevé peuvent modifier C_a dans l'équation 2.23 en prenant tout d'abord en compte les effets immédiats de la conversion de l'affectation des terres dans l'année de l'événement. Ces pays doivent donc ajouter au C_a le carbone de la biomasse exterminée et transférée aux pools de litière et de bois mort, et en ôter tout carbone relâché des pools de litière et de bois mort, par exemple lors du brûlage des rémanents. Ainsi, C_a à l'équation 2.23 représente les stocks de bois mort et de litière immédiatement après la conversion de l'affectation des terres. C_a se transmettra à C_n pendant la période de transition, par une dynamique linéaire ou plus complexe. Une matrice de perturbations (tableau 2.1) peut être définie de manière à prendre en compte les transitions et les émissions du pool lors de la conversion de l'affectation des terres, y compris les ajouts et absorptions du C_a .

Les pays utilisant une approche de niveau 1 peuvent employer les estimations des stocks de carbone par défaut pour la litière, et pour les pools de bois mort si celles-ci sont disponibles, telles que fournies dans le tableau 2.2, mais doivent être conscients qu'il s'agit d'estimations de grande échelle à incertitude considérable au niveau national. Le tableau 2.2 est incomplet en raison de la pauvreté des données publiées. Une étude des recherches existantes a permis d'identifier plusieurs problèmes. Les définitions données par le GIEC pour les stocks de carbone de matière organique morte incluent la litière et le bois mort. Le pool de litière contient toute la litière plus les débris ligneux fins jusqu'à un diamètre maximum de 10 cm (voir chapitre 1, tableau 1.1). Puisque les données publiées sur la litière excluent en général les composantes fines de débris ligneux, les valeurs de la litière proposées dans le tableau 2.2 sont incomplètes.

De nombreuses recherches sur les débris ligneux grossiers ont été publiées (Harmon et Hua, 1991 ; Karjalainen et Kuuluvainen, 2002), ainsi que plusieurs articles (par exemple, Harmon *et al.*, 1986), mais aujourd'hui seules deux études semblent présenter des estimations régionales des pools de carbone du bois mort basées sur les données d'échantillonnage d'une parcelle. Krankina *et al.* (2002) étudient plusieurs régions de Russie en prenant en compte les débris ligneux grossiers (> 10 cm de diamètre) de 2 à 7 Mg C ha⁻¹. Cooms *et al.* (2002) étudient les pools de carbone régionaux en fonction d'un modèle d'échantillon statistique créé pour une petite superficie néo-zélandaise. Les compilations régionales pour le Canada (Shaw *et al.*, 2005) fournissent des estimations des pools de carbone de la litière en fonction d'une compilation de parcelles échantillons non statistiquement représentatives, mais n'incluent pas d'estimations des pools de bois mort. Des articles comme celui d'Harmon *et al.* (1986) compilent différentes estimations tirées des études précédemment faites. Par exemple, leur tableau 5 dresse la liste d'une série de valeurs pour les débris ligneux grossiers pour les forêts décidues tempérées de 11 – 38 Mg de matière sèche par ha⁻¹ et les forêts de conifères tempérées de 10 – 511 Mg de matière sèche par ha⁻¹. Le calcul d'une moyenne à partir de ces compilations reste toutefois impossible car elles ne sont pas des échantillons représentatifs des pools de bois mort d'une région.

Si les présentes *Lignes directrices GIEC* cherchent à fournir des valeurs par défaut pour toutes les variables utilisées dans les méthodologies de niveau 1, il n'est actuellement pas possible de fournir des estimations des valeurs régionales par défaut pour les stocks de carbone de la litière (y compris les débris ligneux fins < 10 cm de diamètre) et du bois mort (> 10 cm de diamètre). Des estimations des pools de litière (sans les débris ligneux fins) sont fournies au tableau 2.2. La méthodologie de niveau 1 n'exige que les estimations du tableau 2.2 pour les terres converties de terres forestières en toute autre catégorie d'affectation des terres (pertes de carbone) et pour les terres converties en terres forestières (gains de carbone). Les méthodes de niveau 1 supposent que les pools de bois mort et de litière sont nuls dans toutes les catégories non forestières, et en conséquence les transitions entre les catégories non forestières n'impliquent pas de variations des stocks de carbone pour ces deux pools.

| TABLEAU 2.2 VALEURS PAR DEFAUT DE NIVEAU 1 POUR LES STOCKS DE CARBONE DU BOIS MORT ET DE LA LITIERE | | | | |
|--|---|------------------------------------|--|----------------------------|
| Climat | Type de forêt | | | |
| | Caducifoliée décidue | Conifères sempervirente | Caducifoliée décidue | Conifères sempervirente |
| | Stocks de carbone de la litière des forêts matures | | Stocks de carbone du bois mort des forêts matures | |
| | (tonnes C ha ⁻¹) | | (tonnes C ha ⁻¹) | |
| Boréal, sec | 25 (10 - 58) | 31 (6 - 86) | n.d. ^b | n.d |
| Boréal, pluvieux | 39 (11 - 117) | 55 (7 - 123) | n.d | n.d |
| Froid tempéré, sec | 28 (23 - 33) ^a | 27 (17 - 42) ^a | n.d | n.d |
| Froid tempéré, pluvieux | 16 (5 - 31) ^a | 26 (10 - 48) ^a | n.d | n.d |
| Chaud tempéré, sec | 28.2 (23.4 - 33.0) ^a | 20.3 (17.3 - 21.1) ^a | n.d | n.d |
| Froid tempéré, pluvieux | 13 (2 - 31) ^a | 22 (6 - 42) ^a | n.d | n.d |
| Subtropical | 2.8 (2 - 3) | 4.1 | n.d | n.d |
| Tropical | 2.1 (1 - 3) | 5.2 | n.d | n.d |
| Source : | | | | |
| Litière : À noter que ces valeurs n'incluent pas les débris ligneux fins. Siltanen <i>et al.</i> , 1997 ; et Smith and Heath, 2001 ; Tremblay <i>et al.</i> , 2002 ; et Vogt <i>et al.</i> , 1996, faisaient la conversion de la masse au carbone, en multipliant par un facteur de conversion de 0,37 (Smith et Heath, 2001). | | | | |
| Bois mort : Actuellement, aucune estimation régionale n'est disponible sur les pools de bois mort – lire le texte pour plus d'explications. | | | | |
| ^a Les valeurs entre parenthèses avec indice supérieur « a » sont les 5 ^e et 95 ^e centiles obtenus à partir de simulations de parcelles d'inventaires, et les valeurs sans indice supérieur « a » correspondent à la plage totale. | | | | |
| ^b n.d signifie « non disponible » | | | | |

2.3.3 Variations des stocks de carbone des sols

Bien que les formes de C organiques et inorganiques soient toutes deux présentes dans les sols, l'affectation et l'exploitation des terres ont généralement un impact plus grand sur les stocks de C organiques. En conséquence, les méthodes présentées par les lignes directrices concernent principalement le C organique des sols. Généralement, l'influence de l'affectation et de l'exploitation des terres sur le C organique des sols est totalement différente dans les sols minéraux, par rapport aux sols de type organique. Les sols organiques (par exemple la tourbe et la terre noire) ont un minimum de 12 à 20 pour cent de matière organique par masse (lire au chapitre 3, annexe 3A.5 les critères spécifiques de classification des sols organiques), et se développent dans les conditions mal drainées de terres humides (Brady et Weil, 1999). Tous les autres sols sont classés par types de sols minéraux, et généralement renferment des quantités relativement faibles de matière organique, dans des conditions modérément à bien drainées, et sont prédominants dans la plupart des écosystèmes, sauf dans les terres humides. Les deux sections suivantes traitent des influences de l'affectation et l'exploitation des terres sur ces types de sols différents.

SOLS MINÉRAUX

Les sols minéraux sont des pools de carbone influencés par des activités d'affectation et d'exploitation des terres. L'affectation des terres peut avoir un impact important sur la taille du pool, en raison d'activités comme la conversion de prairies et de terres forestières indigènes en terres cultivées, où 20 à 40 pour cent des stocks de C originaux du sol peut être perdu (Mann, 1986 ; Davidson et Ackerman, 1993 ; Ogle *et al.*, 2005). À l'intérieur d'un type d'affectation des terres, les différentes pratiques d'exploitation peuvent également avoir des impacts significatifs sur le stockage de C organique des sols, notamment en ce qui concerne les terres cultivées et les prairies (par exemple, Paustian *et al.*, 1997 ; Conant *et al.*, 2001 ; Ogle *et al.*, 2004 et 2005). En principe, les stocks de C organique des sols peuvent changer en fonction de l'exploitation ou des perturbations si l'équilibre net entre les entrées et les sorties de C provenant du sol est altéré. Les activités d'exploitation influencent les entrées de C organique par les modifications de production des plantes (comme la fertilisation ou l'irrigation pour améliorer la croissance des récoltes), l'ajout direct de C dans les modifications organiques, et la quantité de carbone restant après les activités d'extraction de la biomasse, comme les récoltes de peuplements, de bois d'œuvre ou le pacage. La décomposition contrôle en grande partie les sorties de C et peut être influencée par des modifications du taux d'humidité et de régimes de températures mais aussi par le niveau de perturbation des sols découlant des activités d'exploitation. D'autres facteurs influencent également la décomposition, comme le climat et les caractéristiques édaphiques. Les impacts spécifiques des différentes conversions des affectations des terres et régimes d'exploitation sont présentés dans les chapitres correspondant aux différentes affectations des terres (chapitres 4 à 9).

Les changements d'affectation des terres et les activités d'exploitation peuvent également influencer le stockage du C organique des sols d'un site en en modifiant les taux d'érosion et les pertes de C en découlant ; une partie du C érodé se décompose pendant le transport et le CO₂ retourne dans l'atmosphère, alors que le reste est déposé dans un autre lieu. L'impact net des modifications de l'érosion des sols pour cause d'exploitation des sols reste néanmoins très incertain, car une partie inconnue du C érodé est stockée dans des sédiments enterrés de terres humides, lacs, deltas de rivières et zones côtières (Smith *et al.*, 2001).

SOLS ORGANIQUES

Les entrées de matière organique peuvent excéder les pertes dues à la décomposition dans des conditions anaérobies, qui sont les plus communes dans les sols organiques non drainés, et des quantités considérables de matière organique peuvent s'accumuler sur la durée. La dynamique du carbone de ces sols est fortement liée aux conditions hydrologiques, notamment l'humidité disponible, la profondeur de la nappe phréatique et les conditions réduction-oxydation (Clymo, 1984 ; Thormann *et al.*, 1999). La composition des espèces et la chimie de la litière peut également influencer cette dynamique (Yavitt *et al.*, 1997).

Le carbone stocké dans les sols organiques se décomposera rapidement lorsque les conditions deviendront aérobies suite au drainage du sol (Armentano et Menges, 1986 ; Kasimir-Klemedtsson *et al.*, 1997). Le drainage est une pratique employée en agriculture et en foresterie pour améliorer les conditions du site pour la croissance des plantes. Les taux de pertes varient en fonction du climat ; le drainage dans des conditions plus chaudes entraînant des taux de décomposition plus rapides. Les pertes CO₂ sont également influencées par la profondeur du drainage, le chaulage, la fertilité et la consistance du substrat organique ; et par la température (Martikainen *et al.*, 1995). Les inventaires des gaz à effet de serre prennent en compte cet impact de l'exploitation.

Si le drainage de sols organiques rejette généralement du CO₂ vers l'atmosphère (Armentano et Menges, 1986), on peut également observer une diminution des émissions de CH₄ dans les sols organiques non drainés (Nykänen *et al.*, 1995). Toutefois, les émissions de CH₄ de sols organiques non drainés ne sont pas comptabilisées dans les lignes directrices sur les inventaires à l'exception de certains cas d'exploitation de terres humides (lire le chapitre 7, terres humides). De même, les inventaires nationaux ne prennent normalement pas en compte l'accumulation de C dans le pool du sol due à l'accumulation de débris des plantes dans les sols organiques non drainés. En général, les taux de gains de C sont relativement lents dans les environnements de terres humides à sols organiques (Gorham, 1991), et toute tentative d'estimer les gains de C, même dus à la restauration des terres humides, devront également prendre en compte les augmentations d'émissions de CH₄. Voir les recommandations supplémentaires au chapitre 7, *Terres humides*.

2.3.3.1 METHODES D'ESTIMATION DU C DES SOLS (TERRES RESTANT DANS UNE CATEGORIE D'AFFECTATION DES TERRES ET CONVERSION DE TERRES A UNE NOUVELLE AFFECTATION DES TERRES)

Les inventaires du C des sols comprennent des estimations des variations des stocks du C organique des sols pour les sols minéraux et des émissions de CO₂ pour les sols organiques en raison de la décomposition microbienne avancée causée par le drainage et les activités d'exploitation associées. En outre, les inventaires prennent en compte les variations des stocks de C pour les pools inorganiques de C des sols (par exemple, des prairies calciques s'acidifiant avec le temps) s'il y a assez d'informations pour utiliser une approche de niveau 3. L'équation 2.24 présente l'estimation des variations totales des stocks de C des sols :

ÉQUATION 2.24
VARIATIONS ANNUELLES DES STOCKS DE CARBONE DES SOLS

$$\Delta C_{Sols} = \Delta C_{Minéraux} - P_{Organiques} + \Delta C_{Inorganiques}$$

Où :

ΔC_{Sols} = Variations annuelles des stocks de carbone des sols, tonnes C an⁻¹

$\Delta C_{Minéraux}$ = Variations annuelles des stocks de carbone des sols minéraux, tonnes C an⁻¹

$P_{Organiques}$ = Pertes annuelles de carbone de sols organiques drainés, tonnes C an⁻¹

$\Delta C_{Inorganiques}$ = Variations annuelles des stocks de carbone inorganiques des sols, tonnes C an⁻¹ (supposé être nulles à moins qu'une approche de niveau 3 soit utilisée)

Pour les méthodes de niveau 1 et 2, les stocks de C organiques des sols pour les sols minéraux sont calculés à une profondeur par défaut de 30 cm. Au niveau 2, on peut choisir une profondeur plus importante si les données sont disponibles, mais les facteurs de niveau 1 se basent sur une profondeur de 30 cm. Les stocks de C des résidus/de la litière ne sont pas inclus car ils sont pris en compte par l'estimation des stocks de matière organique morte. Les variations des stocks dans les sols organiques se basent sur des facteurs d'émissions représentant la perte annuelle de C organique pendant toutes les recherches, et due au drainage. Aucune méthode de niveau 1 ou 2 n'est fournie pour l'estimation des variations des stocks de C inorganiques des sols, en raison des limites des connaissances scientifiques sur la dérivation des facteurs de variation des stocks ; en conséquence les flux nets des stocks de C inorganique sont supposés être nuls. Les méthodes de niveau 3 peuvent être utilisées pour affiner les estimations des variations des stocks de C dans les sols minéraux et organiques et pour les pools de C inorganiques des sols.

En fonction des disponibilités des ressources, les pays pourront éventuellement employer différents niveaux d'estimation pour le C des sols minéraux, des sols organiques et des sols inorganiques. En conséquence, les variations des stocks des pools de C des sols organiques et minéraux et des sols inorganiques (niveau 3 uniquement) sont présentées séparément. Les diagrammes décisionnels généraux présentés aux figures 2.4 et 2.5 peuvent être utilisés pour aider les compilateurs d'inventaires à déterminer le niveau approprié d'estimation des variations des stocks pour le C des sols organiques et minéraux, respectivement.

Approche de niveau 1 : Méthode par défaut

Sols minéraux

Pour les sols minéraux, la méthode par défaut se base sur les variations des stocks de C des sols sur une période de temps déterminée. Les variations sont calculées en fonction des stocks de C après le changement d'exploitation, par rapport aux stocks de carbone dans des conditions de référence (soit lorsque la végétation indigène n'a été ni dégradée ni améliorée). Les hypothèses suivantes sont émises :

Le C organique des sols atteint peu à peu une valeur stable et moyennée dans l'espace, spécifique au sol, au climat, aux pratiques d'affectation et d'exploitation des terres ; et

Les variations du stock C organique des sols se font de manière linéaire lors de la transition à un nouvel équilibre du COS.

L'hypothèse (i), selon laquelle dans un climat et des conditions d'exploitation donnés les sols tendent vers une teneur en carbone équilibrée, est largement acceptée. Toutefois, les variations du carbone de sols répondant à des changements d'exploitation sont souvent mieux décrites par une fonction curvilinéaire ; et l'hypothèse (ii) simplifie grandement la méthodologie de niveau 1 et fournit une bonne approximation sur une période d'inventaire de plusieurs années, lorsque des changements d'exploitation et d'affectation des terres ont lieu pendant la période couverte par l'inventaire.

Avec la méthode par défaut, les variations des stocks de C des sols sont calculées sur une période de temps choisie pour l'inventaire. Les périodes de temps des inventaires seront probablement établies en fonction des années de rassemblement des données sur les activités, comme par exemple 1990, 1995, 2000, 2005 et 2010, qui correspondraient à des périodes d'inventaires de 1990-1995, 1995-2000, 2000-2005, 2005-2010. Pour chaque période d'inventaire, les stocks de C organique des sols sont estimés pour la première année (COS_{0-T}) et la dernière année (COS_0) en multipliant les stocks de C de référence par les facteurs de variation des stocks. Les taux annuels des variations des stocks de carbone sont estimés en tant que différence entre les stocks à deux moments différents, divisée par la dépendance temporelle des facteurs de variation des stocks.

ÉQUATION 2.25
VARIATIONS ANNUELLES DES STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE DES SOLS MINÉRAUX

$$\Delta C_{\text{Minéraux}} = \frac{(COS_0 - COS_{(0-T)})}{D}$$

$$COS = \sum_{c,s,i} (COS_{REF_{c,s,i}} \cdot F_{AFT_{c,s,i}} \cdot F_{Gestion_{c,s,i}} \cdot F_{Entrées_{c,s,i}} \cdot S_{c,s,i})$$

(Note : Dans cette équation T est utilisé à la place de D si T est ≥ 20 ans ; voir note ci-dessous)

Où :

$\Delta C_{\text{Minéraux}}$ = Variations annuelles des stocks de carbone des sols minéraux, tonnes C an⁻¹

COS_0 = Stock de carbone organique des sols dans la dernière année d'une période d'inventaire, tonnes C

$COS_{(0-T)}$ = Stock de carbone organique des sols au début de la période d'inventaire, tonnes C

COS_0 et $COS_{(0-T)}$ sont calculés en employant l'équation des COS dans la case où les stocks de carbone de référence et les facteurs de variation des stocks sont renseignés en fonction des activités d'affectation et d'exploitation des terres et par rapport aux territoires à chaque point temporel précis (point temporel = 0 et point temporel = 0-T)

T = Nombre d'années d'une seule période d'inventaire, an

D = Dépendance temporelle des facteurs de variation des stocks utilisée comme période de temps pour la transition entre les valeurs COS équilibrées, an. En général, 20 ans, mais dépend des hypothèses émises lors du calcul des facteurs F_{AFT} , $F_{Gestion}$ et $F_{Entrées}$. Si T a une valeur plus élevée que D, utiliser la valeur de T pour obtenir un taux annuel de variations sur la période de l'inventaire (0-T ans).

c = Représente les zones climatiques, s les types de sols, et i la fourchette de systèmes de gestion présente dans un pays.

COS_{REF} = Stock de carbone de référence, tonnes C ha⁻¹ (tableau 2.3)

F_{AFT} = Facteur de variation des stocks pour des systèmes ou sous-systèmes d'affectation des terres pour une affectation des terres particulière, non dimensionnel

[À noter : F_{PN} se substitue à F_{AFT} pour le calcul du C des sols des forêts pour estimer l'influence des régimes de perturbations naturelles.]

$F_{Gestion}$ = Facteur de variation des stocks pour les régimes de gestion, non dimensionnel

$F_{Entrées}$ = Facteur de variation des stocks pour l'entrée de matière organique, non dimensionnel

S = Superficie de strate estimée, ha. Tous les territoires de la strate doivent posséder des conditions biophysiques (c'est-à-dire le climat et le types de sol) et une expérience de gestion communes à toute la période d'inventaire. Celles-ci devront être traitées ensemble à des fins analytiques.

Les calculs des inventaires se basent sur des territoires qui sont stratifiés par régions climatiques (voir à l'annexe 3A.5 du chapitre 3 une classification par défaut du climat), et types de sols par défaut, comme le montre le tableau 2.3 (voir l'annexe 3A.5, chapitre 3, pour une classification des sols par défaut). Les facteurs de variation des stocks sont très largement définis et incluent : 1) un facteur d'affectation des terres (F_{AFT}) reflétant les variations des stocks de C associées au type d'affectation des terres, 2) un facteur de gestion ($F_{Gestion}$) représentant les principales pratiques d'exploitation des terres spécifiques au secteur d'affectation des terres (par exemple, différentes pratiques de labourage sur les terres cultivées), et 3) un facteur d'entrée ($F_{Entrées}$) représentant différents niveaux d'entrée de C dans les sols. Comme indiqué ci-dessus, F_{PN} remplace F_{AFT} dans les terres forestières en raison de l'influence des régimes de perturbations naturelles (voir la section 4.2.3 du chapitre 4 pour plus de détails). Les facteurs de variation des stocks sont fournis dans les sections de C des sols des chapitres relatifs aux affectations des terres. Ces facteurs représentent tous une variation sur un nombre d'années spécifié (D) pouvant varier en fonction des secteurs, mais qui reste normalement constant à l'intérieur des secteurs (par exemple, 20 ans pour les systèmes de terres cultivées). Pour certains inventaires, la période de temps de l'inventaire (T années) peut être plus longue que D, et dans ces cas le taux annuel de variations des stocks de C peut être obtenu en divisant le produit de $[(COS_0 - COS_{(0-T)}) \bullet S]$ par T au lieu de D. Voir aux sections concernant le C des sols dans les chapitres d'affectation des terres des recommandations détaillées sur l'emploi de cette méthode.

| TABLEAU 2.3 STOCKS DE C ORGANIQUE DES SOLS DE REFERENCE PAR DEFAUT (VEGETATION INDIGENE) (COS_{REF}) POUR LES SOLS MINERAUX (TONNES C HA⁻¹ DANS UNE PROFONDEUR DE 0-30 CM) | | | | | | |
|--|-----------------------|-----------------------|------------------------------|---------------------------|-------------------------------|-------------------------------------|
| Climat | Sols ATA ¹ | Sols APA ² | Sols sablonneux ³ | Sols spodiés ⁴ | Sols volcaniques ⁵ | Sols de terres humides ⁶ |
| Boréal | 68 | SO | 10 [#] | 117 | 20 [#] | 146 |
| Froid tempéré, sec | 50 | 33 | 34 | SO | 20 [#] | 87 |
| Froid tempéré, pluvieux | 95 | 85 | 71 | 115 | 130 | |
| Chaud tempéré, sec | 38 | 24 | 19 | SO | 70 [#] | 88 |
| Froid tempéré, pluvieux | 88 | 63 | 34 | SO | 80 | |
| Tropical, sec | 38 | 35 | 31 | SO | 50 [#] | 86 |
| Tropical, humide | 65 | 47 | 39 | SO | 70 [#] | |
| Tropical, pluvieux | 44 | 60 | 66 | SO | 130 [#] | |
| Tropical montagnard | 88* | 63* | 34* | SO | 80* | |

Note : Les données sont dérivées de bases de données de sols décrites par Jobbagy et Jackson (2000) et Bernoux *et al.* (2002). Sont indiqués les stocks moyens. Une estimation à erreur nominale de ±90 % (exprimée sous forme de 2x dérivations standard en tant que pourcentage de la moyenne) est supposée pour les types de sols-climats. SO signifie « sans objet » parce que ces sols n'existent normalement pas dans certaines zones climatiques.

[#] signifie qu'aucune donnée n'était disponible et que les valeurs par défaut des *Lignes directrices GIEC 1996* ont été utilisées.

* Aucune donnée n'était disponible pour estimer directement les stocks de C de référence pour ces types de sols dans des climats tropicaux montagnards, en conséquence les stocks sont basés sur des estimations dérivées pour des régions tempérées humides, dont les moyennes des températures et des précipitations sont similaires.

¹ Les sols argileux très actifs (ATA) sont des sols légèrement à modérément altérés par les éléments, et contenant principalement des minéraux argileux silicatés de type 2:1 (la nomenclature de la Base de référence mondiale (WRB) pour les ressources en sols inclut les leptosols, vertisols, kastanozems, chernozems, phaeozems, luvisols, alisols, albeluvisols, solonetz, calcisols, gypsisols, umbrisols, cambisols, regosols ; la nomenclature USDA inclut les mollisols, vertisols, alfisols à saturation en base élevée, aridisols, inceptisols).

² Les sols argileux peu actifs (APA) sont des sols extrêmement altérés par les éléments et contenant principalement des minéraux argileux de type 1:1 et des oxydes de fer et d'aluminium amorphes (la nomenclature de la Base de référence mondiale (WRB) pour les ressources en sols inclut les lxisols, nitisols, ferralsols, durisols ; la nomenclature USDA inclut les ultisols, oxisols, alfisols acidiques).

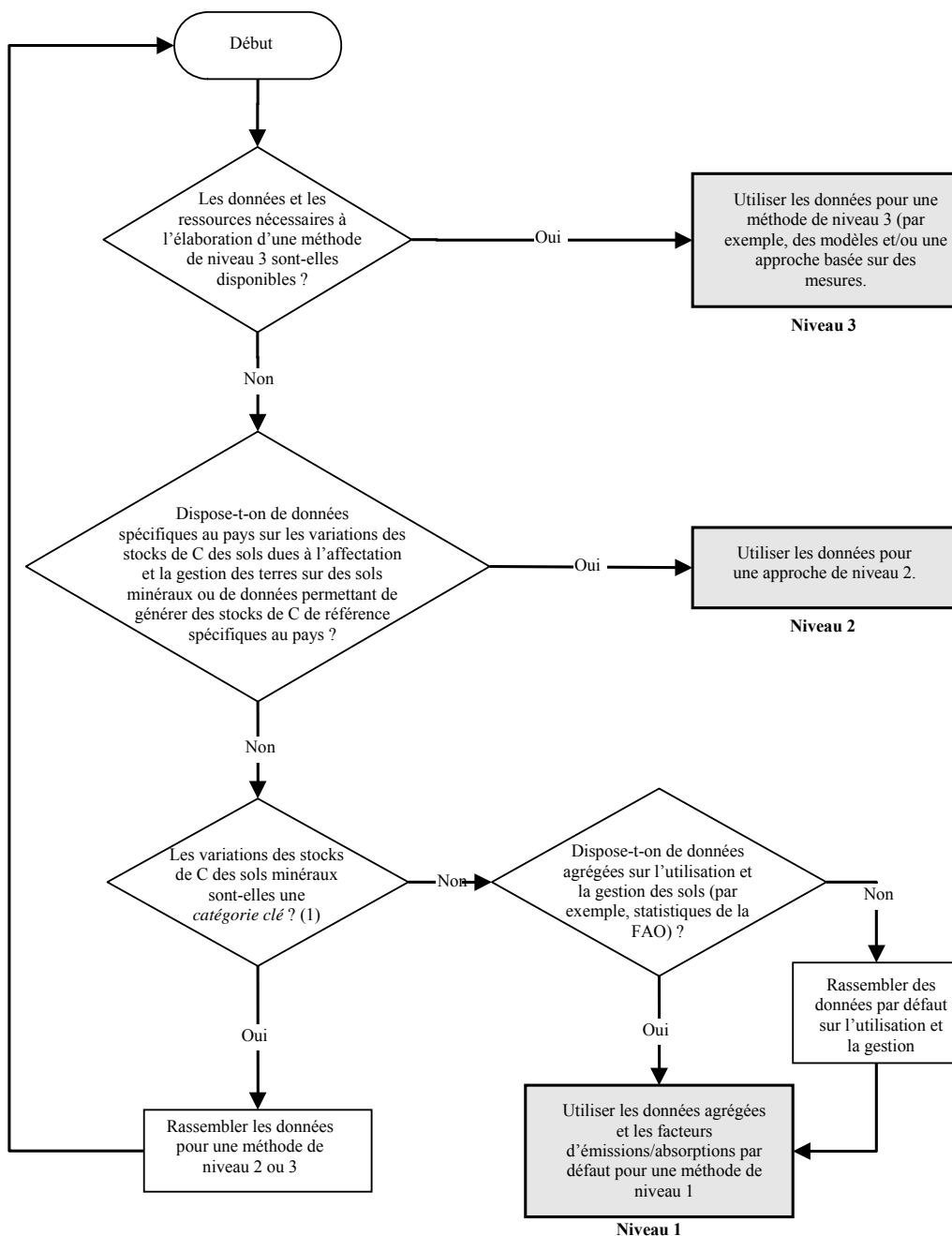
³ Inclut tous les sols (quelle que soit la nomenclature) ayant > 70 % de sable et < 8 % d'argile, basé sur des analyses texturales types (la nomenclature WRB inclut les arénosols ; la nomenclature USDA inclut les psamments).

⁴ Sols présentant une forte podzolisation (la nomenclature WRB inclut les podzols, la nomenclature USDA inclut les spodosols)

⁵ Sols dérivés de cendres volcaniques avec minéralogie alophaïque (andosols dans la nomenclature WRB ; andisols dans la nomenclature USDA)

⁶ Sols à drainage limité entraînant des inondations périodiques et des conditions anaérobies (gleysols dans la nomenclature WRB ; sous-ordres aquiques dans la nomenclature USDA).

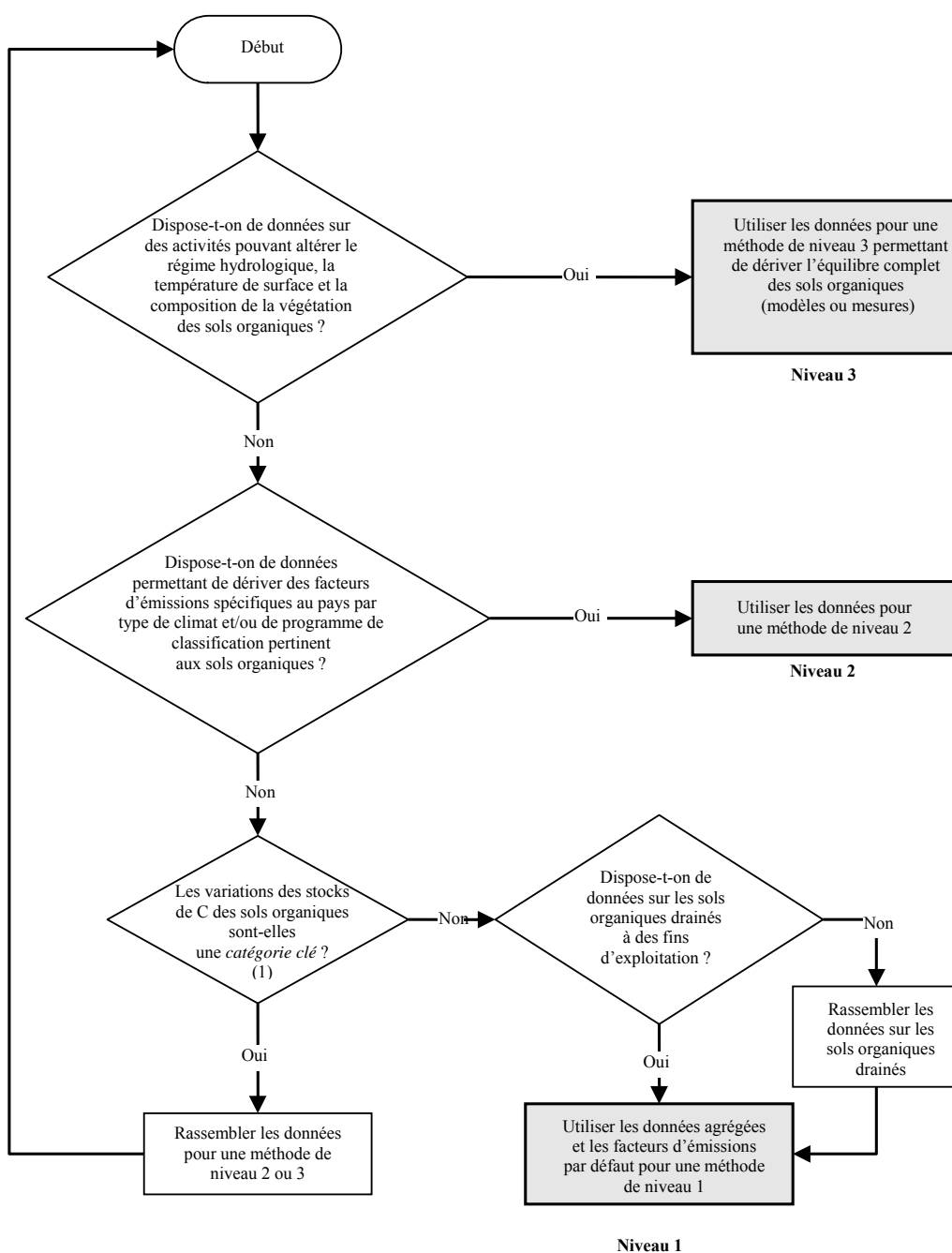
Figure 2.4 Diagramme décisionnel générique d'identification du niveau approprié d'estimation des variations des stocks de carbone dans les sols minéraux par catégorie d'affectation des terres



Remarque :

(1) Lire le chapitre 4 du volume 1 (Choix méthodologique – Identification des catégories clés) et particulièrement la section 4.1.2 traitant des ressources limitées, pour une discussion des *catégories clés* et de l'emploi des diagrammes décisionnels.

Figure 2.5 Diagramme décisionnel générique d'identification du niveau approprié d'estimation des variations des stocks de carbone dans les sols organiques par catégorie d'affectation des terres



Remarque :

(1) Lire le chapitre 4 du volume 1 (Choix méthodologique – Identification des catégories clés) et particulièrement la section 4.1.2 traitant des ressources limitées, pour une discussion des *catégories clés* et de l'emploi des diagrammes décisionnels.

À l'équation 2.25, aux méthodes de niveau 1 voire 2, les types d'affectation des terres et les données sur les activités d'exploitation ont une influence directe sur la formulation de l'équation (voir encadré 2.1). Les données sur les activités collectées à l'aide de l'approche 1 sont adaptées à la formulation A, alors que les données sur les activités collectées à l'aide des approches 2 ou 3 seront adaptées à la formulation B (lire au chapitre 3 des renseignements supplémentaires sur les approches à la collecte de données sur les activités).

ENCADRE 2.1

AUTRES FORMULATIONS DE L'EQUATION 2.25 POUR DES DONNEES SUR LES ACTIVITES A L'APPROCHE 1 PAR RAPPORT A DES DONNEES SUR LES ACTIVITES A L'APPROCHE 2 OU 3 AVEC MATRICES DE TRANSITION

Deux formulations alternatives de l'équation sont possibles en fonction de l'approche utilisée pour collecter les données sur les activités, notamment :

Formulation A (Approche 1 de collecte des données sur les activités)

$$\Delta C_{Mineraux} = \frac{\left[\sum_{c,s,i} \left(COS_{REF_{c,s,i}} \bullet F_{Aft_{c,s,i}} \bullet F_{Gestion_{c,s,i}} \bullet F_{Entrées_{c,s,i}} \bullet S_{c,s,i} \right) \right]_0 - \left[\sum_{c,s,i} \left(COS_{REF_{c,s,i}} \bullet F_{Aft_{c,s,i}} \bullet F_{Gestion_{c,s,i}} \bullet F_{Entrées_{c,s,i}} \bullet S_{c,s,i} \right) \right]_{(0-T)}}{D}$$

Formulation B (Approches 2 et 3 de collecte des données sur les activités)

$$\Delta C_{Mineraux} = \frac{\sum_{c,s,p} \left[\left\{ \left(COS_{REF_{c,s,p}} \bullet F_{Aft_{c,s,p}} \bullet F_{Gestion_{c,s,p}} \bullet F_{Entrées_{c,s,p}} \right)_0 - \left(COS_{REF_{c,s,p}} \bullet F_{Aft_{c,s,p}} \bullet F_{Gestion_{c,s,p}} \bullet F_{Entrées_{c,s,p}} \right)_{(0-T)} \right\} \bullet S_{c,s,p} \right]}{D}$$

Où :

p = parcelle de terre

Voir la description des autres termes à l'équation 2.25.

Les données sur les activités pourront n'être disponibles qu'à l'approche 1 de collecte des données (chapitre 3). Ces données correspondent à la superficie entière à deux moments différents pour le climat, les sols et les systèmes d'affectation/exploitation des terres, sans quantifier les transitions spécifiques des affectations/exploitations des terres au cours de la période d'inventaire (c'est-à-dire qu'on ne connaît que les variations agrégées ou nettes, et non pas les variations brutes des activités). Avec les données sur les activités de l'approche 1, les variations des stocks de C minéraux sont calculées à l'aide de la formulation A de l'équation 2.25. *A contrario*, les données sur les activités peuvent être collectées par des enquêtes, la télédétection, ou *via* d'autres données, et ainsi fournir non seulement les superficies complètes pour chaque système d'exploitation des terres, mais aussi les transitions spécifiques en matière d'affectation/exploitation des terres au fil du temps sur des parcelles de terres individuelles. Ces données sur les activités d'approches 2 et 3 sont étudiées au chapitre 3, et les variations des stocks de C des sols sont calculées à l'aide de la formulation B de l'équation 2.25. La formulation B contient une somme par parcelles de terre (" p " y représente les parcelles de terre plutôt que la série de systèmes d'exploitation " p ") qui permet au compilateur d'inventaire de calculer les variations des stocks de C des parcelles de terre par parcelle individuelle.

L'utilisation de données sur les activités d'approche 1 pour estimer les impacts de l'affectation et de l'exploitation des terres sur les stocks de C des sols, à l'aide de l'équation 2.25, requiert une attention particulière (voir chapitre 3). Les données d'approche 1 ne prennent pas en compte les transitions individuelles des terres ; en conséquence les

variations des stocks du COS sont calculées pour des périodes d'inventaires équivalentes à D années, ou le plus près possible de D, c'est-à-dire 20 ans selon la méthode de niveau 1. Par exemple, les terres cultivées peuvent avoir été converties d'un labourage total à une gestion sans labourage entre 1990 et 1995 ; alors la formulation A (voir encadré 2.1) permettrait d'estimer le gain de C des sols pour cette période d'inventaire. Toutefois, dans l'hypothèse selon laquelle la même parcelle de terre reste sans labourage entre 1995 et 2000, aucun gain supplémentaire de C n'est calculé (en d'autres termes, le stock de 1995 est basé sur une gestion sans labourage et il ne diffère pas du stock de 2000 (COS_0), qui est également basé sur une gestion sans labourage). En utilisant l'approche par défaut, on obtient une erreur d'estimation car les variations des stocks de C des sols ont lieu sur une période de 20 ans (soit, $D = 20$ ans). En conséquence, $COS_{(0-T)}$ est estimé pour le moment le plus lointain utilisé dans les calculs des inventaires, jusqu'à D ans, avant la dernière année des périodes d'inventaire (COS_0). Par exemple, si D égale 20 et si l'inventaire est basé sur des données sur les activités de 1990, 1995, 2000, 2005 et 2010, $COS_{(0-T)}$ sera calculé pour 1990 de manière à estimer les variations du C organique des sols pour toutes les autres années (soit 1995, 2000, 2005 et 2010). Dans cet exemple l'année d'estimation du $COS_{(0-T)}$ ne changera pas jusqu'à ce que les données sur les activités soient rassemblées, en 2011 ou plus tard (par exemple, le calcul des variations des stocks de C pour 2011 se basera sur l'année la plus lointaine jusqu'à D mais pas après, ce qui dans cet exemple serait 1995).

Si l'on dispose de matrices de transition (pour des données sur les activités d'approche 2 ou 3), les variations peuvent être estimées entre chaque année successive. Dans l'exemple ci-dessus, certaines terres sans labourage peuvent avoir été reconverties à une gestion par labourage total entre 1995 et 2000, auquel cas le gain de stockage de C entre 1990 et 1995 pour superficie reconvertie au labourage total devra être déduit entre 1995 et 2000. De plus, aucune variation supplémentaire des stocks de C ne sera nécessaire pour les terres reconverties au labourage total après 2000 (dans l'hypothèse où la gestion du labourage reste la même). Seules les terres restant sans labourage continueront à gagner du C jusqu'en 2010 (dans l'hypothèse où D égale 20 ans). En conséquence, les compilateurs d'inventaires employant des matrices de transition tirées des données sur les activités des approches 2 et 3 devront être plus attentifs aux périodes d'inventaire, pour savoir quels gains ou quelles pertes de COS seront calculées. Voir encadré 2.2 pour obtenir des informations supplémentaires. L'application d'une approche d'estimation du C des sols est beaucoup plus simple si l'on utilise des statistiques agrégées à l'aide des données sur les activités de l'approche 1. Toutefois, selon les *bonnes pratiques* les pays ayant des informations correspondant aux données sur les activités d'approches 2 et 3 devront utiliser les matrices de transition car plus les statistiques sont précises, meilleure est l'estimation des variations annuelles des stocks de C des sols.

Dans certains cas, les données sur les activités collectées dans le temps peuvent couvrir des durées plus longues que la dépendance temporelle des facteurs de variation des stocks (D), par exemple 30 ans alors que D égale 20 ans. Dans ces cas-là, les variations annuelles des stocks peuvent être estimées directement entre chaque année successive de collecte des données sur les activités (par exemple 1990, 2020 et 2050) sans surestimer ni sous-estimer le taux de variations annuelles, et tant que T se substitue à D dans l'équation 2.25.

Sols organiques

La méthodologie de base d'estimation des émissions de C des sols organiques (soit, dérivés de la tourbe) recommande d'assigner un facteur d'émissions annuel d'estimation des pertes de C dues au drainage. Le drainage stimule l'oxydation de la matière organique accumulée dans un environnement essentiellement anoxique. Ainsi, on dérive une estimation des émissions (sources) de CO_2 en multipliant la zone de sols organiques drainés et exploités pour chaque type de climat par le facteur d'émissions associé, comme le montre l'équation 2.26 :

ÉQUATION 2.26
PERTES ANNUELLES DE CARBONE DES SOLS ORGANIQUES DRAINÉS (CO_2)

$$P_{Organiques} = \sum_c (S \cdot FE)_c$$

Où :

$P_{Organiques}$ = Pertes annuelles de carbone de sols organiques drainés, tonnes C an⁻¹

S = Superficie des sols organiques drainés dans le type de climat c, ha

Note : S représente la même superficie (F_{so}) que celle qui est utilisée pour estimer les émissions de N_2O au chapitre 11, équations 11.1 et 11.2

FE = Facteur d'émissions pour le type de climat c , tonnes C ha⁻¹ an⁻¹

Lire des recommandations détaillées sur l'emploi de cette méthode aux sections traitant du C des sols dans chapitres correspondant aux diverses affectations des terres.

ENCADRE 2.2
COMPARAISON ENTRE L'UTILISATION DE STATISTIQUES AGREGÉES D'APPROCHE 1 ET L'EMPLOI DE DONNÉES SUR LES ACTIVITÉS D'APPROCHE 2 OU 3 AVEC MATRICES DE TRANSITION

Hypothèse d'un pays où une fraction des terres est soumise à des changements d'affectation des terres, comme l'indique le tableau suivant. Chaque ligne représente une unité de terre de superficie d'1 Mha (F = Terres forestières ; C = Terres cultivées ; P = Prairies) :

| Unité de terre | 1990 | 1995 | 2000 | 2005 | 2010 | 2015 | 2020 |
|----------------|------|------|------|------|------|------|------|
| 1 | F | C | C | C | C | C | C |
| 2 | F | C | C | C | P | P | P |
| 3 | P | C | C | C | C | P | P |
| 4 | P | P | F | F | F | F | F |
| 5 | C | C | C | C | P | P | P |
| 6 | C | C | P | P | P | C | C |

À des fins de simplicité, on suppose que le pays n'a qu'un type de sol, dont la valeur de COS_{Ref} (0-30 cm) est de 77 tonnes C ha⁻¹, correspondant à la végétation forestière. Les valeurs de F_{AFT} sont de 1,00, 1,05 et 0,92 pour F, P et C respectivement. On suppose que $F_{Gestion}$ et $F_{Entrées}$ sont égaux à 1. La dépendance temporelle des facteurs de variations des stocks (D) est de 20 ans. En outre, on suppose que l'affectation des terres est à l'équilibre en 1990 (c'est-à-dire qu'aucun changement d'affectation des terres n'a eu lieu dans les 20 ans précédant 1990). Les variations annuelles des stocks de carbone sont calculées avec les données sur les activités de l'approche 1 (c'est-à-dire des données statistiques agrégées) pour toutes les années d'inventaire, suivant l'équation 2.25 ci-dessus. Le tableau suivant présente les résultats des calculs :

| | 1990 | 1995 | 2000 | 2005 | 2010 | 2015 | 2020 |
|--|------------|-------------|-------------|-------------|------------|------------|------------|
| F (Mha) | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| P (Mha) | 2 | 1 | 1 | 1 | 3 | 3 | 3 |
| C (Mha) | 2 | 5 | 4 | 4 | 2 | 2 | 2 |
| COS_0 (Mt C) | 458 | 436 | 442 | 442 | 462 | 462 | 462 |
| $COS_{(0-T)}$ (Mt C) | 458 | 458 | 458 | 458 | 458 | 436 | 442 |
| $\Delta C_{Mineraux}$ (Mt C an⁻¹) | 0 | -1,1 | -0,8 | -0,8 | 0,2 | 1,3 | 1,0 |

Si l'on utilise des données d'approche 2 ou 3 pour lesquelles on connaît explicitement les changements d'affectation des terres, les stocks de carbone pourront être calculés en prenant en compte les changements historiques pour chaque unité de terre. Pour estimer les variations annuelles des stocks de carbone, on compare le total des stocks de carbone correspondant à la somme de toutes les unités avec l'année d'inventaire passée la plus proche, plutôt qu'avec l'inventaire effectué 20 ans auparavant :

| | 1990 | 1995 | 2000 | 2005 | 2010 | 2015 | 2020 |
|---|------------|-------------|-------------|-------------|------------|------------|------------|
| COS_0 (Mt C) pour l'unité 1 | 77,0 | 75,5 | 74,0 | 72,5 | 71,0 | 71,0 | 71,0 |
| COS_0 (Mt C) pour l'unité 2 | 77,0 | 75,5 | 74,0 | 72,5 | 75,0 | 77,5 | 80,0 |
| COS_0 (Mt C) pour l'unité 3 | 81,0 | 78,5 | 76,0 | 73,5 | 71,0 | 73,5 | 76,0 |
| COS_0 (Mt C) pour l'unité 4 | 81,0 | 81,0 | 80,0 | 79,0 | 78,0 | 77,0 | 77,0 |
| COS_0 (Mt C) pour l'unité 5 | 71,0 | 71,0 | 71,0 | 71,0 | 73,5 | 76,0 | 78,5 |
| COS_0 (Mt C) pour l'unité 6 | 71,0 | 71,0 | 73,5 | 76,0 | 78,5 | 76,0 | 73,5 |
| COS_0 (Mt C) | 458 | 453 | 449 | 445 | 447 | 451 | 456 |
| $COS_{(0-T)}$ (Mt C) | 458 | 458 | 453 | 449 | 445 | 447 | 451 |
| $\Delta C_{CC,Mineraux}$ (Mt C an⁻¹) | 0 | -1,1 | -0,8 | -0,8 | 0,5 | 0,8 | 1,0 |

Ces méthodes fournissent des estimations différentes des stocks de carbone, et utiliser des données d'approche 2 ou 3 avec des matrices de transition permettrait d'être plus exact qu'avec les statistiques agrégées correspondant à l'approche 1. Toutefois en général les estimations des variations annuelles des stocks de carbone ne seront pas très différentes, comme le montre l'exemple. Les différences des approches à données sous-jacentes sur les estimations sont plus importantes lorsqu'il y a des changements multiples d'affectation des terres sur le même territoire (comme pour les unités de terre 2, 3 et 6 de l'exemple donné). À noter également que les données d'activité d'approches 1, 2 ou 3 produisent les mêmes variations des stocks de C si les systèmes atteignent un nouvel équilibre, qui intervient sans changement d'affectation et d'exploitation des terres sur une période de 20 ans avec la méthode de niveau 1. Par conséquent, aucune augmentation ou diminution des stocks de carbone ne se perd par inadvertance avec les données d'activité des méthodes d'approches 1, 2 ou 3, mais les dynamiques temporelles varient quelque peu, comme précisé ci-dessus.

C inorganique des sols

Les impacts des activités d'affectation et d'exploitation des terres sur les stocks et les flux de C inorganique des sols sont liés à l'hydrologie du site et dépendent de la minéralogie spécifique des sols. En outre, pour une estimation exacte des impacts, il faut suivre le devenir du C inorganique déchargé dissout et des cations de base de la terre gérée, au moins jusqu'à ce qu'ils soient entièrement capturés par le cycle du C inorganique océanique. Ainsi, pour estimer avec exactitude les variations nettes des stocks, il faut effectuer une analyse hydrogéochimique complète qui suive le devenir du CO₂ dissout, des espèces de carbonate et de bicarbonate, et des cations de base (par exemple, Ca et Mg) appliqués à la terre gérée, à l'intérieur de celle-ci et déchargés par celle-ci, et ce sur le long terme. Une approche de niveau 3 sera nécessaire à une telle analyse.

Approche de niveau 2 : Incorporation des données spécifiques au pays

L'approche de niveau 2 représente une extension naturelle de la méthode de niveau 1, permettant d'incorporer à l'inventaire des données spécifiques au pays, en employant les équations par défaut données pour les sols organiques et minéraux. Selon les *bonnes pratiques*, les pays doivent utiliser l'approche de niveau 2, si possible, même si seulement certaines composantes correspondant à l'approche par défaut de niveau 1 peuvent être mieux définies. Par exemple, il est possible qu'un pays possède seulement des données lui permettant de dériver les stocks de C de référence lui étant spécifiques ; celles-ci seront alors utilisées avec des facteurs de variation des stocks par défaut afin d'estimer les variations des stocks de C organique des sols pour les sols minéraux.

Sols minéraux

Les données spécifiques au pays peuvent être utilisées pour améliorer les quatre composantes de l'approche d'inventaire de niveau 1 pour l'estimation des variations des stocks des sols minéraux, y compris la dérivation des facteurs de variation des stocks spécifiques à la région ou au pays et/ou les stocks de C de référence ; mais aussi pour améliorer la spécification des systèmes de gestion, et des catégories de climats ou de sols (e.g., Ogle *et al.*, 2003 ; Vanden Bygaart *et al.*, 2004 ; Tate *et al.*, 2005). Les compilateurs d'inventaires peuvent choisir de dériver des valeurs spécifiques pour toutes ces composantes, ou tout sous-ensemble, et de les combiner avec des valeurs par défaut fournies à la méthode de niveau 1 afin d'effectuer les calculs d'inventaires à l'aide de l'équation 2.25. En outre, le niveau 2 suit le même procédé de calcul que le niveau 1.

1) Définition des systèmes de gestion. Si les systèmes de gestion d'un inventaire de niveau 2 peuvent être les mêmes que ceux des méthodes de niveau 1, les systèmes par défaut peuvent être désagrégés en catégories plus fines représentant mieux les impacts de la gestion sur les stocks de C organique des sols dans un pays donné, en fonction de données empiriques (c'est-à-dire que les facteurs de variation des stocks varient de manière significative pour les systèmes de gestion proposés). Pour pouvoir entreprendre un tel travail, il faut toutefois avoir assez de données détaillées sous-jacentes de manière à classer les superficies dans des ensembles de systèmes de gestion plus fins, plus détaillés.

2) Régions climatiques et types de sols. Les pays ayant des nomenclatures détaillées des sols et des données sur le climat peuvent élaborer des nomenclatures spécifiques à leur situation. En outre, on considère comme *bonne pratique* de mieux spécifier les régions climatiques et les types de sols pendant l'élaboration d'un inventaire de niveau 2 si la nouvelle nomenclature améliore la spécification des stocks de C de référence et/ou les facteurs de variation des stocks. En pratique, les stocks de C de référence et/ou les facteurs de variation des stocks devraient différer de manière significative entre les régions climatiques et les types de sols proposés selon l'analyse empirique. À noter que la détermination de nouvelles régions climatiques et/ou types de sols requiert la dérivation de stocks de C de référence et de facteurs de variation des stocks spécifiques au pays. Les stocks de C et facteurs de variation des stocks de référence par défaut ne sont adaptés qu'aux inventaires utilisant les types de sols et de climats par défaut.

3) Stocks de C de référence. Pour améliorer les inventaires en utilisant une approche de niveau 2 (Bernoux *et al.*, 2002), il est également possible de dériver les stocks de C de référence spécifiques au pays (COS_{Ref}). On obtiendra des valeurs plus exactes et plus représentatives en utilisant des données spécifiques au pays pour l'estimation des stocks de référence. Pour dériver les stocks de C des sols de référence spécifiques au pays, on peut, par exemple, mesurer les sols lors de relevés de sols nationaux. Des descriptions taxonomiques fiables doivent être employées pour grouper les sols par catégories. Lorsqu'on dérive des valeurs spécifiques au pays, trois autres composantes doivent être prises en compte : notamment la spécification possible de catégories de sols et régions climatiques spécifiques au pays (c'est-à-dire en remplacement de la nomenclature par défaut du GIEC), le choix des conditions de référence, et l'augmentation de la profondeur pour laquelle les stocks sont estimés. Les stocks sont calculés en multipliant la proportion de carbone organique (soit le pourcentage de C divisé par 100) par l'augmentation de la profondeur (30 cm par défaut), la densité apparente et la proportion de sols sans fragments grossiers (soit des

fragments de < 2 mm) dans la profondeur accrue (Ogle *et al.*, 2003). La proportion de sols sans fragments grossiers est calculée sur une base massique (soit, la masse de sols sans fragments grossiers/la masse total de sols).

Les conditions de référence sont représentées par la catégorie d'affectation des terres/de couverture des sols utilisée pour l'évaluation des impacts relatifs des changements d'affectation des terres sur le stockage de C des sols (par exemple, la différence relative de stockage de C entre une condition de référence, comme des terres indigènes, et une autre affectation des terres, comme des terres cultivées, forme la base de F_{AFT} à l'équation 2.25). Pour la méthode de niveau 1, les conditions de référence sont représentées par les terres indigènes (c'est-à-dire des terres non dégradées ou améliorées accueillant une végétation indigène), et de nombreux pays utiliseront également cette référence pour une approche de niveau 2. Toutefois, selon les *bonnes pratiques* on pourra choisir une autre affectation des terres comme référence, si celle-ci permet une évaluation plus robuste des valeurs des stocks de référence spécifiques au pays. Les stocks de référence doivent rester cohérents avec les affectations des terres (c'est-à-dire terres forestières, terres cultivées, prairies, établissements et autres terres) ; les diverses équipes gérant les inventaires de C des sols au secteur AFAT doivent donc se coordonner.

Autre composante à prendre en compte lors de la dérivation de stocks de C de référence spécifiques au pays : la possibilité d'estimer le stockage de C à une profondeur plus grande dans le sol (c'est-à-dire plus bas dans le profil). Les stocks par défaut donnés au tableau 2.3 prennent en compte le C organique des sols dans les 30 cm supérieurs du profil des sols. Si les données sont suffisantes, et s'il est évident que l'exploitation et les changements d'affectation des terres ont un impact significatif sur l'augmentation proposée de profondeur, les *bonnes pratiques* exigent une dérivation plus profonde des stocks de C de référence. Tout changement de profondeur pour les stocks de C de référence exigera la dérivation de nouveaux facteurs de variation des stocks, puisque les défauts se basent également sur les impacts à une profondeur de 30 cm.

4) Facteurs de variation des stocks. L'une des améliorations importantes de l'approche de niveau 2 est représentée par l'estimation de facteurs de variation des stocks spécifiques au pays (F_{AFT} , $F_{Gestion}$ et $F_{Entrées}$). La dérivation de facteurs spécifiques au pays peut être effectuée en employant des données expérimentales/des mesures et une modélisation par logiciel informatique. En pratique, la dérivation des facteurs de variation des stocks implique d'estimer un taux de réponse pour chaque recherche ou observation (c'est-à-dire que les stocks de C dans différentes classes d'exploitation ou d'entrée sont respectivement divisés par la valeur de la pratique nominale).

Dans l'idéal, les facteurs de variation des stocks se basent sur les données de mesures ou expérimentales du pays ou de la région environnante, en estimant les taux de réponse de chaque étude, puis en analysant ces valeurs grâce à une technique statistique appropriée (e.g., Ogle *et al.*, 2003 et 2004 ; VandenBygaart *et al.*, 2004). Des études menées précédemment se trouvent dans des livres déjà publiés, des articles ou autres sources ; toutefois les compilateurs d'inventaires peuvent choisir de mener de nouvelles expériences. Mais quelle que soit la source des données, les *bonnes pratiques* exigent que les parcelles comparées aient des histoires, une gestion, une position topographique et des propriétés physiques des sols similaires, et qu'elles soient situées proches les unes des autres. Les recherches devraient fournir les stocks de C (soit la masse par superficie d'unité à une profondeur spécifiée), ou les informations nécessaires à l'estimation des stocks de COS (soit le pourcentage de matière organique avec densité apparente ; la proportion de roche dans le sol, souvent mesurée comme fraction supérieure à 2 mm, ne contient par nature pas de C organique des sols). Si le pourcentage de matière organique est disponible, au lieu du pourcentage de carbone organique, un facteur de conversion de 0,58 sera utilisé afin d'estimer la teneur en C. En outre, les *bonnes pratiques* exigent que les mesures des stocks de C des sols soient prises sur une base massique équivalente (par exemple, Ellert *et al.*, 2001 ; Gifford et Roderick, 2003). Pour utiliser cette méthode, les compilateurs d'inventaires devront déterminer une profondeur pour mesurer les stocks de C pour la pratique ou l'affectation des terres nominale, comme les terres indigènes ou le labourage conventionnel. Cette profondeur devra en outre être cohérente avec la profondeur des stocks de C de référence. Les stocks de C des sols pour les changements d'affectation ou de gestion des terres sont ensuite mesurés à une profondeur avec la masse équivalente de sol.

Pour dériver des valeurs spécifiques au pays, on peut également simuler les facteurs de variation des stocks à partir de modèles avancés (Bhatti *et al.*, 2001). La comparaison de facteurs de variation des stocks simulés à des variations des stocks de C mesurées lors d'expériences permet de montrer comment utiliser des modèles avancés. Selon les *bonnes pratiques*, il faudra fournir les résultats de l'évaluation du modèle, et citer les articles publiés et/ou en placer les résultats dans le rapport d'inventaire. Cette méthode est considérée comme faisant partie de l'approche de niveau 2 parce qu'elle se base sur le concept de facteurs de variation des stocks et la méthode d'estimation élaborée à l'approche de niveau 1.

La dérivation de facteurs de gestion spécifiques au pays ($F_{Gestion}$) et de facteurs d'entrée ($F_{Entrées}$), avec données empiriques ou modèles avancés, devra être cohérente avec le système de nomenclature des pratiques de gestion. Si

pour l'inventaire d'autres systèmes sont précisés, des facteurs uniques devront être dérivés, représentant les catégories plus fines d'une affectation des terres particulière.

Autre élément à prendre en compte lors de la dérivation de facteurs de variation des stocks spécifiques au pays : leur dépendance temporelle associée (D dans l'équation 2.25), qui détermine le nombre d'années au cours desquelles la plupart des variations des stocks de C organique des sols a lieu, suite à un changement de gestion. On peut utiliser la dépendance temporelle par défaut (D) pour le secteur d'affectation des terres (par exemple 20 ans pour les terres cultivées), mais elle peut être également modifiée si des données suffisantes sont disponibles et justifient une période de temps différente. En outre, la méthode est créée pour utiliser la même dépendance temporelle (D) pour tous les facteurs de variation des stocks, comme le montre l'équation 2.25. Si des périodes différentes sont sélectionnées pour F_{AFT} , $F_{Gestion}$ et $F_{Entrées}$, il faudra alors calculer séparément l'influence de l'affectation, de la gestion des terres et des entrées et séparer les dépendances associées de variations des stocks. Ceci peut être fait en modifiant l'équation 2.25 pour que le COS aux moments T et $0-T$ soit calculé individuellement pour chaque facteur de variation des stocks (c'est-à-dire que COS est calculé avec F_{AFT} seulement, puis calculé avec $F_{Gestion}$, et finalement avec $F_{Entrées}$). On calcule les différences pour les stocks associés à l'affectation, la gestion et les entrées, en les divisant par leurs valeurs de D respectives ; on additionne ensuite les variations.

Les variations des stocks de C se font normalement de manière non linéaire, et il est possible de développer plus avant la dépendance temporelle des facteurs de variation des stocks afin de refléter cette tendance. Pour les changements d'affectation et de gestion des terres qui entraînent une diminution de la teneur en C des sols, le taux de variations est au plus élevé au cours des quelques premières années, et décline peu à peu avec le temps. *A contrario*, lorsque le C des sols s'accroît en raison des changements d'affectation et de gestion des terres, le taux d'accumulation a tendance à suivre une courbe sigmoïdale, et les taux de variations sont lents au départ, puis s'accroissent et finissent par décroître avec le temps. Si les variations historiques des pratiques d'exploitation et d'affectation des terres sont suivies de manière explicite en étudiant les mêmes sites (soit des données sur les activités d'approche 2 ou 3, voir chapitre 3), on pourra mettre en place une méthode de niveau 2 qui incorpore la non linéarité des variations des stocks de C des sols.

Tout comme pour la dépendance temporelle, la profondeur à laquelle les impacts sont mesurés peut différer par rapport à l'approche par défaut. Toutefois, il est important que les stocks de C de référence (COS_{Ref}) et les facteurs de variation des stocks (F_{AFT} , $F_{Gestion}$, $F_{Entrées}$) soient déterminés à une profondeur commune, et qu'ils soient cohérents sur chaque secteur d'affectation des terres afin de traiter des conversions parmi les affectations sans exagérer ou minimiser artificiellement les estimations des variations des stocks de C des sols. Selon les *bonnes pratiques*, on documentera la source de l'information et des bases sous-jacentes des nouveaux facteurs lors du processus d'établissement des rapports.

Sols organiques

L'approche de niveau 2 pour les émissions de CO_2 associées au drainage des sols organiques incorpore des informations spécifiques au pays dans l'inventaire afin d'estimer les émissions à l'aide de l'équation 2.26 (lire à la section précédente sur le niveau 1 des informations supplémentaires sur les équations générales et la mise en place de cette méthode). En outre, au niveau 2 on utilise les mêmes étapes pour la procédure de calculs qu'au niveau 1. Pour améliorer le niveau 1, on peut : 1) dériver les facteurs d'émissions spécifiques au pays, 2) spécifier les régions climatiques considérées comme plus adaptées au pays, ou 3) mettre en place une nomenclature plus fine, plus détaillée des systèmes de gestion attribués à la catégorie d'affectation des terres.

La dérivation de facteurs d'émissions spécifiques au pays représente une *bonne pratique* si des données expérimentales sont disponibles. En outre, les *bonnes pratiques* exigent l'utilisation d'une nomenclature plus fine pour les systèmes de gestion et systèmes climatiques si d'importantes différences en matière de taux de perte de C ont été mesurées entre les classes proposées. À noter que toute dérivation doit être accompagnée de données suffisantes sur l'environnement et les activités de gestion/d'affectation des terres afin de représenter les régions climatiques et les systèmes de gestion proposés au niveau national. Les inventaires de niveau 2 pour les sols organiques exigent de prendre en considération les mêmes éléments que pour les sols minéraux, comme expliqué dans la section précédente.

Les facteurs d'émissions spécifiques au pays pour les sols organiques peuvent être basés sur des mesures des déclinés annuels des stocks de C pour la totalité du profil du sol. Autre possibilité : l'utilisation de la subsidence des sols en tant que mesure de remplacement pour les pertes de C suite à un drainage (par exemple, Armentano et Menges, 1986). Les pertes de C sont alors calculées en tant que fraction de la subsidence annuelle attribuée à l'oxydation de la matière organique, à la teneur en C de la matière organique minéralisée, et à la densité apparente du sol (Ogle *et al.*, 2003).

C inorganique des sols

Lire les informations sur cette sous-catégorie au niveau 1.

Niveau 3 : Systèmes d'estimation avancés

Les approches de niveau 3 pour le C des sols impliquent l'élaboration de systèmes d'estimation avancés qui permettront en général de mieux enregistrer la variabilité annuelle des flux, au contraire des approches de niveaux 1 et 2 qui supposent généralement des variations annuelles constantes des stocks de C sur une période d'inventaire basée sur un facteur de variation des stocks. Pour résumer, les niveaux 1 et 2 représentent les impacts de la gestion et de l'affectation des terres sur les stocks de C des sols sous forme de passage linéaire d'un état d'équilibre à un autre. Pour mieux comprendre les implications, il est important de noter que les stocks de C des sols n'existent généralement pas en état d'équilibre absolu ou ne varient pas de manière linéaire sur une période de transition, car de nombreuses variables faisant évoluer les stocks sont dynamiques, et varient de manière périodique sur des échelles temporelles courtes, avant d'atteindre un nouvel état de « quasi-équilibre ». Les approches de niveau 3 peuvent prendre en compte cette non-linéarité en utilisant des modèles plus avancés que les méthodes de niveaux 1 et 2, et/ou en élaborant un inventaire basé sur des mesures *via* un réseau de surveillance. En outre, les inventaires de niveau 3 peuvent capturer les impacts de long terme de la gestion et de l'affectation des terres sur le patrimoine. *A contrario*, les approches de niveaux 1 et 2 ne prennent en général en compte que les influences les plus récentes de la gestion et de l'affectation des terres, par exemple les 20 dernières années pour les stocks de C minéraux. Lire à la section 2.5 (*Recommandations générales pour les méthodes de niveau 3*) des informations supplémentaires sur les méthodes de niveau 3 plus poussées que le texte ci-dessous.

Sols minéraux

Les approches basées sur des modèles peuvent employer des modèles de simulation mécaniste capables de prendre en compte les processus sous-jacents de gains et pertes de carbone des sols dans un cadre de travail quantitatif, comme l'influence de la gestion et de l'affectation des terres sur les processus contrôlant les entrées de carbone dues à la production de plantes et à la chute de litière ainsi qu'à la décomposition microbienne (par exemple, McGill, 1996 ; Smith et al., 1997b ; Smith et al., 2000 ; Falloon et Smith, 2002 ; et Tate et al., 2005).

À noter que les méthodes de niveau 3 représentent actuellement le seul moyen d'estimer de manière explicite l'impact de l'érosion des sols sur les flux de C. En outre, les approches de niveau 3 basées sur des modèles peuvent représenter les transferts de C entre la biomasse, la biomasse morte et les sols, ce qui est un avantage pour s'assurer de la conservation des masses lors des prédictions des variations des stocks de C dans ces pools, par rapport aux absorptions et émissions de CO₂ vers l'atmosphère.

Les approches de niveau 3 par modèles peuvent prendre en compte l'influence de la gestion et de l'affectation des terres grâce à une représentation dynamique des conditions environnementales qui affectent les processus de contrôle des stocks de C des sols, comme le temps, les caractéristiques édaphiques, et d'autres variables. L'impact de l'affectation et de la gestion des terres sur les stocks de C des sols peut varier en fonction des conditions environnementales ; ces variations ne sont pas prises en compte aux niveaux inférieurs, car elles peuvent entraîner des biais dans les résultats obtenus. En conséquence, les approches de niveau 3 peuvent fournir une estimation plus précise des variations des stocks de C associées aux activités de gestion et d'affectation des terres.

Pour les approches de niveau 3, une série de sites de référence sera nécessaire afin d'évaluer les résultats du modèle. Dans l'idéal, une série de sites de surveillance permanente de référence sera statistiquement établie, prenant en compte les régions climatiques principales, les types de sols, et les systèmes de gestion ainsi que les variations des systèmes. Elle permettra d'effectuer des mesures répétées dans le temps des stocks de C organique des sols (Smith, 2004a). Les contrôles se basent sur un nouvel échantillonnage des parcelles tous les 3 à 5 ans ou tous les 10 ans ; contrôler les échantillons de manière plus fréquente n'entraînera sans doute pas de différences significatives en raison des faibles variations annuelles des stocks de C dues à la vaste quantité totale de C dans les sols (GIEC, 2000 ; Smith 2004b).

En plus des approches basées sur modèles, les méthodes de niveau 3 permettent d'élaborer des inventaires basés sur des mesures en utilisant un réseau de surveillance similaire à celui utilisé pour l'évaluation par modèles. Toutefois, les réseaux de mesures, qui servent de base à l'inventaire total, auront une densité d'échantillonnage considérablement plus forte afin de minimiser l'incertitude, et de représenter tous les systèmes de gestion et changements d'affectation des terres associés, sur toutes les régions climatiques et principaux types de sols (Sleutel *et al.*, 2003 ; Lettens *et al.*, 2004). Les réseaux de mesures peuvent être basés sur des échantillons de sols sur des sites de référence, ou des réseaux de tours de flux. Les tours de flux, telles que celles qui utilisent des systèmes de

covariance de turbulence (Baldocchi *et al.*, 2001), constituent un cas unique car elles mesurent les échanges *nets* de CO₂ entre l'atmosphère et la surface terrestre. En conséquence, les réseaux de mesures à tours de flux sont soumis aux avertissements suivants relatifs aux variations des stocks de C dans le pool des sols : 1) les tours doivent être utilisées à une densité suffisante pour représenter les flux de la totalité du pays ; 2) les estimations de flux doivent être attribuées aux secteurs d'affectation des terres individuels et aux activités d'affectation et de gestion des terres spécifiques ; et 3) les flux de CO₂ doivent être attribués à des pools individuels qui comprennent les variations des stocks dans les sols (plus la biomasse et la matière organique morte). D'autres informations sur les mesures des sols sont fournies dans la section précédente correspondant aux méthodes de niveau 2 pour les sols minéraux (voir le passage sur les facteurs de variation des stocks).

Il faut également noter que les inventaires basés sur des mesures représentent des approches d'estimation complète du C, prenant en compte toutes les influences sur les stocks de C des sols. Il pourrait être difficile de faire une estimation seulement partielle des impacts de la gestion et de l'affectation des terres.

Sols organiques

Comme pour les sols minéraux, les émissions de CO₂ attribuées à la gestion et à l'utilisation des sols organiques peut être estimée à l'aide d'un modèle ou en utilisant une approche basée sur des mesures. On utilisera en général des modèles dynamiques et mécanistes pour simuler les processus sous-jacents, tout en prenant en compte l'influence de la gestion et de l'affectation des terres, et notamment les impacts des niveaux variables de drainage sur la décomposition. Les considérations évoquées pour les sols minéraux restent importantes pour les approches basées sur les mesures ou les modèles prenant en compte les variations des stocks de C des sols attribuées à la gestion des sols organiques.

C inorganique des sols

Il est possible d'élaborer plus avant une approche de niveau 3 afin d'estimer les flux associés à la gestion des impacts sur les pools de C inorganique des sols. Par exemple, l'irrigation peut avoir des conséquences sur les stocks et les flux de C inorganique des sols, mais la direction et l'amplitude dépend de la source et de la nature de l'eau d'irrigation, et de la source, de la quantité et du devenir du C inorganique dissous déchargé. Dans les régions arides et semi-arides, les variations du gypse (CaSO₄ · 2H₂O) peuvent entraîner un accroissement des stocks de C inorganique des sols, en fonction de la quantité de Ca²⁺ qui remplace Na⁺ sur les colloïdes des sols, par rapport à la réaction au bicarbonate et aux précipitations de calcite (CaCO₃). D'autres activités d'affectation et d'exploitation des terres, comme le déboisement/boisement et les pratiques de gestion acidifiant les sols peuvent également affecter les stocks de C inorganique des sols. Toutefois ces variations peuvent entraîner des gains ou des pertes de C dans ce pool en fonction des conditions spécifiques au site, et les quantités attribuables à l'activité peuvent être faibles.

Actuellement, peu de modèles existent pour estimer les variations du C inorganique des sols dues à la gestion et l'affectation des terres, en conséquence une mise en place de l'approche de niveau 3 pourrait exiger une quantité considérable de temps et de ressources. Lorsque les données et les connaissances sont suffisantes, et que les activités affectant de manière significative les stocks de C inorganique des sols sont dominantes, les *bonnes pratiques* exigent que les pays effectuent une analyse hydrogéochimique complète qui comprenne toutes les activités d'affectation et d'exploitation des terres afin d'estimer leurs conséquences sur les stocks de C inorganique des sols. L'approche par modélisation doit isoler les activités d'affectation et d'exploitation des terres des impacts non anthropiques. Autre solution possible : une approche par mesures pouvant être mise en place en prenant des échantillons périodiques sur des sites de références sur des terres gérées, afin de déterminer les stocks de C inorganique, voire les flux de CO₂, sur le terrain, *via* un réseau de surveillance pour le C organique des sols, comme indiqué ci-dessus pour les sols minéraux. Toutefois, la quantité et le devenir du C inorganique dissout exigerait d'autres mesures, une modélisation ou simplement d'autres hypothèses, par exemple concernant les pertes de C inorganique dues à la lixiviation et émises en tant que CO₂ vers l'atmosphère.

2.4 ÉMISSIONS SANS CO₂

Le brûlage de la biomasse, la gestion du bétail et du fumier ainsi que les sols entraînent des émissions importantes de gaz à effet de serre sans CO₂. Les émissions de N₂O des sols sont couvertes dans le chapitre 11, où des recommandations sont données sur les méthodes pouvant être appliquées au niveau national (c'est-à-dire sans prendre en compte les types d'affectation des terres) lorsqu'on choisit d'utiliser des données sur les activités nationales. Les recommandations sur les émissions de CH₄ et de N₂O imputables au bétail et au fumier ne sont présentées qu'au chapitre 10 parce que ces émissions ne dépendent pas des caractéristiques du sol. Une approche générique d'estimation des émissions de gaz à effet de serre dues au feu (gaz CO₂ et sans CO₂) est décrite ci-dessous, avec insistance particulière sur les affectations des terres correspondant aux chapitres *Terres forestières*, *Prairies* et

Terres cultivées. Les *bonnes pratiques* exigent de vérifier que la couverture des émissions de CO₂ et sans CO₂ dues aux pertes des stocks et pools de carbone est complète, afin d'éviter omissions ou doubles comptages.

Les émissions dues au feu incluent non seulement le CO₂, mais aussi d'autres gaz à effet de serre provenant de la combustion incomplète du combustible. Parmi ceux-ci, on compte le monoxyde de carbone (CO), le méthane (CH₄), les composés organiques volatiles non méthaniques (COVNM) et les espèces d'azote (par exemple, N₂O, NO_x) (Levine, 1994). Dans les *Lignes directrices GIEC 1996* et le *GPG2000*, les émissions de gaz à effet de serre non-CO₂ dues au feu des savanes et au brûlage de résidus de récoltes étaient évoquées avec les émissions imputables aux conversions des terres forestières et des prairies. La méthodologie était légèrement différente en fonction du type de végétation, et les feux de terres forestières n'étaient pas inclus. Dans le *GPG-LULUCF*, les émissions (CO₂ et non CO₂) dues au feu étaient évoquées, notamment au chapitre traitant des terres forestières (pertes de carbone dues à des perturbations). Dans les chapitres *Terres cultivées* et *Prairies*, seules les émissions sans CO₂ étaient prises en compte, en supposant que les émissions de CO₂ seraient équilibrées par les absorptions de CO₂ dues à la repousse subséquente de la végétation en une année. Cette hypothèse implique le maintien de la fertilité des sols – hypothèse que les pays peuvent ignorer s'ils ont les preuves que la fertilité a chuté en raison du feu. Dans les terres forestières, on note souvent un manque de synchronie (non équivalence des émissions et absorptions de CO₂ dans l'année de l'établissement du rapport).

Les présentes lignes directrices proposent une approche plus générique d'estimation des émissions dues au feu. Le feu est considéré comme une perturbation qui affecte non seulement la biomasse (surtout aérienne) mais aussi la matière organique morte (litière et bois mort). Le terme « brûlage de biomasse » est utilisé largement et conservé dans les présentes lignes directrices, tout en reconnaissant que les composantes du combustible autres que la biomasse vivante sont généralement très significatives, surtout dans les systèmes forestiers. Pour les terres cultivées et les prairies renfermant peu de végétation ligneuse, on parle généralement du brûlage de la biomasse, puisque la biomasse est le principal pool affecté par le feu.

Les pays doivent appliquer les principes suivants lorsqu'ils estiment les émissions de gaz à effet de serre dues aux feux dans les terres forestières, terres cultivées et prairies :

- Les rapports doivent couvrir les émissions (CO₂ et non CO₂) pour tous les feux (feux contrôlés et feux sauvages) sur des terres gérées (exception faite du CO₂ des prairies, voir ci-dessous). Lorsqu'on a un changement d'affectation des terres, toute émission de gaz à effet de serre due au feu doit être notifiée à la nouvelle catégorie d'affectation des terres (catégorie transitoire). Les émissions des feux sauvages (et des feux mal contrôlés) ayant lieu sur des terres non gérées ne doivent pas être notifiées, à moins qu'ils ne soient suivis d'un changement d'affectation des terres (c'est-à-dire que les terres deviennent des terres gérées).
- Feu comme outil de gestion (brûlage contrôlé) : les émissions de gaz à effet de serre de la superficie brûlée sont notifiées, et si le feu affecte des terres non gérées, les émissions de gaz à effet de serre devront aussi être notifiées si le feu est suivi d'un changement d'affectation des terres.
- Équivalence (synchronie) des émissions et absorptions de CO₂ : les émissions nettes de CO₂ doivent être notifiées lorsque les émissions et absorptions de CO₂ pour le pool de biomasse ne sont pas équivalentes dans l'année d'inventaire. Pour les prairies, le brûlage de la biomasse et le brûlage de résidus de récoltes, l'hypothèse d'équivalence est généralement raisonnable. Toutefois, la végétation ligneuse peut également brûler dans ces catégories de terres, et les émissions de gaz à effet de serre imputables à ces sources doivent être notifiées en utilisant une méthode de niveau plus élevé. En outre, dans de nombreuses parties du monde, la paissance est l'affectation des terres la plus importante dans les terres forestières régulièrement brûlées (par exemple, la paissance dans les forêts et savanes) : il faut donc faire particulièrement attention avant d'émettre l'hypothèse de synchronie dans ces systèmes. Pour les terres forestières, la synchronie est probable si une quantité significative de biomasse est exterminée (c'est-à-dire que les pertes représentent plusieurs années de croissance et d'accumulation de C) ; il faut donc notifier les émissions nettes. Parmi les exemples possibles, on a le défrichage de forêts indigènes et la conversion à l'agriculture et/ou à des plantations, et les feux sauvages dans les terres forestières.
- Combustibles disponibles à la combustion : les facteurs de réduction de la quantité de combustibles disponibles à la combustion (par exemple, le pacage, la décomposition, l'extraction de biocombustibles, la nourriture pour bétail, etc.) doivent être pris en compte. Une approche d'équilibre de masses devra être adoptée pour prendre en compte les résidus, et éviter une sous-estimation ou un double comptage (voir la section 2.3.2).

- Établissement des rapports annuels : malgré la grande variabilité spatiale et temporelle inhérente du feu (notamment celle des feux sauvages), les pays doivent estimer et notifier annuellement les émissions de gaz à effet de serre des feux.

Les présentes lignes directrices fournissent une approche complète à l'estimation des variations des stocks de carbone et des émissions sans CO₂ imputables au feu dans les terres forestières (y compris les feux dus à la conversion des forêts), et des émissions sans CO₂ dans les terres cultivées et les prairies. Les émissions sans CO₂ sont prises en compte pour les cinq types de brûlage suivants : (1) brûlage de prairies (incluant le brûlage de terres arbustives ligneuses vivaces et de savanes); (2) brûlage de résidus agricoles ; (3) brûlage de litière, du sous-étage et de résidus de récoltes dans les terres forestières, (4) brûlage suivant le défrichage de forêts et la conversion à l'agriculture ; et (5) autres types de brûlage (y compris ceux dus aux feux sauvages). Les émissions directes de CO₂ sont également prises en compte pour les éléments (3), (4) et (5). Puisque les estimations d'émissions de ces différentes catégories ont beaucoup de points communs, la présente section fournit une approche générique à l'estimation des émissions de CO₂ et sans CO₂ dues au feu, afin d'éviter les redites dans les sections d'affectation des terres correspondant aux émissions dues au feu dans les présentes lignes directrices.

Le brûlage contrôlé des savanes est inclus dans la section correspondant au brûlage de la biomasse des prairies (chapitre 6, *Prairies*, section 6.3.4). Il est important d'éviter tout double-comptage lorsqu'on estime les émissions de gaz à effet de serre des savanes ayant une physiologie végétale caractéristique des terres forestières. Par exemple, les formations de cerradão (zone boisée dense) au Brésil qui sont incluses dans la catégorie terres forestières en raison de leurs caractéristiques biophysiques, même si elles sont en réalité une sorte de savane.

En plus des émissions de gaz à effet de serre dues à la combustion, les feux peuvent entraîner la création de stocks de carbone inertes (charbon ou résidus charbonneux). Les résidus post-feux comprennent des éléments non brûlés et partiellement brûlés, ainsi qu'une faible quantité de résidus charbonneux qui de nature sont très résistants à la décomposition. Les connaissances actuelles des taux de formation des résidus charbonneux dans des conditions de brûlage différentes et des taux subséquents de régénération sont actuellement trop limitées (Forbes *et al.*, 2006 ; Preston et Schmidt, 2006) pour permettre l'élaboration d'une méthodologie fiable d'inventaire ; en conséquence elles ne sont pas incluses dans les présentes lignes directrices. Les bases techniques pour un développement méthodologique futur sont présentées dans l'appendice 1.

En outre, si les émissions de CO₂ proviennent également du feu, elles ne sont pas prises en compte dans les présentes lignes directrices en raison de la pauvreté des données et de l'importance des incertitudes dans de nombreux paramètres clés nécessaires à l'estimation, et qui empêchent l'élaboration d'estimations d'émissions fiables.

DESCRIPTION DE LA METHODE

Toutes les sections pertinentes des présentes lignes directrices incluent une approche en trois niveaux permettant de prendre en compte les émissions de gaz à effet de serre au CO₂ (le cas échéant) et sans CO₂, dues au feu. Le choix du niveau peut être effectué en suivant les étapes du diagramme décisionnel présenté à la figure 2.6. À l'approche de niveau 1, la formulation présentée à l'équation 2.27 peut être appliquée afin d'estimer les émissions de CO₂ et sans CO₂ dues au feu, en utilisant les données par défaut fournies dans le présent chapitre et dans les sections correspondant aux affectations des terres des présentes lignes directrices. Les niveaux plus élevés exigent une application plus fine de l'équation 2.27.

Puisque la méthodologie de niveau 1 opte pour une approche simplifiée de l'estimation du pool de matière organique morte (lire la section 2.3.2), on doit émettre certaines hypothèses lorsqu'on estime les émissions nettes de gaz à effet de serre dues au feu dans les systèmes (par exemple, terres forestières et terres forestières converties en une autre affectation des terres), où la matière organique morte peut représenter un composant majeur du combustible brûlé. On suppose que les émissions de CO₂ dues à la matière organique morte sont nulles dans les forêts brûlées, mais pas exterminées par le feu. Si le feu est d'intensité suffisante pour exterminer une portion du peuplement forestier, au niveau 1 on suppose que le C contenu dans la biomasse exterminée est relâché immédiatement dans l'atmosphère. Cette simplification de niveau 1 peut entraîner une surestimation des émissions réelles dans l'année du feu, si la quantité de carbone de la biomasse exterminée par le feu est plus importante que la quantité de carbone du bois mort et de la litière consommée par le feu.

Les émissions de gaz à effet de serre sans CO₂ sont estimées pour toutes les situations de feu. Au niveau 1, les émissions sans CO₂ sont mieux estimées à l'aide de la consommation réelle de combustible fournie au tableau 2.4, et de facteurs d'émissions appropriés (tableau 2.5) (ils n'incluent pas la biomasse récemment exterminée dans les éléments de combustible consommés). Bien sûr, si les feux de forêts contribuent de manière significative aux

émissions de gaz à effet de serre, les pays devront élaborer une méthodologie plus complète (niveaux plus élevés) qui inclura la dynamique de la matière organique morte et améliorera les estimations d'émissions directes et post-feux.

Pour les terres forestières converties en une autre affectation des terres, la matière organique brûlée est dérivée à la fois de la végétation récemment abattue et de la matière organique morte existante, et les émissions de CO₂ doivent être notifiées. Dans ce cas, les estimations du combustible total consommé (tableau 2.4) peuvent être utilisées pour estimer les émissions de CO₂ et les gaz à effet de serre sans CO₂ à l'aide de l'équation 2.27. Il faut toutefois veiller à s'assurer que les pertes de carbone de la matière organique morte pendant la conversion d'affectation des terres ne sont pas double-comptées aux équations 2.27 (en tant que pertes dues au brûlage) et 2.23 (en tant que pertes dues à la décomposition).

Une méthodologie générique d'estimation des émissions de gaz à effet de serre individuels pour tout type de feu est résumée à l'équation 2.27.

ÉQUATION 2.27

ESTIMATION DES EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE DUES AU FEU

$$P_{feu} = S \cdot M_B \cdot C_f \cdot G_{fe} \cdot 10^{-3}$$

Où :

P_{feu} = Quantité d'émissions de gaz à effet de serre dues au feu, tonnes de chaque GES, par exemple, CH₄, N₂O, etc.

S = Superficie brûlée, ha

M_B = Masse de combustible disponible à la combustion, tonnes ha⁻¹. Sont inclus la biomasse, la litière du sol et le bois mort. Lorsqu'on utilise des méthodes de niveau 1, on suppose que les pools de litière et de bois mort sont nuls, sauf lorsqu'il y a un changement d'affectation des terres (lire la section 2.3.2.2).

C_f = Facteur de combustion, non dimensionnel (valeurs par défaut au tableau 2.6)

G_{fe} = Facteur d'émissions, g kg⁻¹ de matière sèche brûlée (valeurs par défaut au tableau 2.5)

Note : Lorsqu'aucune donnée n'est disponible pour M_B et C_f , une valeur par défaut correspondant à la quantité de combustible réellement brûlée (le produit de M_B et de C_f) peut être utilisée (tableau 2.4) à la méthodologie de niveau 1.

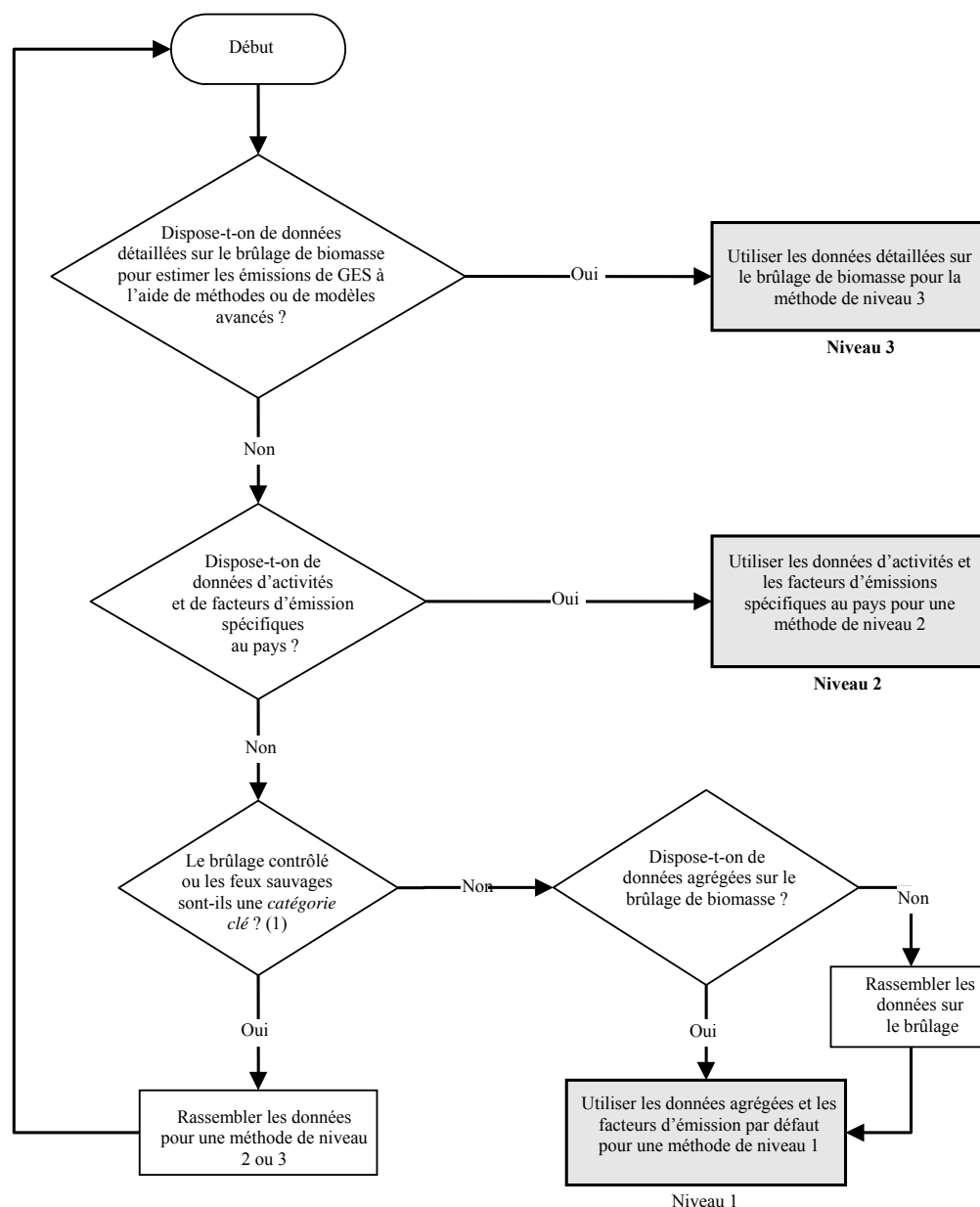
Pour les émissions de CO₂, l'équation 2.27 est liée à l'équation 2.14, qui estime la quantité annuelle de pertes de biomasse vivante pour tout type de perturbation.

La quantité de combustible pouvant être brûlée est représentée par la superficie brûlée et la densité de combustible présente sur cette superficie. La densité du combustible peut inclure la biomasse, le bois mort et la litière, qui varient en fonction du type, de l'âge et de l'état de la végétation. Le type de feu affecte également la quantité de combustible disponible à la combustion. Par exemple, le combustible disponible aux feux de surface de faible intensité sera largement restreint à la litière et à la matière organique morte en surface, alors qu'un feu de « cimes » de plus haute intensité pourra également consommer des quantités substantielles de la biomasse des arbres.

Le facteur de combustion est représenté par la mesure de la proportion de combustible réellement consommé, qui varie en tant que fonction de la taille et de l'architecture de la charge du combustible (c'est-à-dire qu'une plus petite proportion de combustible grossier et large, comme des souches d'arbres, sera brûlée par rapport aux combustibles fins, comme les feuilles herbeuses), la quantité d'humidité dans le combustible et le type de feu (c'est-à-dire intensité et rapidité d'étendue, elles-mêmes remarquablement affectées par la variabilité climatique et les différences régionales, comme le montre le tableau 2.6). Au bout du compte, le facteur d'émission présente la quantité d'un gaz à effet de serre particulier émis par unité de matière sèche consommée, qui peut varier en fonction de la teneur en carbone de la biomasse et de l'exhaustivité de la combustion. Pour les espèces ayant de fortes concentrations de N, les émissions de NO_x et de N₂O dues au feu peuvent varier en fonction de la teneur en N du feu. Une révision complète des facteurs d'émissions a été menée par Andreae et Merlet (2001) ; elle est résumée au tableau 2.5.

Les méthodes de niveau 2 emploient la même approche générale que le niveau 1 mais utilisent des facteurs d'émissions dérivés par pays plus fins et/ou des estimations plus fines des densités de combustible et des facteurs de combustion que celles fournies dans les tableaux par défaut. Les méthodes de niveau 3 sont plus exhaustives et prennent en compte les dynamiques des combustibles (biomasse et matière organique morte).

Figure 2.6 Diagramme décisionnel générique d'identification du niveau approprié d'estimation des émissions de gaz à effet de serre dues au feu dans une catégorie d'affectation des terres.



Remarque :

(1) Lire le chapitre 4 du volume 1 (Choix méthodologique – Identification des catégories clés) et particulièrement la section 4.1.2 traitant des ressources limitées, pour une discussion des *catégories clés* et de l'emploi des diagrammes décisionnels.

| TABLEAU 2.4 VALEURS DE CONSOMMATION DE LA BIOMASSE (MATIERE ORGANIQUE MORTE PLUS BIOMASSE VIVANTE) (TONNES MATIERE SECHE HA⁻¹) POUR LES FEUX DANS DIVERS TYPES DE VEGETATION (À utiliser à l'équation 2.27, pour estimer le produit des quantités ' $M_B \cdot C_F$ ', soit une quantité absolue) | | | | |
|--|---|--------------|--------------|--------------------------|
| Type de végétation | Sous-catégorie | Moyenne | SE | Références |
| Forêt primaire tropicale (rémanents et brûlis) | Forêt primaire tropicale | 83,9 | 25,8 | 7, 15, 66, 3, 16, 17, 45 |
| | Forêt primaire tropicale ouverte | 163,6 | 52,1 | 21, |
| | Forêt primaire tropicale humide | 160,4 | 11,8 | 37, 73 |
| | Forêt primaire tropicale sèche | - | - | 66 |
| Tous types de forêts tropicales primaires | | 119,6 | 50,7 | |
| Forêt secondaire tropicale (rémanents et brûlis) | Forêt secondaire jeune (3-5 ans) | 8,1 | - | 61 |
| | Forêt secondaire intermédiaire (6-10 ans) | 41,1 | 27,4 | 61, 35 |
| | Forêt tropicale secondaire avancée (14-17 ans) | 46,4 | 8,0 | 61, 73 |
| Tous types de forêts tropicales secondaires | | 42,2 | 23,6 | 66, 30 |
| Tous types de forêts tropicales tertiaires | | 54,1 | - | 66, 30 |
| Forêt boréale | Feux sauvages (généraux) | 52,8 | 48,4 | 2, 33, 66 |
| | Feux de cimes | 25,1 | 7,9 | 11, 43, 66, 41, 63, 64 |
| | Feux de surface | 21,6 | 25,1 | 43, 69, 66, 63, 64, 1 |
| | Rémanents et brûlis post-abattage | 69,6 | 44,8 | 49, 40, 66, 18 |
| | Feux de défrichage des terres | 87,5 | 35,0 | 10, 67 |
| Tous types de forêts boréales | | 41,0 | 36,5 | 43, 45, 69, 47 |
| Forêts d'eucalyptus | Feux sauvages | 53,0 | 53,6 | 66, 32, 9 |
| | Feux contrôlés (surface) | 16,0 | 13,7 | 66, 72, 54, 60, 9 |
| | Rémanents et brûlis post abattage | 168,4 | 168,8 | 25, 58, 46 |
| | Bois abattu, extrait et brûlé (feux de défrichage des terres) | 132,6 | - | 62, 9 |
| Tous types de forêts d'eucalyptus | | 69,4 | 100,8 | |
| Autres forêts tempérées | Feux sauvages | 19,8 | 6,3 | 32, 66 |
| | Rémanents et brûlis post abattage | 77,5 | 65,0 | 55, 19, 14, 27, 66 |
| | Bois abattu, extrait et brûlé (feux de défrichage des terres) | 48,4 | 62,7 | 53, 24, 71 |
| Tous « autres » types de forêts tempérées | | 50,4 | 53,7 | 43, 56 |

| TABLEAU 2.4 (SUITE) | | | | |
|--|-------------------------------------|----------------|-------------|-----------------------|
| VALEURS DE CONSOMMATION DE LA BIOMASSE (MATIERE ORGANIQUE MORTE PLUS BIOMASSE VIVANTE) (TONNES MATIERE SECHE HA⁻¹) POUR LES FEUX DANS DIVERS TYPES DE VEGETATION | | | | |
| (À utiliser à l'équation 2.27, pour estimer le produit des quantités ' M _B • C _F ', soit une quantité absolue) | | | | |
| Type de végétation | Sous-catégorie | Moyenne | SE | Références |
| Terres arbustives | Terres arbustives (générales) | 26,7 | 4,2 | 43 |
| | Lande <i>Calluna</i> | 11,5 | 4,3 | 26, 39 |
| | Armoise | 5,7 | 3,8 | 66 |
| | Fynbos | 12,9 | 0,1 | 70, 66 |
| Toutes les terres arbustives | | 14,3 | 9,0 | |
| Savanes arborées (feux de début de saison sèche)* | Savane arborée | 2,5 | - | 28 |
| | Savane-prairie | 2,7 | - | 57 |
| Toutes les savanes arborées (feux de début de saison sèche) | | 2,6 | 0,1 | |
| Savanes arborées (feux de mi-saison/fin de saison sèche)* | Savane arborée | 3,3 | - | 57 |
| | Savane-prairie | 4,0 | 1,1 | 57, 6, 51 |
| | Savane tropicale | 6 | 1,8 | 52, 73 |
| | Autres savanes arborées | 5,3 | 1,7 | 59, 57, 31 |
| Toutes les savanes arborées (feux de mi-saison/fin de saison sèche)* | | 4,6 | 1,5 | |
| Savanes-prairies/Pâturages (feux de début de saison sèche)* | Prairies tropicales/sous-tropicales | 2,1 | - | 28 |
| | Prairies | - | - | 48 |
| Toutes les savanes-prairies (feux de début de saison sèche)* | | 2,1 | - | |
| Savanes-prairies/Pâturages (feux de mi-saison/fin de saison sèche)* | Prairies tropicales/sous-tropicales | 5,2 | 1,7 | 9, 73, 12, 57 |
| | Prairies | 4,1 | 3,1 | 43, 9 |
| | Pâturage tropical ¹ | 23,7 | 11,8 | 4, 23, 38, 66 |
| | Savane | 7,0 | 2,7 | 42, 50, 6, 45, 13, 65 |
| Toutes les savanes-prairies (feux de mi-saison/fin de saison sèche)* | | 10,0 | 10,1 | |
| Autres types de végétation | Tourbières | 41 | 1,4 | 68, 33 |
| | Toundra | 10 | - | 33 |
| Résidus agricoles (brûlis de champs après récoltes) | Résidus de blé | 4,0 | | Voir note b |
| | Résidus de maïs | 10,0 | | Voir note b |
| | Résidus de riz | 5,5 | | Voir note b |
| | Cane à sucre ^a | 6,5 | | Voir note b |

TABLEAU 2.4 (SUITE)
VALEURS DE CONSOMMATION DE LA BIOMASSE (MATIERE ORGANIQUE MORTE PLUS BIOMASSE VIVANTE) (TONNES MATIERE SECHE HA⁻¹) POUR LES FEUX DANS DIVERS TYPES DE VEGETATION
 (À utiliser à l'équation 2.27, pour estimer le produit des quantités ' $M_B \cdot C_f$ ', soit une quantité absolue)

Notes :

* Uniquement combustion de la couche superficielle

~ Obtenu de rémanents de forêt tropicale (inclut le matériel ligneux non brûlé)

^a Pour la canne à sucre, les données se réfèrent au brûlage avant récolte

^b Évaluation experte par les auteurs

TABLEAU 2.5
FACTEURS D'EMISSIONS (g kg⁻¹ MATIERE SECHE BRULEE) POUR DIFFERENTS TYPES DE BRULAGE. LES VALEURS SONT DES MOYENNES DE ± SD BASEES SUR L'ETUDE EXHAUSTIVE MENEES PAR ANDREAE ET MERLET (2001)
 (À utiliser comme quantité ' G_{ef} ' à l'équation 2.27)

| Catégorie | CO ₂ | CO | CH ₄ | N ₂ O | NO _x |
|---------------------------|-----------------|-------------|-----------------|------------------|-----------------|
| Savanes et prairies | 1613 ± 95 | 65 ± 20 | 2,3 ± 0,9 | 0,21 ± 0,10 | 3,9 ± 2,4 |
| Résidus agricoles | 1515 ± 177 | 92 ± 84 | 2,7 | 0,07 | 2,5 ± 1,0 |
| Forêt tropicale | 1580 ± 90 | 104 ± 20 | 6,8 ± 2,0 | 0,20 | 1,6 ± 0,7 |
| Forêt extra tropicale | 1569 ± 131 | 107 ± 37 | 4,7 ± 1,9 | 0,26 ± 0,07 | 3,0 ± 1,4 |
| Brûlage de biocombustible | 1550 ± 95 | 78 ± 31 | 6,1 ± 2,2 | 0,06 | 1,1 ± 0,6 |

Note : La catégorie « forêt extra tropicale » comprend tous les autres types de forêts.

Note : Pour la combustion de biomasse non ligneuse dans les prairies et les terres cultivées, les émissions de CO₂ ne doivent pas nécessairement être estimées et notifiées, parce qu'on suppose que les absorptions annuelles (par la croissance) et les émissions (soit par la décomposition soit par le feu) de CO₂ par la biomasse sont à l'équilibre (lire ci-dessus les explications sur la synchronie, à la section 2.4).

| TABLEAU 2.6 | | | | |
|---|--|----------------|-------------|--------------------------------------|
| VALEURS DES FACTEURS DE COMBUSTION (PROPORTION DE BIOMASSE PRESENTE AVANT LE FEU ET CONSOMMEE) POUR LES FEUX DANS DIVERS TYPES DE VEGETATION | | | | |
| (Les valeurs de la colonne « moyenne » sont utilisées pour la quantité C_f de l'équation 2.27) | | | | |
| Type de végétation | Sous-catégorie | Moyenne | SD | Références |
| Forêt primaire tropicale (rémanents et brûlis) | Forêt primaire tropicale | 0,32 | 0,12 | 7, 8, 15, 56, 66, 3, 16, 53, 17, 45, |
| | Forêt primaire tropicale claire | 0,45 | 0,09 | 21 |
| | Forêt primaire tropicale humide | 0,50 | 0,03 | 37, 73 |
| | Forêt primaire tropicale sèche | - | - | 66 |
| Toutes les forêts primaires tropicales | | 0,36 | 0,13 | |
| Forêt secondaire tropicale (rémanents et brûlis) | Forêt secondaire tropicale jeune (3-5 ans) | 0,46 | - | 61 |
| | Forêt secondaire tropicale intermédiaire (6-10 ans) | 0,67 | 0,21 | 61, 35 |
| | Forêt secondaire tropicale mature (14-17 ans) | 0,50 | 0,10 | 61, 73 |
| Toutes les forêts secondaires tropicales | | 0,55 | 0,06 | 56, 66, 34, 30 |
| Toutes les forêts tertiaires tropicales | | 0,59 | - | 66, 30 |
| Forêt boréale | Feux sauvage (général) | 0,40 | 0,06 | 33 |
| | Feux de cimes | 0,43 | 0,21 | 66, 41, 64, 63 |
| | Feux de surface | 0,15 | 0,08 | 64, 63 |
| | Brûlis post-abattage | 0,33 | 0,13 | 49, 40, 18 |
| | Feux de défrichage | 0,59 | - | 67 |
| Toutes les forêts boréales | | 0,34 | 0,17 | 45, 47 |
| Forêts d'eucalyptus | Feux sauvages | - | - | |
| | Feux contrôlés – (surface) | 0,61 | 0,11 | 72, 54, 60, 9 |
| | Brûlis post-abattage | 0,68 | 0,14 | 25, 58, 46 |
| | Bois abattus, extrait et brûlé (feux de défrichage des terres) | 0,49 | - | 62 |
| Toutes les forêts d'eucalyptus | | 0,63 | 0,13 | |
| Autres forêts tempérées | Brûlis post-abattage | 0,62 | 0,12 | 55, 19, 27, 14 |
| | Bois abattus, extrait et brûlé (feux de défrichage des terres) | 0,51 | - | 53, 24, 71 |
| Toutes les « autres » forêts tempérées | | 0,45 | 0,16 | 53, 56 |

| TABLEAU 2.6 (SUITE) VALEURS DES FACTEURS DE COMBUSTION (PROPORTION DE BIOMASSE PRESENTE AVANT LE FEU ET CONSUMMEE) POUR LES FEUX DANS DIVERS TYPES DE VEGETATION (Les valeurs de la colonne « moyenne » sont utilisées pour la quantité C_f de l'équation 2.27) | | | | |
|--|-------------------------------------|-------------|-------------|--|
| Type de végétation | Sous-catégorie | Moyenne | SD | Références |
| Terres arbustives | Terres arbustives (générales) | 0.95 | - | 44 |
| | Lande <i>Calluna</i> | 0.71 | 0.30 | 26, 56, 39 |
| | Fynbos | 0.61 | 0.16 | 70, 44 |
| Toutes les terres arbustives | | 0.72 | 0.25 | |
| Savanes arborées (feux de début de saison sèche)* | Savane arborée | 0.22 | - | 28 |
| | Savane-prairie | 0.73 | - | 57 |
| | Autres savanes arborées | 0.37 | 0.19 | 22, 29 |
| Toutes les savanes arborées (feux de début de saison sèche) | | 0.40 | 0.22 | |
| Savanes arborées (feux de mi-saison/fin de saison sèche)* | Savane arborée | 0.72 | - | 66, 57 |
| | Savane-prairie | 0.82 | 0.07 | 57, 6, 51 |
| | Savane tropicale | 0.73 | 0.04 | 52, 73, 66, 12 |
| | Autres savanes arborées | 0.68 | 0.19 | 22, 29, 44, 31, 57 |
| Toutes les savanes arborées (feux de mi-saison/fin de saison sèche)* | | 0.74 | 0.14 | |
| Savanes-prairies/ Pâturages (feux de début de saison sèche)* | Prairies tropicales/sous-tropicales | 0.74 | - | 28 |
| | Prairies | - | - | 48 |
| Toutes les savanes-prairies (feux de début de saison sèche)* | | 0.74 | - | |
| Savanes-prairies/ Pâturages (feux de mi-saison/fin de saison sèche)* | Prairies tropicales/sous-tropicales | 0.92 | 0.11 | 44, 73, 66, 12, 57 |
| | Pâturage tropical | 0.35 | 0.21 | 4, 23, 38, 66 |
| | Savane | 0.86 | 0.12 | 53, 5, 56, 42, 50, 6, 45, 13, 44, 65, 66 |
| Toutes les savanes-prairies (feux de mi-saison/fin de saison sèche)* | | 0.77 | 0.26 | |
| Autres types de végétation | Tourbière | 0.50 | - | 20, 44 |
| | Terres humides tropicales | 0.70 | - | 44 |
| Résidus agricoles (brûlis de champs après récoltes) | Résidus de blé | 0.90 | - | see Note b |
| | Résidus de maïs | 0.80 | - | see Note b |
| | Résidus de riz | 0.80 | - | see Note b |
| | Cane à sucre ^a | 0.80 | - | see Note b |

| TABLEAU 2.6 (SUITE) VALEURS DES FACTEURS DE COMBUSTION (PROPORTION DE BIOMASSE PRESENTE AVANT LE FEU ET CONSUMMEE) POUR LES FEUX DANS DIVERS TYPES DE VEGETATION (Les valeurs de la colonne « moyenne » sont utilisées pour la quantité C_f de l'équation 2.27) |
|--|
| Notes : |
| * Uniquement combustion de la couche superficielle |
| ~ Obtenu de rémanents de forêt tropicale (inclut le matériel ligneux non brûlé) |
| ^a Pour la canne à sucre, les données se réfèrent au brûlage avant récolte |
| ^b Évaluation experte par les auteurs |

2.5 RECOMMANDATIONS SUPPLEMENTAIRES POUR LES METHODES DE NIVEAU 3

Les lignes directrices du présent volume traitent principalement de méthodes de niveau 1, et donnent des recommandations générales permettant l'élaboration d'un inventaire de niveau 2. Si moins de détails sont donnés pour les méthodes de niveau 3, des recommandations générales sont toutefois fournies dans la présente section. Les inventaires de niveau 3 sont des systèmes avancés utilisant les mesures et/ou la modélisation, et dont l'objectif est d'améliorer l'estimation des émissions et absorptions de gaz à effet de serre (GES) au-delà des limites proposées par les approches de niveau 1 et 2. La présente section propose des lignes directrices élaborées qui fournissent une base scientifique solide pour l'élaboration d'inventaires de niveau 3. *Ces lignes directrices ne représentent pas une limite imposée au choix de programmes d'échantillonnage ou d'approches à la modélisation de niveau 3*, mais fournissent des recommandations générales destinées aux compilateurs d'inventaire. La réponse aux questions spécifiques sur les approches de niveau 3 pour des catégories de source individuelles pourra cependant se trouver dans d'autres sections du présent volume, qui viennent en complément des recommandations générales de la présente section.

2.5.1 Inventaires de niveau 3 basés sur des mesures

Les inventaires peuvent être basés sur des mesures directes des variations des stocks de C à partir desquelles les émissions et absorptions de carbone sont estimées. S'il est possible de mesurer certaines émissions de gaz à effet de serre sans CO₂, leur variabilité spatiale et temporelle forte signifie que les méthodes de niveau 3 devront probablement combiner des modèles de processus à des mesures, afin d'estimer les émissions sans CO₂. Les inventaires basés uniquement sur des mesures, par exemple sur des mesures répétées à l'aide d'un inventaire national des forêts, peuvent dériver des estimations des variations des stocks de carbone sans avoir à employer des modèles de processus ; mais ils nécessitent quand même des modèles statistiques appropriés pour la mise à échelle spatiale et temporelle de l'inventaire national des mesures des parcelles. Les approches basées sur des modèles dynamiques (par exemple des modèles basés sur des processus) pour estimer les émissions nationales sont présentées à la section 2.5.2. En général, six étapes sont nécessaires pour mettre en place un inventaire de niveau 3 basé sur des mesures.

Étape 1. Élaboration d'un programme d'échantillonnage. Si les programmes d'échantillonnage peuvent être élaborés à l'aide de différentes approches, le niveau d'aléation des sites d'échantillonnage dans la strate est normalement nécessaire (même les inventaires basés sur une grille régulière sélectionnent généralement le point de départ de la grille de manière aléatoire). Les compilateurs d'inventaires déterminent l'approche appropriée en fonction de la taille de leur pays, des variables environnementales clés (par exemple le climat) et des systèmes de gestion de leur région. Les deux derniers éléments peuvent servir de variables de stratification, dans l'hypothèse où le programme d'échantillonnage n'est pas complètement aléatoire. En outre, selon les *bonnes pratiques*

l'échantillonnage doit fournir une couverture spatiale vaste des émissions et/ou absorptions d'une catégorie clé de source particulière.

Si une méthode à mesures répétées est utilisée, les compilateurs d'inventaires doivent décider d'une période de temps appropriée au cours de laquelle les sites seront à nouveau échantillonnés. Le calendrier des nouvelles mesures dépendra du taux de variation des stocks ou d'émissions de gaz à effet de serre sans CO₂. Par exemple, les périodes correspondant aux nouvelles mesures dans les régions boréales et certaines régions tempérées, où les arbres poussent lentement et les pools de MOM varient peu sur le fil d'une année, peuvent être plus longues que dans les environnements où la dynamique du carbone est plus rapide. Lorsque les flux sont mesurés directement, plus la variabilité temporelle et spatiale est grande, plus l'échantillonnage devra être fréquent et intensif, de manière à capturer les flux autrement absents des mesures effectuées.

Certaines approches n'exigent pas de nouvel échantillonnage des mêmes sites. Ce type de méthode est acceptable, mais peut limiter les résultats statistiques de l'analyse, entraînant par conséquent plus d'incertitude. Les méthodes impliquant des mesures répétées formeront probablement une meilleure base d'estimation des variations des stocks de carbone ou des émissions dans la plupart des pays.

Les *bonnes pratiques* recommandent l'élaboration à l'étape 1 d'un manuel méthodologique présentant le programme d'échantillonnage. Le manuel sera utile aux personnes chargées des mesures, des analyses en laboratoires et d'autres aspects du processus, mais permettra aussi de fournir des documents supplémentaires.

Étape 2. Sélection des sites d'échantillonnage. Les sites d'échantillonnage spécifiques seront situés en fonction du plan d'échantillonnage. Les *bonnes pratiques* exigent d'avoir prévu des sites alternatifs pour l'échantillonnage, pour les cas où il serait impossible d'effectuer des échantillonnages sur les lieux d'origine. Pour les mesures répétées, les sites formeront un réseau de surveillance où seront effectués des échantillonnages à intervalles.

Pour déterminer les lieux d'échantillonnage, un système d'information géographique sera certainement nécessaire. Une base de données géographique pourra inclure une série de données sur l'environnement et la gestion, par exemple le climat, les sols, l'affectation des terres, les activités relatives au bétail, en fonction de la catégorie de source et de la stratification. Si les données clé ne sont pas disponibles au niveau national, le compilateur d'inventaire devra réévaluer le programme et la stratification (le cas échéant) à l'étape 1, et si possible modifier le plan d'échantillonnage.

Pour effectuer l'échantillonnage, il pourra être nécessaire de mettre en œuvre un réseau de collaboration entre différents ministères nationaux, autorités provinciales ou étatiques, et propriétaires terriens privés ou entreprises. On pourra commencer à mettre en place le réseau entre ces parties prenantes avant de rassembler les premiers échantillons. Qui plus est, il pourra être également utile d'informer les parties prenantes des surveillances menées pour assurer un plus grand succès au programme de surveillance.

Étape 3. Rassemblement des premiers échantillons. Une fois l'échantillon de sites choisi, l'équipe d'échantillonnage se rendra sur le terrain afin d'établir des parcelles et de collecter des premiers échantillons. Ces premiers échantillons fourniront les stocks de carbone initiaux, ou serviront de première mesure des émissions. Les *bonnes pratiques* exigent l'élaboration de protocoles de mesures des champs et de laboratoires avant la collecte d'échantillons. En outre, il peut être utile de prendre les coordonnées géographiques des lieux des parcelles ou les points des échantillons avec un système de positionnement global (GPS), et, si l'on prévoit des mesures à répétition, de marquer les lieux de manière permanente pour mieux les retrouver à l'avenir, et effectuer de nouveaux échantillons.

Les *bonnes pratiques* exigent de prendre des notes et des mesures pertinentes des conditions environnementales et de la gestion du site, afin de pouvoir confirmer la cohérence des conditions avec la conception du programme d'échantillonnage, mais aussi en vue de les utiliser pour l'analyse des données à l'étape 5. Lorsqu'une approche stratifiée d'échantillonnage est employée et que de nombreux sites – voire la plupart – sont en incohérence avec les conditions environnementales et les systèmes de gestion attendus, les *bonnes pratiques* exigent une répétition de l'étape 1, une réévaluation et éventuellement une modification du programme d'échantillonnage en fonction des nouvelles informations.

Étape 4. Nouvel échantillonnage du réseau de surveillance à intervalles réguliers. Pour les programmes de mesures répétées, les sites d'échantillonnage seront à nouveau mesurés à intervalles réguliers, afin d'évaluer les tendances en matière d'émissions sans CO₂ et de stocks de carbone sur une période d'inventaire donnée. L'intervalle choisi entre les mesures dépendra du taux de variation des stocks ou de la variabilité des émissions, des ressources disponibles au programme de surveillance, et de la conception du programme d'échantillonnage.

Si l'échantillonnage implique une destruction, c'est-à-dire par exemple l'extraction d'un morceau de sol ou de biomasse, les *bonnes pratiques* exigeront un nouvel échantillonnage du même site mais à une position légèrement différente de celle de l'échantillon extrait précédemment. Un échantillonnage destructeur effectué au même point exact entraînerait probablement un biais dans les mesures. Ce type de biais compromettrait le plan de surveillance envisagé et produirait des résultats non représentatifs des tendances nationales.

Étape 5. *Analyse des données et détermination des variations des stocks de carbone/émissions sans CO₂, et déduction des estimations d'émissions et absorptions nationales, et des mesures d'incertitude.* Les *bonnes pratiques* exigent le choix d'une méthode statistique appropriée permettant l'analyse des données en fonction du plan d'échantillonnage. Les résultats généraux de l'analyse statistique seront des estimations des variations des stocks de carbone ou des mesures des émissions à partir desquelles des estimations des émissions et absorptions nationales peuvent être dérivées. Selon les *bonnes pratiques*, il faut aussi inclure des estimations de l'incertitude, qui prendront en compte les erreurs de mesures lors du rassemblement des échantillons et des études en laboratoire (pour ce dernier élément, on peut utiliser des normes et effectuer des vérifications par recoupement avec des laboratoires indépendants), la variance de l'échantillonnage associée à la conception de la surveillance, et d'autres sources pertinentes d'incertitude (voir plus loin dans le présent volume des informations concernant chaque catégorie de source, en plus du chapitre relatif à l'incertitude au volume 1). L'analyse pourra inclure un échelonnage des mesures à un domaine spatial ou temporel plus vaste, qui dépendra une fois de plus de la conception du programme d'échantillonnage. L'échelonnage pourra aller d'une simple moyenne ou d'une moyenne pondérée à des techniques d'interpolation/extrapolation plus précises.

Pour obtenir des estimations nationales des variations des stocks ou des émissions de gaz à effet de serre sans CO₂, il sera souvent nécessaire d'extrapoler des mesures en utilisant des modèles prenant en compte les conditions environnementales, la gestion et d'autres données sur les activités. Si les variations nettes des gaz à effet de serre basés sur le carbone peuvent (en tous cas théoriquement) être estimées simplement en mesurant les stocks de carbone de manière répétée, on emploie souvent des modèles statistiques et autres pour effectuer l'échelonnage des mesures des parcelles en vue des estimations nationales. Il est improbable que les estimations des émissions nationales des gaz à effet de serre sans CO₂ puissent être dérivées des mesures seules en raison du coût et des difficultés d'obtention des mesures. Par exemple, les émissions de N₂O dues aux feux de forêts ne peuvent être mesurées de manière empirique, et sont généralement déduites d'échantillons, de données sur les activités sur la superficie brûlée, et d'estimations de la consommation de combustible. Par contraste, les émissions de N₂O des sols sont facilement estimables à l'aide de chambres, toutefois la mise en place d'un réseau doté de l'intensité d'échantillonnage requis pour fournir des estimations des émissions nationales basées uniquement sur des mesures, sans modèle d'extrapolation, serait très onéreuse.

Les *bonnes pratiques* exigent l'analyse des émissions liées aux conditions environnementales, en plus de la contribution de diverses pratiques d'exploitation à ces tendances. L'interprétation des schémas obtenus sera utile pour l'évaluation des possibilités d'une future mitigation.

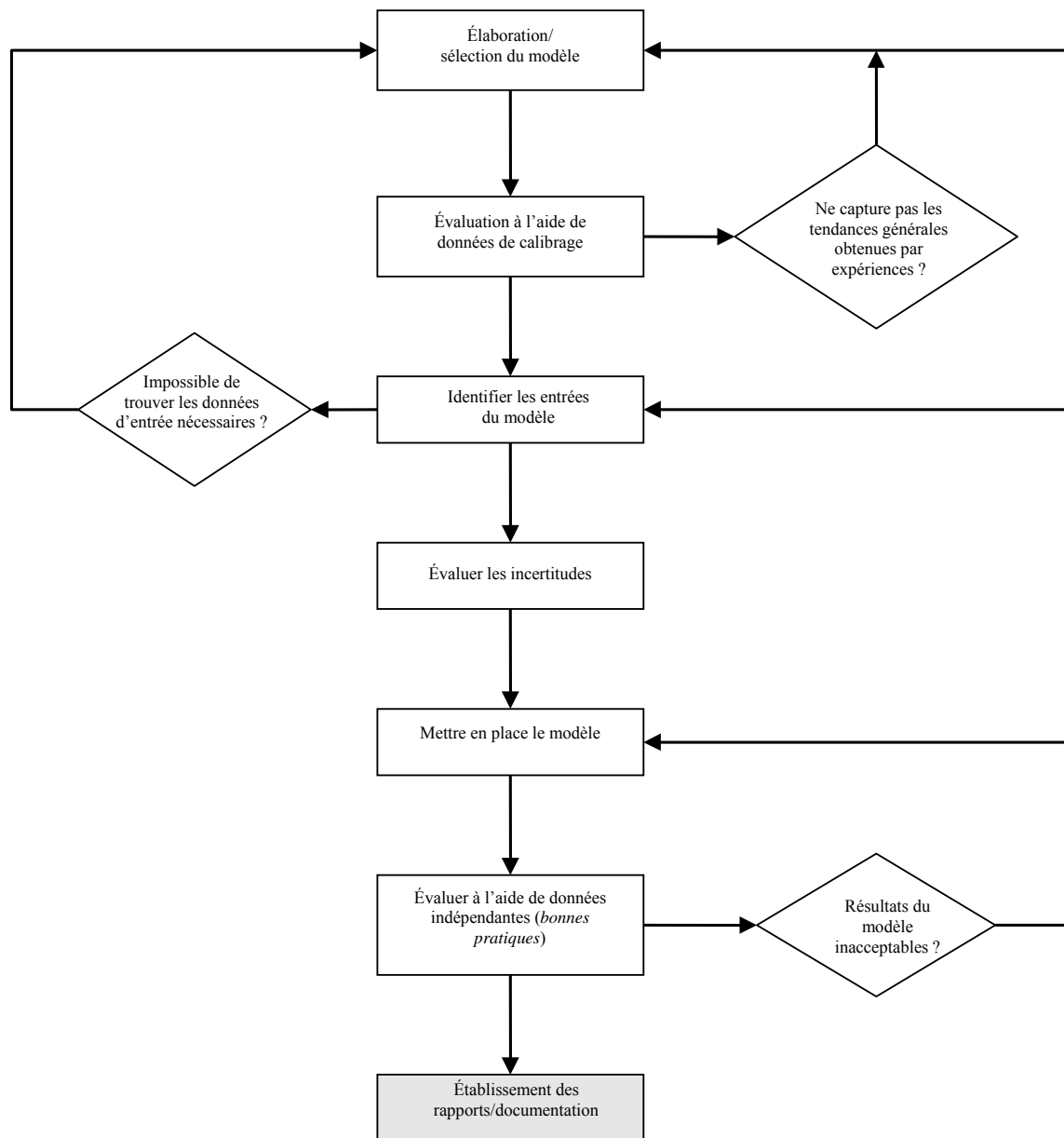
Étape 6. *Établissement de rapports et documentation.* Les *bonnes pratiques* en matière d'établissement de rapports exigent que les résultats des inventaires soient assemblés de manière systématique et transparente. Parmi la documentation, on compte par exemple une description du programme d'échantillonnage et des méthodes statistiques, du calendrier des échantillonnages (y compris échantillonnages répétés), des estimations des émissions et des variations des stocks, et l'interprétation des tendances d'émissions (par exemple, contribution des activités de gestion). En outre, il faudra effectuer des activités d'AQ/CQ et les décrire dans le rapport, en y incluant des procédures d'assurance de la qualité au cours desquelles des spécialistes-réviseurs qui n'ont pas été impliqués dans l'analyse évalueront la méthodologie. Pour obtenir plus de renseignements sur l'AQ/CQ, l'établissement de rapports et la documentation, lire la section traitant de la catégorie de source spécifique plus loin dans le présent volume, ainsi que les informations fournies au chapitre 6, volume 1.

2.5.2 Inventaires de niveau 3 basés sur des modèles

Les inventaires basés sur des modèles sont élaborés à l'aide de modèles avancés empiriques, ou des modèles de processus ou autres. Les *bonnes pratiques* exigent d'avoir des mesures indépendantes afin de pouvoir confirmer le fait que les modèles sont capables d'estimer les émissions et absorptions des catégories de source intéressantes (Prisley et Mortimer, 2004). En général, on passe par sept étapes pour mettre en place un inventaire de niveau 3 basé sur des modèles (figure 2.7).

Étape 1. *Sélectionner/élaborer un modèle permettant de calculer les variations des stocks et/ou les émissions de gaz à effet de serre.* Le modèle choisi ou développé devra pouvoir représenter de manière plus exacte les variations des stocks ou les émissions de gaz à effet de serre sans CO₂ qu'avec les approches de niveaux 1 et 2. Avant de prendre la décision, les *bonnes pratiques* exigent que l'on prenne en compte la disponibilité des données d'entrée (étape 3) et des ressources informatiques nécessaires à la mise en place du modèle (étape 5).

Figure 2.7 Étapes d'élaboration d'un système d'estimation d'inventaire de niveau 3 basé sur des modèles



Étape 2. Évaluation à l'aide de données de calibrage. Il s'agit d'une étape critique pour l'élaboration de l'inventaire. Les résultats des modèles sont directement comparés aux mesures utilisées pour le calibrage/le paramétrage des modèles (par exemple, Falloon et Smith, 2002). On peut effectuer des comparaisons en utilisant des tests statistiques et/ou des graphiques, dans le but de démontrer que le modèle simule effectivement les tendances mesurées pour une série de conditions dans la catégorie de source examinée. Les *bonnes pratiques* exigent de s'assurer que le modèle réagit de manière appropriée aux variations des données sur les activités et qu'il est capable de fournir des résultats par catégorie d'affectation des terres, conformément aux conventions présentées au chapitre 3. Le recalibrage du modèle ou la modification de sa structure (c'est-à-dire des algorithmes) pourront être nécessaires si le modèle ne capte pas les tendances générales ou s'il présente des biais systématiques importants. Dans certains cas, on pourra choisir un nouveau modèle, ou le développer en fonction de cette évaluation. Les résultats de l'évaluation sont un élément important de la documentation des rapports, et justifient l'utilisation d'un modèle particulier de quantification des émissions dans une catégorie de source donnée.

Étape 3. Collecte de données spatio-temporelles sur les activités et des conditions environnementales nécessaires au modèle en tant que données d'entrée. Tous les modèles, même ceux qu'on utilise aux approches de niveaux 1 et 2, nécessitent des données d'entrée spécifiques avant d'être capables d'estimer les émissions et absorptions de gaz à effet de serre associées à une catégorie de source donnée. Ces entrées peuvent aller de données sur les sols et le climat à la quantité de bétail, les types de forêts, les perturbations naturelles ou les pratiques d'exploitation des récoltes. Les *bonnes pratiques* exigent que les données d'entrée soient en cohérence avec l'échelle spatio-temporelle du modèle (soit, algorithmes). Par exemple, si un modèle fonctionne à intervalles d'une journée, les données d'entrée devront fournir des informations sur les variations quotidiennes des caractéristiques environnementales ou des données sur les activités. Dans certains cas, les données d'entrée peuvent s'avérer être des limites au choix du modèle, certains modèles devant être éliminés en raison de leur inadéquation face aux données environnementales et/ou des activités disponibles.

Étape 4. Quantification des incertitudes. Les incertitudes sont dues aux connaissances imparfaites sur les activités ou les processus menant à des flux de gaz à effet de serre, et se manifestent généralement dans la structure et les entrées du modèle. Par conséquent, les analyses des incertitudes doivent permettre de fournir une mesure rigoureuse de la confiance attribuée à une estimation par modèle, en fonction des incertitudes de la structure et des entrées du modèle, et donnent une mesure de la variabilité des variations des stocks de carbone ou des flux de gaz à effet de serre non CO₂. Le chapitre 3 du volume 1 fournit des recommandations spécifiques sur les méthodes appropriées à la conduite de ces analyses. Des informations supplémentaires concernant les catégories spécifiques peuvent aussi être fournies dans le présent volume.

Étape 5. Mise en place du modèle. À cette étape, le plus important est de savoir s'il existe des ressources informatiques et humaines suffisantes pour préparer les données d'entrée, mener les simulations des modèles, et analyser les résultats. Or ceci dépendra de l'efficacité du langage de programmation, de la complexité du modèle, de l'étendue spatiale et temporelle et de la résolution des simulations. Dans certains cas, les limites des ressources informatiques pourront représenter une contrainte pour la complexité et la plage de résolution spatiale ou temporelle pouvant être utilisée à niveau national (en d'autres termes, plus la simulation sera d'échelle spatiale et temporelle fine, plus elle nécessitera des ressources informatiques).

Étape 6. Évaluation au regard de données indépendantes. Il faut comprendre la différence entre les étapes 2 et 6. L'étape 2 est un test des sorties du modèle par rapport à des données de mesures utilisées comme base pour le calibrage (soit, c'est un paramétrage). *A contrario*, l'évaluation au regard de données indépendantes se fait *via* une série de données complètement indépendantes du calibrage du modèle, grâce à laquelle on obtient une évaluation plus rigoureuse des composantes et des résultats du modèle. Dans l'idéal, toute évaluation indépendante doit se baser sur des mesures tirées d'un réseau de surveillance ou de sites de recherche qui n'ont pas été utilisés pour calibrer les paramètres du modèle. Le réseau sera similaire, en principe, à une série de sites pouvant être utilisés pour les inventaires basés sur des mesures. Toutefois, il n'est pas nécessaire d'effectuer un échantillonnage aussi dense, parce que le réseau ne va pas servir de base d'estimation des variations des stocks de carbone ou des flux de gaz à effet de serre sans CO₂, comme lors d'un inventaire purement basé sur des mesures, mais va être utilisé pour vérifier les résultats du modèle.

Dans certains cas, une évaluation indépendante peut permettre de démontrer que le système d'estimation basé sur un modèle est inadéquat, en raison de grandes différences inattendues entre les résultats du modèle et les tendances mesurées par le réseau de surveillance. Les problèmes peuvent avoir trois sources différentes : des erreurs lors des étapes de mise en place, des données d'entrée de mauvaise qualité, ou un modèle inadéquat. Les problèmes de mise en place sont généralement dus à des erreurs de programmation informatique ; tandis que les entrées des modèles peuvent entraîner des résultats erronés si les données ne représentent pas les activités de gestion ou les conditions

environnementales. Dans ces deux cas, les *bonnes pratiques* exigent que le compilateur d'inventaire revienne à l'étape 3 ou à l'étape 6, en fonction du problème. Plus l'étape 2 semble raisonnable, moins il y aura de risques d'inadaptation du modèle. Toutefois, dans le cas contraire, les *bonnes pratiques* exigent un retour à la phase de sélection/élaboration du modèle (étape 1).

À l'étape 2 – après l'étape de sélection/élaboration –, les *bonnes pratiques* requièrent qu'on évite d'utiliser des données d'évaluation indépendantes pour recalibrer ou affiner les algorithmes. En effet, si l'on avait recours à cette méthode, ces données ne seraient plus adaptées à une évaluation indépendante, et par conséquent ne rempliraient plus leur rôle à l'étape 6.

Étape 7. Établissement de rapports et documentation. Les *bonnes pratiques* en matière d'établissement de rapports exigent que les résultats des inventaires soient assemblés de manière systématique et transparente. Parmi la documentation, on pourra avoir une description du modèle, un résumé des sources des données d'entrée du modèle, des résultats d'évaluation du modèle comprenant les sources des expériences et/ou des données de mesures tirées de réseaux de surveillance, des estimations des émissions et des variations des stocks et l'interprétation des tendances des émissions (soit, la contribution des activités de gestion). La procédure d'AQ/CQ devra être respectée, et documentée dans le rapport. Pour plus de renseignements sur l'AQ/CQ, l'établissement de rapports et la documentation, lire la section traitant de la catégorie de source spécifique dans le présent volume, ainsi que les informations fournies au chapitre 6 du volume 1.

Références

- Andrea, M.O. and Merlet, P (2001). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles* **15**:955-966.
- Armentano, T.V. and Menges, E.S. (1986). Patterns of change in the carbon balance of organic soil-wetlands of the temperate zone. *Journal of Ecology* **74**: 755-774.
- Baldocchi, D., Falge, E., Gu, L.H., Olson, R., Hollinger, D., Running, S., Anthoni, P., Bernhofer, C., Davis, K., Evans, R., Fuentes, J., Goldstein, A., Katul, G., Law, B., Lee, X.H., Malhi, Y., Meyers, T., Munger, W., Oechel, W., Pilegaard, K., Schmid, H.P., Valentini, R., Verma, S., Vesala, T., Wilson, K. and 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. *Bulletin of the American Meteorological Society* **82**: pp. 2415-2434.
- Bernoux, M., Carvalho, M.D.S., Volkoff, B. and Cerri, C.C. (2002). Brazil's soil carbon stocks. *Soil Science Society of America Journal* **66**:888-896.
- Bhatti, J.S., Apps, M.J. and Jiang, H. (2001). Examining the carbon stocks of boreal forest ecosystems at stand and regional scales. In: Lal R. *et al.* (eds.) *Assessment Methods for Soil Carbon*, Lewis Publishers, Boca Raton FL, pp. 513-532.
- Brady, N.C. and Weil, R.R. (1999). *The Nature and Properties of Soils*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 881 pp.
- Clymo, R.S. (1984). The limits to peat bog growth. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* **303**:605-654.
- Conant, R.T., Paustian, K. and Elliott, E.T. (2001). Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Application* **11**:343-355.
- Coomes, D.A., Allen, R.B., Scott, N.A., Goulding, C. and Beets, P. (2002). Designing systems to monitor carbon stocks in forests and shrublands. *Forest Ecology and Management* **164**, pp. 89 - 108.
- Davidson, E. A. and Ackerman, I.L. (1993). Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* **20**:161-164.
- Ellert, B.H., Janzen, H.H. and McConkey, B.G. (2001). Measuring and comparing soil carbon storage. In: R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett and B.A. Stewart (eds.). *Soil Management for Enhancing Carbon Sequestration*. CRC Press, Boca Raton, FL.: pp. 593-610.
- Falloon, P. and Smith, P. (2002). Simulating SOC changes in long-term experiments with the RothC and Century; model evaluation for a regional application. *Soil Use and Management* **18**:101-111.

- Falloon, P. and Smith, P. (2003). Accounting for changes in soil carbon under the Kyoto Protocol: need for improved long-term data sets to reduce uncertainty in model projections. *Soil Use and Management* **19**:265-269.
- Forbes, M.S., Raison, R.J. and Skjemstad, J.O. (2006). Formation, transformation and transport of black carbon (charcoal) in terrestrial and aquatic ecosystems. *Journal of the Science of the Total Environment* (in press).
- Gifford, R.M. and Roderick, M.L. (2003). Soil carbon stocks and bulk density: spatial and cumulative mass coordinates as a basis for expression? *Global Change Biology* **9**:1507-1513.
- Gorham, E. (1991). Northern peatlands: role in the carbon cycle and probably responses to climatic warming. *Ecological Applications* **1**:182-195.
- Harmon, M.E. and Hua, C. (1991). Coarse woody debris dynamics in two old-growth ecosystems. *BioScience* **41**: 604-610.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, J.R. and Cummins, K.W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* **15**: 133–302.
- IPCC (1997). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories. Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Tréanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. Callander B.A. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- IPCC (2000). Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., Tanabe K. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- IPCC (2000). Watson R., Noble I.R., Bolin B., Ravindranath, N.H., Verardo D.J. and Dokken D.J. (Eds). Land use, Land-use Change, and Forestry: A Special Report. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- IPCC (2003). Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Krug, T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., Wagner F. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/IGES, Hayama, Japan.
- Jobbagy, E.G. and Jackson, R.B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* **19**(2): 423-436.
- Karjalainen, L. and Kuuluvainen, T. (2002). Amount and diversity of coarse woody debris within a boreal forest landscape dominated by *Pinus sylvestris* in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. *Silva Fennica* **36**(1): 147–167.
- Kasimir-Klemedtsson, A, Klemedtsson, L., Berglund, K., Martikainen, P., Silvola, J. and Oenema, O. (1997). Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. *Soil Use and Management* **13**:245-250.
- Krankina, O.N., Harmon, M.E., Kukuev, Y.A., Treyfeld, R.E., Kashpor, N.N., Kresnov, V.G., Skudin, V.M., Protasov, N.A., Yatskov, M., Spycher, G. and Povarov, E.D. (2002). Coarse woody debris in forest regions of Russia, *Can.J. For. Res.* **32**: 768-778.
- Kurz, W.A., Apps, M.J., Webb, T.M. and McNamee, P.J. (1992). The carbon budget of the Canadian forest sector: phase I. Forestry Canada, Northwest Region. Information Report NOR-X-326, 93 pp.
- Lettens, S., van Orshoven, J., van Wesemael, B. and Muys, B. (2004). Soil organic and inorganic carbon contents of landscape units in Belgium derived using data from 1950 to 1970. *Soil Use and Management* **20**: 40-47.
- Mann, L.K. (1986). Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Science* **142**:279-288.
- Martikainen, P.J., Nykanen, H., Alm, J. and Silvola, J. (1995). Change in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophy. *Plant & Soil* **169**: 571-577.
- McGill, W. B. (1996). Review and classification of ten soil organic matter models. In: Powlson D.S., Smith P., and Smith J.U. (eds.). Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-Term Datasets. Springer-Verlag, Heidelberg: pp. 111-132.
- Nykänen, H., Alm, J., Lang, K., Silvola, J. and Martikainen, P.J. (1995). Emissions of CH₄, N₂O, and CO₂ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *Journal of Biogeography* **22**:351-357.

- Ogle, S.M., Breidt, F.J., Eve, M.D. and Paustian, K. (2003). Uncertainty in estimating land-use and management impacts on soil organic carbon storage for U.S. agricultural lands between 1982 and 1997. *Global Change Biology* **9**:1521-1542.
- Ogle, S.M., Breidt, F.J. and Paustian, K. (2005). Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry* **72**:87-121.
- Ogle, S.M., Conant, R.T. and Paustian, K. (2004). Deriving grassland management factors for a carbon accounting approach developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Environmental Management* **33**:474-484.
- Paustian, K., Andren, O., Janzen, H.H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., van Noordwijk, M. and Woomer, P.L. (1997). Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use and Management* **13**:230-244.
- Preston, C.M. and Schmidt, M.W.I. (2006). Black (pyrogenic) carbon in the boreal forests: a synthesis of current knowledge and uncertainties. *Biogeosciences Discussions* **3**,211-271.
- Prisley, S.P. and Mortimer, M.J. (2004). A synthesis of literature on evaluation of models for policy applications, with implications for forest carbon accounting. *Forest Ecology and Management* **198**:89-103.
- Shaw, C.H., Bhatti, J.S. and Sabourin, K.J. (2005). An ecosystem carbon database for Canadian forests. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta, Information Report NOR-X-403.
- Siltanen *et al.* (1997). A soil profile and organic carbon data base for Canadian forest and tundra mineral soils. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta.
- Sleutel, S., de Neve, S., Hofman, G., Boeckx, P., Beheydt, D., van Cleemput, O., Mestdagh, I., Lootens, P., Carlier, L., van Camp, N., Verbeeck, H., Vand Walle, I., Sampson, R., Lust, N. and Lemeur, R. (2003). Carbon stock changes and carbon sequestration potential of Flemish cropland soils. *Global Change Biology* **9**:1193-1203.
- Smith, J. E. and Heath, L.S. (2001). Identifying influences on model uncertainty: an application using a forest carbon budget model. *Environmental Management* **27**:253-267.
- Smith, P., Powlson, D.S., Smith, J.U. and Elliott, E.T. (eds) (1997b). Evaluation and comparison of soil organic matter models. Special Issue, *Geoderma* **81**:1-225.
- Smith, P. (2004a). Monitoring and verification of soil carbon changes under Article 3.4 of the Kyoto Protocol. *Soil Use and Management* **20**: 264-270.
- Smith, P. (2004b). How long before a change in soil organic carbon can be detected? *Global Change Biology* **10**: 1878-1883.
- Smith, S.V., Renwick, W.H., Buddemeier, R.W. and Crossland, C.J. (2001). Budgets of soil erosion and deposition for sediments and sedimentary organic carbon across the conterminous United States. *Global Biogeochemical Cycles* **15**:697-707.
- Smith, W.N., Desjardins, R.L. and Pattey, E. (2000). The net flux of carbon from agricultural soils in Canada 1970-2010. *Global Change Biology* **6**:557-568.
- Somogyi, Z., Cienciala, E., Mäkipää, R., Muukkonen, P., Lehtonen, A. and Weiss, P. (2006). Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. *European Journal of Forest Research*. DOI: 10.1007/s10342006-0125-7.
- Tate, K.R., Wilde, R.H., Giltrap, D.J., Baisden, W.T., Saggar, S., Trustrum, N.A., Scott, N.A. and Barton, J.P. (2005). Soil organic carbon stocks and flows in New Zealand: measurement and modelling. *Canadian Journal of Soil Science*, in press.
- Thormann M.N., Szumigalski A.R. and Bayley S.E. (1999). Above-ground peat and carbon accumulation potentials along a bog-fen-marsh wetland gradient in southern boreal Alberta, Canada. *Wetlands* **19** (2): 305-317.
- Tremblay, S., Ouimet, R. and Houle, D. (2002). Prediction of organic carbon content in upland forest soils of Quebec, Canada. *Can. J. For. Res.* **32**: pp. 903-914.
- VandenBygaart, A.J., Gregorich, E.G., Angers, D.A., *et al.* (2004). Uncertainty analysis of soil organic carbon stock change in Canadian cropland from 1991 to 2001. *Global Change Biology* **10**:983-994.

- Vogt, K.A., Vogt, D.J., Pamiotto, P.A., Boon, P., O'Hara, J. and Asbjornsen, H. (1996). Review of root dynamics in forest ecosystems grouped by climate, climatic forest type, and species. *Plant and Soil* **187**: pp. 159-219.
- Yavitt, J. B., Fahey, T.J. and Simmons, J.A. (1997). Methane and carbon dioxide dynamics in a northern hardwood ecosystem. *Soil Science Society of America Journal* **59**: 796-804.

REFERENCES DES TABLEAUX 2.4 ET 2.6

1. Alexander, M. (1978). Calculating and interpreting forest fire intensities. *Canadian Journal of Botany* **60**: p. 349-357.
2. Amiro, B., Todd, J. and Wotton, B. (2001). Direct carbon emissions from Canadian forest fires, 1959-1999. *Canadian Journal of Forest Research*, **31**: p. 512-525.
3. Araújo, T., Carvalho, J., Higuchi, N., Brasil, A. and Mesquita, A. (1999). A tropical rainforest clearing experiment by biomass burning in the state of Pará, Brazil. *Atmospheric Environment*, **33**: p. 1991-1998.
4. Barbosa, R. and Fearnside, P. (1996). Pasture burning in Amazonia: Dynamics of residual biomass and the storage and release of above-ground carbon. *Journal of Geophysical Research*, **101**(D20): p. 25847-25857.
5. Bilbao, B. and Medina, E. (1996). Types of grassland fires and nitrogen volatilization in tropical savannas of calabozo, in Biomass Burning and Global Change: Volume 2. Biomass burning in South America, Southeast Asia, and temperate and boreal ecosystems, and the oil fires of Kuwait, J. Levine, Editor. MIT Press: Cambridge. p. 569-574.
6. Cachier, H., Lioussé, C., Pertusiot, M., Gaudichet, A., Echalar, F. and Lacaux, J. (1996). African fire Particulate emissions and atmospheric influence, in Biomass Burning and Global Change: Volume 1. Remote Sensing, Modeling and Inventory Development, and Biomass Burning in Africa, J. Levine, Editor. MIT Press: Cambridge. p. 428-440.
7. Carvalho, J., Higuchi, N., Araujo, T. and Santos, J. (1998). Combustion completeness in a rainforest clearing experiment in Manaus, Brazil. *Journal of Geophysical Research*. **103**(D11): p. 13195.
8. Carvalho, J., Costa, F., Veras, C., *et al.* (2001). Biomass fire consumption and carbon release rates of rainforest-clearing experiments conducted in northern Mato Grosso, Brazil. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **106**(D16): p. 17877-17887.
9. Cheyney, N., Raison, R. and Khana, P. (1980). Release of carbon to the atmosphere in Australian vegetation fires, in Carbon Dioxide and Climate: Australian Research, G. Pearman, Editor. *Australian Academy of Science*: Canberra. p. 153-158.
10. Cofer, W., Levine, J., Winstead, E. and Stocks, B. (1990). Gaseous emissions from Canadian boreal forest fires. *Atmospheric Environment*, **24A**(7): p. 1653-1659.
11. Cofer, W., Winstead, E., Stocks, B., Goldammer, J. and Cahoon, D. (1998). Crown fire emissions of CO₂, CO, H₂, CH₄, and TNMHC from a dense jack pine boreal forest fire. *Geophysical Research Letters*, **25**(21): p. 3919-3922.
12. De Castro, E.A. and Kauffman, J.B. (1998). Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of above-ground biomass, root mass and consumption by fire. *Journal of Tropical Ecology*, **14**(3): p. 263-283.
13. Delmas, R. (1982). On the emission of carbon, nitrogen and sulfur in the atmosphere during bushfires in intertropical savannah zones. *Geophysical Research Letters*, **9**(7): p. 761-764.
14. Einfield, W., Ward, D. and Hardy, C. (1991). Effects of fire behaviour on prescribed fire smoke characteristics: A case study, in Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications, J. Levine, Editor, MIT Press: Massachusetts. p. 412-419.
15. Fearnside, P., Filho, N. and Fernandes, F. (1993). Rainforest burning and the global carbon budget: biomass, combustion efficiency and charcoal formation in the Brazilian Amazon. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **98**(D9): p. 16733-16743.
16. Fearnside, P., Graca, P., Filho, N., Rodrigues, J. and Robinson, J. (1999). Tropical forest burning in Brazilian Amazonia: measurement of biomass loading, burning efficiency and charcoal formation at Altamira, Para. *Forest Ecology and Management*, **123**: p. 65-79.
17. Fearnside, P., Graca, P. and Rodrigues, J. (2001). Burning of Amazonian rainforests: burning efficiency and charcoal formation in forest cleared for cattle pasture near Manaus, Brazil. *Forest Ecology and Management*, **146**: p. 115-128.
18. Feller, M. (1998). The influence of fire severity, not fire intensity, on understory vegetation biomass in British Columbia. in 13th Fire and Forest Meteorology Conference. Lorne, Australia: IAWF.
19. Flinn, D., Hopmans, P., Farrell, P. and James, J. (1979). Nutrient loss from the burning of *Pinus radiata* logging residue. *Australian Forest Research*, **9**: p. 17-23.
20. Garnett, M., Ineson, P. and Stevenson, A. (2000). Effects of burning and grazing on carbon sequestration in a Pennine blanket bog, UK. *Holocene*, **10**(6): p. 729-736.
21. Graca, P., Fearnside, P. and Cerri, C. (1999). Burning of Amazonian forest in Ariquemes, Rondonia, Brazil: biomass, charcoal formation and burning efficiency. *Forest Ecology and Management*, **120**: p. 179-191.
22. Griffin, G. and Friedel, M. (1984). Effects of fire on central Australian rangelands. I Fire and fuel characteristics and changes in herbage and nutrients. *Australian Journal of Ecology*, **9**: p. 381-393.
23. Guild, L., Kauffman, J., Ellingson, L. and Cummings, D. (1998). Dynamics associated with total above-ground biomass, C, nutrient pools, and biomass burning of primary forest and pasture in Rondonia, Brazil during SCAR-B. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **103**(D24): p. 32091-32100.
24. Gupta, P., Prasad, V., Sharma, C., Sarkar, A., Kant, Y., Badarinath, K. and Mitra, A. (2001). CH₄ emissions from biomass burning of shifting cultivation areas of tropical deciduous forests - experimental results from ground - based measurements. *Chemosphere - Global Change Science*, **3**: p. 133-143.
25. Harwood, C. and Jackson, W. (1975). Atmospheric losses of four plant nutrients during a forest fire. *Australian Forestry*, **38**(2): p. 92-99.
26. Hobbs, P. and Gimingham, C. (1984). Studies on fire in Scottish heathland communities. *Journal of Ecology*, **72**: p. 223-240.
27. Hobbs, P., Reid, J., Herring, J., *et al.* (1996). Particle and trace-gas measurements from prescribed burns of forest products in the Pacific Northwest, in Biomass Burning and Global Change: Volume 2. Biomass burning in South America, Southeast Asia, and temperate and boreal ecosystems, and the oil fires of Kuwait, J. Levine, Editor. MIT Press: Cambridge. p. 697-715.
28. Hoffa, E., Ward, D., Hao, W., Susott, R. and Wakimoto, R. (1999). Seasonality of carbon emissions from biomass burning in a Zambian savanna. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **104**(D11): p. 13841-13853.
29. Hopkins, B. (1965). Observations on savanna burning in the Olokemeji forest reserve, Nigeria. *Journal of Applied Ecology*, **2**(2): p. 367-381.
30. Hughes, R., Kauffman, J. and Cummings, D. (2000). Fire in the Brazilian Amazon 3. Dynamics of biomass, C, and nutrient pools in regenerating forests. *Oecologia*, **124**(4): p. 574-588.
31. Hurst, D., Griffith, W. and Cook, G. (1994). Trace gas emissions from biomass burning in tropical Australian savannas. *Journal of Geophysical Research*, **99**(D8): p. 16441-16456.

32. Jackson, W. (2000). Nutrient stocks in Tasmanian vegetation and approximate losses due to fire. *Papers and proceedings of the Royal Society of Tasmania*, 134: p. 1-18.
33. Kasischke, E., French, N., Bourgeau-Chavez, L. and Christensen, N. (1995). Estimating release of carbon from 1990 and 1991 forest fires in Alaska. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **100**(D2): p. 2941-2951.
34. Kauffman, J. and Uhl, C. (1990). 8 interactions of anthropogenic activities, fire, and rain forests in the Amazon Basin, in *Fire in the Tropical Biota: Ecosystem Processes and Global Changes*, J. Goldammer, Editor. Springer-Verlag: Berlin. p. 117-134.
35. Kauffman, J., Sanford, R., Cummings, D., Salcedo, I. and Sampaio, E. (1993). Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in neotropical dry forests. *Ecology*, **74**(1): p. 140-151.
36. Kauffman, J., Cummings, D. and Ward, D. (1994). Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. *Journal of Ecology*, **82**: p. 519-531.
37. Kauffman, J., Cummings, D., Ward, D. and Babbitt, R. (1995). Fire in the Brazilian Amazon: 1. Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests. *Oecologia*, **104**: p. 397-408.
38. Kauffman, J., Cummings, D. and Ward, D. (1998). Fire in the Brazilian Amazon: 2. Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures. *Oecologia*, **113**: p. 415-427.
39. Kayll, A. (1966). Some characteristics of heath fires in north-east Scotland. *Journal of Applied Ecology*, **3**(1): p. 29-40.
40. Kiil, A. (1969). Fuel consumption by a prescribed burn in spruce-fir logging slash in Alberta. *The Forestry Chronicle*, : p. 100-102.
41. Kiil, A. (1975). Fire spread in a black spruce stand. *Canadian Forestry Service Bi-Monthly Research Notes*, 31(1): p. 2-3.
42. Lacaux, J., Cachier, H. and Delmas, R. (1993). Biomass burning in Africa: an overview of its impact on atmospheric chemistry, in *Fire in the Environment: The Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires*, P. Crutzen and J. Goldammer, Editors. John Wiley & Sons: Chichester. p. 159-191.
43. Lavoue, D., Liousse, C., Cachier, H., Stocks, B. and Goldammer, J. (2000). Modeling of carbonaceous particles emitted by boreal and temperate wildfires at northern latitudes. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **105**(D22): p. 26871-26890.
44. Levine, J. (2000). Global biomass burning: a case study of the gaseous and particulate emissions released to the atmosphere during the 1997 fires in Kalimantan and Sumatra, Indonesia, in *Biomass Burning and its Inter-relationships with the Climate System*, J. Innes, M. Beniston, and M. Verstraete, Editors. Kluwer Academic Publishers: Dordrecht. p. 15-31.
45. Levine, J. and Cofer, W. (2000). Boreal forest fire emissions and the chemistry of the atmosphere, in *Fire, Climate Change and Carbon Cycling in the Boreal Forest*, E. Kasischke and B. Stocks, Editors. Springer-Verlag: New York. p. 31-48.
46. Marsdon-Smedley, J. and Slijepcevic, A. (2001). Fuel characteristics and low intensity burning in Eucalyptus obliqua wet forest at the Warra LTER site. *Tasforests*, **13**(2): p. 261-279.
47. Mazurek, M., Cofer, W. and Levine, J. (1991). Carbonaceous aerosols from prescribed burning of a boreal forest ecosystem, in *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*, J. Levine, Editor, MIT Press: Massachusetts. p. 258-263.
48. McNaughton, S., Stronach, N. and Georgiadis, N. (1998). Combustion in natural fires and global emissions budgets. *Ecological Applications*, **8**(2): p. 464-468.
49. McRae, D. and Stocks, B. (1987). Large-scale convection burning in Ontario. in *Ninth Conference on Fire and Forest Meteorology*. San Diego, California: American Meteorological Society.
50. Moula, M., Brustet, J., Eva, H., Lacaux, J., Gregoire, J. and Fontan, J. (1996). Contribution of the Spread-Fire Model in the study of savanna fires, in *Biomass Burning and Global Change: Volume 1. Remote Sensing, Modeling and Inventory Development, and Biomass Burning in Africa*, J. Levine, Editor. MIT Press: Cambridge. p. 270-277.
51. Neil, R., Stronach, N. and McNaughton, S. (1989). Grassland fire dynamics in the Serengeti ecosystem, and a potential method of retrospectively estimating fire energy. *Journal of Applied Ecology*, **26**: p. 1025-1033.
52. Pivello, V. and Coutinho, L. (1992). Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). *Journal of Tropical Ecology*, **8**: p. 487-497.
53. Prasad, V., Kant, Y., Gupta, P., Sharma, C., Mitra, A. and Badarinath, K. (2001). Biomass and combustion characteristics of secondary mixed deciduous forests in Eastern Ghats of India. *Atmospheric Environment*, **35**(18): p. 3085-3095.
54. Raison, R., Khana, P. and Woods, P. (1985). Transfer of elements to the atmosphere during low intensity prescribed fires in three Australian subalpine eucalypt forests. *Canadian Journal of Forest Research*, **15**: p. 657-664.
55. Robertson, K. (1998). Loss of organic matter and carbon during slash burns in New Zealand exotic forests. *New Zealand Journal of Forestry Science*, **28**(2): p. 221-241.
56. Robinson, J. (1989). On uncertainty in the computation of global emissions from biomass burning. *Climatic Change*, **14**: p. 243-262.
57. Shea, R., Shea, B., Kauffman, J., Ward, D., Haskins, C. and Scholes, M. (1996). Fuel biomass and combustion factors associated with fires in savanna ecosystems of South Africa and Zambia. *Journal of Geophysical Research*, **101**(D19): p. 23551-23568.
58. Slijepcevic, A. (2001). Loss of carbon during controlled regeneration burns in Eucalyptus obliqua forest. *Tasforests*, **13**(2): p. 281-289.
59. Smith, D. and James, T. (1978). Characteristics of prescribed burns and resultant short-term environmental changes in Populus tremuloides woodland in southern Ontario. *Canadian Journal of Botany*, **56**: p. 1782-1791.
60. Soares, R. and Ribeiro, G. (1998). Fire behaviour and tree stumps sprouting in Eucalyptus prescribed burnings in southern Brazil. in *III International Conference on Forest Fire Research / 14th Conference on Fire and Forest Meteorology*. Luso.
61. Sorrensen, C. (2000). Linking smallholder land use and fire activity: examining biomass burning in the Brazilian Lower Amazon. *Forest Ecology and Management*, **128**(1-2): p. 11-25.
62. Stewart, H. and Flinn, D. (1985). Nutrient losses from broadcast burning of Eucalyptus debris in north-east Victoria. *Australian Forest Research*, **15**: p. 321-332.
63. Stocks, B. (1987). Fire behaviour in immature jack pine. *Canadian Journal of Forest Research*, **17**: p. 80-86.
64. Stocks, B. (1989). Fire behaviour in mature jack pine. *Canadian Journal of Forest Research*, **19**: p. 783-790.
65. Stocks, B., van Wilgen B., Trollope W., McRae D., Mason J., Weirich F. and Potgieter A. (1996). Fuels and fire behaviour dynamics on large-scale savanna fires in Kruger National Park, South Africa. *Journal of Geophysical Research*, **101**(D19): p. 23541-23550.
66. Stocks, B. and Kauffman, J. (1997). Biomass consumption and behaviour of wildland fires in boreal, temperate, and tropical ecosystems: parameters necessary to interpret historic fire regimes and future fire scenarios, in *Sediment Records of Biomass Burning and Global Change*, J. Clark, et al., Editors. Springer-Verlag: Berlin. p. 169-188.
67. Susott, R., Ward D., Babbitt R. and Latham D. (1991). The measurement of trace emissions and combustion characteristics for a mass fire, in *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*, J. Levine, Editor. MIT Press: Massachusetts. p. 245-257.
68. Turetsky, M. and Wieder, R. (2001). A direct approach to quantifying organic matter lost as a result of peatland wildfire. *Canadian Journal of Forest Research*, **31**(2): p. 363-366.
69. Van Wagner, C. (1972). Duff consumption by fire in eastern pine stands. *Canadian Journal of Forest Research*, **2**: p. 34-39.

70. van Wilgen, B., Le Maitre, D. and Kruger, F. (1985). Fire behaviour in South African fynbos (macchia) vegetation and predictions from Rothermel's fire model. *Journal of Applied Ecology*, **22**: p. 207-216.
71. Vose, J. and Swank, W. (1993). Site preparation burning to improve southern Appalachian pine-hardwood stands: above-ground biomass, forest floor mass, and nitrogen and carbon pools. *Canadian Journal of Forest Research*, **23**: p. 2255-2262.
72. Walker, J. (1981). Fuel dynamics in Australian vegetation, in *Fire and the Australian Biota*, A. Gill, R. Groves, and I. Noble, Editors. Australian Academy of Science: Canberra. p. 101-127.
73. Ward, D., Susott, R., Kauffman, J., *et al.* (1992). Smoke and fire characteristics for Cerrado and deforestation burns in Brazil: BASE-B Experiment. *Journal of Geophysical Research*, **97**(D13): p. 14601-14619.