

CHAPITRE 6

PRAIRIES

Auteurs

Louis Verchot (ICRAF/États-Unis), Thelma Krug (Brésil), Rodel D. Lasco (Philippines), Stephen Ogle (USA) et John Raison (Australie)

Yue Li (Chine), Daniel L. Martino (Uruguay), Brian G. McConkey (Canada) et Pete Smith (Royaume-Uni)

Contributeur

Mercy Wanja Karunditu (ICRAF)

Table des matières

6	Prairies	
6	Prairies.....	6.5
6.1	Introduction	6.5
6.2	Prairies restant prairies.....	6.6
6.2.1	Biomasse	6.6
6.2.1.1	Choix de la méthode.....	6.6
6.2.1.2	Choix des facteurs d'émission/absorption.....	6.7
6.2.1.3	Choix des données sur les activités	6.9
6.2.1.4	Étapes de calcul aux niveaux 1 et 2.....	6.10
6.2.1.5	Évaluation des incertitudes.....	6.11
6.2.2	Matière organique morte	6.12
6.2.2.1	Choix de la méthode.....	6.12
6.2.2.2	Choix des facteurs d'émission/absorption.....	6.13
6.2.2.3	Choix des données sur les activités	6.14
6.2.2.4	Étapes de calcul aux niveaux 1 et 2.....	6.14
6.2.2.5	Évaluation des incertitudes.....	6.15
6.2.3	Carbone des sols.....	6.16
6.2.3.1	Choix de la méthode.....	6.16
6.2.3.2	Choix des facteurs d'émissions et de variations des stocks.....	6.17
6.2.3.3	Choix des données sur les activités	6.19
6.2.3.4	Étapes de calcul de niveau 1.....	6.22
6.2.3.5	Évaluation des incertitudes.....	6.24
6.2.4	Émissions de gaz à effet de serre sans CO ₂ dues au brûlage de biomasse.....	6.25
6.2.4.1	Choix de la méthode.....	6.25
6.2.4.2	Choix des facteurs d'émission.....	6.26
6.2.4.3	Choix des données sur les activités	6.26
6.2.4.4	Évaluation des incertitudes.....	6.27
6.3	Terres converties en prairies	6.27
6.3.1	Biomasse	6.28
6.3.1.1	Choix de la méthode.....	6.29
6.3.1.2	Choix des facteurs d'émission/absorption.....	6.30
6.3.1.3	Choix des données sur les activités	6.32
6.3.1.4	Étapes de calcul aux niveaux 1 et 2.....	6.33
6.3.1.5	Évaluation des incertitudes.....	6.35
6.3.2	Matière organique morte	6.35
6.3.2.1	Choix de la méthode.....	6.35
6.3.2.2	Choix des facteurs d'émission/absorption.....	6.37

6.3.2.3	Choix des données sur les activités	6.37
6.3.2.4	Étapes de calcul aux niveaux 1 et 2	6.38
6.3.2.5	Évaluation des incertitudes	6.39
6.3.3	Carbone des sols	6.40
6.3.3.1	Choix de la méthode	6.40
6.3.3.2	Choix des facteurs d'émissions et de variations des stocks	6.41
6.3.3.3	Choix des données sur les activités	6.42
6.3.3.4	Étapes de calcul de niveau 1	6.43
6.3.3.5	Évaluation des incertitudes	6.44
6.3.4	Émissions de gaz à effet de serre sans CO ₂ dues au brûlage de biomasse	6.44
6.3.4.1	Choix de la méthode	6.45
6.3.4.2	Choix des facteurs d'émission	6.45
6.3.4.3	Choix des données sur les activités	6.45
6.3.4.4	Évaluation des incertitudes	6.46
6.4	Exhaustivité, séries temporelles, AQ/CQ et établissement de rapports	6.46
6.4.1	Exhaustivité	6.46
6.4.2	Développement d'une série temporelle cohérente	6.47
6.4.3	Assurance de la qualité et contrôle de la qualité	6.48
6.4.4	Établissement de rapports et documentation	6.49
Annexe 6A.1	Estimation de facteurs de variation des stocks par défaut pour les émissions/absorptions de C des sols minéraux des prairies	6.51
	Références	6.52

Figure

Figure 6.1	Classification des systèmes de prairies/pâturages..	6.21
------------	---	------

Tableaux

Tableau 6.1	Facteurs d'expansion par défaut pour le taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne (Tx) pour les principaux écosystèmes de prairies du monde	6.9
Tableau 6.2	Facteurs de variation des stocks relatifs pour la gestion des prairies	6.18
Tableau 6.3	Facteurs d'émissions annuelles (FE) pour les sols organiques des prairies gérées	6.19
Tableau 6.4	Stocks de biomasse par défaut présents sur les prairies après une conversion à partir d'autres affectations des terres	6.31

6 PRAIRIES

6.1 INTRODUCTION

Les prairies couvrent environ un quart de la surface de la terre (Ojima *et al.*, 1993) dans des conditions climatiques allant de l'aridité à l'humidité. Le niveau et l'intensité de la gestion des prairies peuvent varier considérablement, depuis des parcours naturels et savanes à gestion extensive – pour lesquels les charges en bétail et les régimes de feux sont les principales variables de la gestion – jusqu'à des pâturages permanents et terres fourragères à gestion intensive (avec apport d'engrais, irrigation, introduction d'espèces, etc.). En général, les prairies ont une végétation dominée par les graminées vivaces, et sont utilisées principalement pour le pâturage.

Les prairies se distinguent des « forêts » en tant qu'écosystème par un couvert forestier inférieur à un certain seuil, qui varie en fonction des régions. Le carbone souterrain est prédominant dans les prairies, principalement dans les systèmes racinaires et la matière organique des sols. La transition de prairie à forêt en fonction de gradients des précipitations ou des sols est souvent graduelle. De nombreuses terres arbustives à forte proportion de biomasse ligneuse vivace peuvent être considérées comme un type de prairie et les pays pourront choisir de comptabiliser certaines de ces terres arbustives, ou toutes, dans la catégorie prairies.

De nombreuses espèces de prairies se sont adaptées pour accommoder le pâturage et les perturbations fréquentes dues au feu ; en conséquence le carbone des sols et de la végétation est relativement résistant aux perturbations moyennes résultant du pâturage et des feux (Milchunas et Lauenroth, 1993). Pour de nombreuses prairies, les feux sont un facteur clé pour la prévention de la prolifération d'espèces ligneuses susceptibles d'avoir des effets significatifs sur les stocks de carbone de l'écosystème (Jackson *et al.*, 2002).

Les *Lignes directrices GIEC 1996* ne traitaient que des émissions dues au brûlage dans les savanes tropicales et des variations de la biomasse associées à la conversion de prairies en autres affectations des terres. Trois ensembles de calculs étaient présentés pour l'estimation des émissions de CO₂ dues à la conversion de prairies : (i) le dioxyde de carbone émis par le brûlage de la biomasse aérienne, (ii) le dioxyde de carbone émis par la décomposition de biomasse aérienne, et (iii) le dioxyde de carbone émis par les sols. Aucune disposition explicite n'était prise pour comptabiliser les variations des stocks de carbone des prairies associées aux variations du couvert de biomasse ligneuse vivace ou aux changements de gestion de ces systèmes.

Les présentes *Lignes directrices* mettent à jour les *Lignes directrices GIEC 1996*, et permettent d'estimer les émissions et absorptions de carbone des prairies dues aux variations des stocks de la biomasse aérienne et souterraine, les émissions de gaz à effet de serre sans CO₂ dues au brûlage de biomasse, et les émissions et absorptions de carbone des prairies dues aux variations des stocks de C des sols. Elles incorporent plusieurs nouvelles méthodologies élaborées dans les *GPG-LULUCF* (GIEC, 2003). Par rapport aux *Lignes directrices GIEC 1996*, les nouveaux éléments sont :

- Méthodologies permettant de traiter des variations des stocks de C des deux principaux pools des prairies : la biomasse et les sols ;
- Inclusion explicite des impacts des perturbations naturelles et des feux sur les prairies gérées ;
- Estimation des émissions et absorptions des *terres converties en prairies* ;
- Extension à toutes les prairies des méthodes d'estimation des émissions de gaz à effet de serre sans CO₂ dues au brûlage de la biomasse des savanes ;
- Estimation des émissions de gaz à effet de serre sans CO₂ dues au brûlage de biomasse lors de conversions en prairies ; et
- Nouveaux facteurs de taux de variation des stocks et stocks de C de référence pour le C organique des sols.

Le présent chapitre contient des lignes directrices permettant de mettre en place des approches avancées ou par défaut pour l'estimation des émissions et absorptions des prairies, et de les inclure dans les rapports. Les méthodes et recommandations sont données pour les *prairies restant prairies* (section 6.2) et les *terres converties en prairies* (section 6.3). Pour les *prairies restant prairies*, les émissions et absorptions de carbone se basent sur l'estimation des impacts des changements de pratiques de gestion sur les stocks de carbone. Pour les *terres converties en prairies*, les émissions et absorptions de carbone se basent sur l'estimation des impacts du remplacement d'un type de végétation par une végétation de prairies. Si l'on ne dispose pas de données permettant de séparer les superficies de prairies en *prairies restant prairies* et *terres converties en prairies*, l'approche par défaut recommande de considérer toutes les prairies à la catégorie *prairies restant prairies*.

La variabilité climatique interannuelle est un facteur important qu'il faudra prendre en considération lors de l'inventaire du carbone des prairies. D'année en année, d'importants changements peuvent avoir lieu dans la biomasse sur pied, associés aux variations des précipitations annuelles. La variabilité interannuelle des précipitations peut également affecter les décisions de gestion, comme l'irrigation ou l'application d'engrais. Les compilateurs d'inventaires devront en être conscients, et inclure ces facteurs dans l'inventaire, le cas échéant.

6.2 PRAIRIES RESTANT PRAIRIES

Les *prairies restant prairies* incluent les pâturages gérés ayant toujours été soumis à une végétation de prairies, et l'utilisation de pâturages ou autres catégories de terres converties en prairies il y a plus de 20 ans. L'inventaire des gaz à effet de serre pour la catégorie *prairies restant prairies* (PP) comprend l'estimation des variations des stocks de carbone pour cinq pools de carbone (biomasse aérienne, biomasse souterraine, bois mort, litière et matière organique des sols) et des émissions de gaz sans CO₂. Les principales sources d'émissions et absorptions de gaz à effet de serre de cette catégorie sont associées à la gestion des prairies et aux changements de gestion. Les variations des stocks de C des *prairies restant prairies* sont estimées à l'aide de l'équation 2.3 du chapitre 2. Le diagramme décisionnel de la figure 1.2 (chapitre 1) propose des recommandations permettant de choisir le niveau de complexité méthodologique approprié aux procédures d'estimation des PP.

6.2.1 Biomasse

Les stocks de carbone des prairies permanentes sont influencés par les activités humaines et les perturbations naturelles, dont : la récolte de biomasse ligneuse, la dégradation des parcours, le pacage, les feux, la réhabilitation des pâturages, la gestion des pâturages, etc. La production annuelle de biomasse dans les prairies peut être importante, mais en raison de la régénération rapide et des pertes dues au pâturage et au feu, ainsi que de la sénescence de la végétation herbacée, le stock sur pied de la biomasse aérienne de nombreuses prairies dépasse rarement quelques tonnes par hectare. De plus grandes quantités peuvent s'accumuler dans la composante ligneuse de la végétation, dans la biomasse des racines et dans les sols. L'étendue de l'augmentation ou de la diminution des stocks de carbone dans chacun de ces pools est affectée par les pratiques de gestion comme celles décrites ci-dessus.

La présente section propose des recommandations pour l'estimation des variations des stocks de carbone de la biomasse des *prairies restant prairies*, y compris le couvert accru de végétation ligneuse, les impacts des ajouts de matière organique et les impacts de la gestion et du chaulage. Les concepts sous-jacents aux variations des stocks de carbone de la biomasse des *prairies restant prairies* sont liés aux pratiques de gestion. Le diagramme décisionnel de la figure 2.2 (chapitre 2) propose des recommandations sur le choix de niveau pour l'établissement de rapports relatifs aux variations des stocks de C de la biomasse.

Puisque les données manquent souvent sur la biomasse souterraine d'écosystèmes spécifiques, on utilise une approche simplifiée basée sur le taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne. Avec cette approche, les estimations de la biomasse souterraine sont très liées aux estimations de la biomasse aérienne. En conséquence, à des fins de simplicité on combine l'estimation de la biomasse aérienne et souterraine, et les rapports les concernant.

Si les méthodes d'estimation des variations de la biomasse sont basées sur des concepts similaires pour les prairies, les terres cultivées et les terres forestières, les prairies se distinguent sur plusieurs points. Les feux sont fréquents sur de vastes superficies de prairies, et peuvent influencer la quantité de végétation ligneuse, la mortalité et la repousse de la végétation ligneuse et herbacée, ainsi que la distribution du carbone entre la partie souterraine et la partie aérienne. La variabilité du climat et d'autres activités de gestion, comme l'extraction d'arbres et de broussailles, l'amélioration des pâturages, la plantation d'arbres ainsi que le surpâturage et la dégradation peuvent influencer les stocks de biomasse. Pour les espèces ligneuses des savanes (prairies dotées d'arbres), les relations allométriques diffèrent de celles des terres forestières en raison de l'existence de nombreux arbres à plusieurs souches, arbustes, arbres creux, arbres morts sur pied, et du taux élevé du rapport système racinaire/système foliacé et de la régénération des taillis.

6.2.1.1 CHOIX DE LA METHODE

Le diagramme décisionnel présenté à la figure 1.2 du chapitre 1 fournit des recommandations sur la sélection du niveau approprié pour la procédure d'estimation. Pour estimer les variations des stocks de carbone de la biomasse, on devra estimer les variations des stocks de carbone de la biomasse aérienne et de la biomasse souterraine.

En fonction du niveau utilisé et de la disponibilité des données, les prairies pourront être désagrégées par types, régions ou zones climatiques, et systèmes de gestion. Conformément aux *bonnes pratiques*, les pays devront chercher à améliorer les inventaires et l'établissement de leurs rapports en employant la méthode de niveau le plus élevé possible en fonction des circonstances nationales. Les *bonnes pratiques* exigent que les pays où les émissions et absorptions de carbone sur les *prairies restant prairies* sont une catégorie clé et où la sous-catégorie de biomasse est considérée comme significative utilisent des méthodes de niveaux 2 ou 3, conformément aux principes présentés au chapitre 4 du volume 1.

Niveau 1

À l'approche de niveau 1, on suppose qu'il n'y a pas de changements dans la biomasse des *prairies restant prairies*. Dans les prairies dont le type ou l'intensité de gestion ne change pas, la biomasse sera dans un état proche de l'équilibre (c'est-à-dire que l'accumulation de carbone par la croissance des plantes s'équilibre à peu près avec les pertes dues au pacage, à la décomposition et au feu). Dans les prairies où existent des changements de gestion dans le temps (par exemple par l'introduction de systèmes sylvopastoraux, l'extraction d'arbres/de broussailles pour la gestion des pâturages et la gestion des pâturages améliorée ou d'autres pratiques), les variations des stocks de carbone peuvent être importantes. Si le pays peut raisonnablement supposer que les prairies ne sont pas une source clé, il pourra employer des hypothèses de niveau 1 selon lesquelles il n'y a pas de changement dans la biomasse. Toutefois, si le pays dispose d'informations permettant d'élaborer des estimations fiables des taux de variations de la biomasse des *prairies restant prairies*, il pourra choisir un niveau plus élevé, même si la catégorie *prairies restant prairies* n'est pas une source clé, et particulièrement s'il peut prévoir des changements de gestion.

Niveau 2

Le niveau 2 permet d'estimer les variations de la biomasse dues aux pratiques de gestion. Deux méthodes sont fournies pour estimer les variations des stocks de carbone de la biomasse.

Méthode gains-pertes – équation 2.7 au chapitre 2 : Cette méthode implique l'estimation des superficies de prairies en fonction des catégories de gestion, de la croissance annuelle moyenne et des pertes des stocks de biomasse. Elle requiert l'estimation des superficies de *prairies restant prairies* en fonction des différents climats, zones écologiques ou types de prairies, des régimes de perturbations, des régimes de gestion ou d'autres facteurs affectant beaucoup les pools de carbone de la biomasse et les gains et pertes de biomasse en fonction des différents types de prairies.

Méthode de différence des stocks – équation 2.8 au chapitre 2 : La méthode de différence des stocks requiert l'estimation de la superficie des prairies et des stocks de biomasse à deux points temporels différents, t_1 et t_2 . Les variations annuelles moyennes des stocks de biomasse pendant l'année d'inventaire sont obtenues en divisant les variations des stocks par la période (années) passée entre les inventaires. Cette méthode est applicable par les pays disposant d'inventaires périodiques, et pourrait mieux convenir aux pays ayant opté pour une méthode de niveau 3. Elle pourrait ne pas convenir aux régions dont les climats sont très variables, car elle pourrait donner des résultats faussés, à moins qu'on puisse faire des inventaires annuels.

Niveau 3

Les méthodes de niveau 3 sont utilisées par les pays qui disposent de facteurs d'émissions spécifiques et de données nationales substantielles. Les pays définissant leur propre méthodologie pourront se baser sur des inventaires précis de parcelles échantillons permanentes correspondant à leurs prairies, et/ou des modèles.

Au niveau 3, les pays devront se doter de méthodologies et de paramètres propres pour estimer les variations de la biomasse. Ces méthodologies pourront être basées sur les équations 2.7 ou 2.8 décrites plus haut, ou sur d'autres approches, mais la méthode choisie devra toujours être documentée précisément.

Pour estimer les stocks de carbone de la biomasse à un niveau national, on devra employer un inventaire national des prairies, des modèles nationaux, ou un programme d'inventaire des gaz à effet de serre spécifique, avec des échantillonnages périodiques suivant les principes présentés au volume 1. Les données des inventaires pourront être associées à des études de modélisation qui capturent la dynamique de tous les pools de carbone des prairies.

Au niveau 3, les méthodes permettent d'obtenir des estimations plus certaines qu'aux niveaux moins élevés, et la corrélation entre les pools de carbone individuels est plus grande. Certains pays ont élaboré des matrices de perturbations permettant de réattribuer le carbone de différents pools pour toutes les perturbations.

6.2.1.2 CHOIX DES FACTEURS D'EMISSION/ABSORPTION

Les facteurs d'émissions et d'absorptions requis pour l'estimation des variations de la biomasse dues à la gestion incluent le taux de croissance de la biomasse, les pertes de biomasse et les facteurs d'expansion de la biomasse souterraine. Les facteurs d'émissions et d'absorptions sont utilisés pour estimer la croissance de la biomasse et

les pertes dues à l'envahissement de la végétation ligneuse vivace sur les prairies, la dégradation due au pacage, et d'autres impacts de la gestion.

Niveau 1

On choisira le niveau 1 quand il n'y a pas d'émissions ou d'absorptions significatives dans les *prairies restant prairies*. Au niveau 1, on suppose que la biomasse de toutes les *prairies restant prairies* est stable. Les pays dans lesquels il y a beaucoup de changements au niveau de la gestion des prairies ou de perturbations devront rassembler des données nationales de manière à pouvoir en quantifier l'impact et passer à des estimations de niveaux 2 ou 3.

Niveau 2

Selon les *bonnes pratiques*, on utilisera des données nationales sur les stocks de C de la biomasse pour différentes catégories de prairies, en plus des valeurs par défaut, si l'on ne dispose pas de valeurs spécifiques au pays ou à la région pour toutes les catégories de prairies. Les valeurs spécifiques au pays sur l'accroissement net de la biomasse et les pertes d'arbres vivants et d'herbes récoltés vers les résidus de récoltes et sur les taux de décomposition (lorsqu'on a choisi la méthode gains-pertes) ou les variations nettes des stocks de biomasse (pour la méthode de différence des stocks) pourront être tirées de données spécifiques au pays prenant en compte le type de prairies, le taux d'utilisation de la biomasse, les pratiques de récoltes et la quantité de végétation endommagée lors des récoltes. Pour les régimes de perturbations, les valeurs spécifiques au pays devront être dérivées de recherches scientifiques.

Si l'estimation de la biomasse souterraine peut représenter un élément important des enquêtes sur la biomasse des prairies, les mesures de terrain sont laborieuses et difficiles. On utilise donc souvent des facteurs d'expansion permettant d'estimer la biomasse souterraine à partir de la biomasse aérienne. Les adaptations au feu et aux pâturages ont fait augmenter les taux du système racinaire/système foliacé par rapport à beaucoup d'autres écosystèmes ; en conséquence les facteurs d'expansion de la biomasse d'écosystèmes n'ayant pas subi d'interventions ne peuvent être appliqués sans modifications. Les rapports système racinaire/système foliacé varient beaucoup au niveau des espèces individuelles (par exemple, Anderson *et al.*, 1972) mais aussi des échelles communautaires (par exemple, Jackson *et al.*, 1996 ; Cairns *et al.*, 1997). Il faudra donc autant que possible calculer de manière empirique les rapports système racinaire/système foliacé spécifiques à la région ou au type de végétation. Des taux par défaut du rapport système racinaire/système foliacé sont présentés au tableau 6.1 (pour toute végétation) pour les écosystèmes des prairies des principales zones climatiques du monde (zones climatiques du GIEC tirées de l'annexe 3A.5). Ces valeurs peuvent être employées par défaut quand les pays n'ont pas d'informations plus spécifiques permettant de développer des taux spécifiques. Des taux sont également donnés pour les terres boisées/savanes et terres arbustives pour les pays qui incluent ces terres à la section *Prairies* de leur inventaire.

TABLEAU 6.1
FACTEURS D'EXPANSION PAR DEFAUT POUR LE TAUX DE BIOMASSE SOUTERRAINE PAR RAPPORT A LA BIOMASSE AERIEENNE (Tx) POUR LES PRINCIPAUX ECOSYSTEMES DE PRAIRIES DU MONDE

Catégorie d'affectation des terres	Type de végétation	Zone climatique approximative du GIEC ¹	Tx [tonne m.s. biomasse souterraine (tonne m.s. biomasse aérienne) ⁻¹]	n	Erreur ²
Prairies	Steppe/toundra/prairie	Boréale – sèche & pluvieuse Froide tempérée – sèche Chaude tempérée – pluvieuse	4,0	7	± 150 %
	Prairie semi-aride	Froide tempérée, sèche Chaud tempérée – sèche Tropicale – sèche	2,8	9	± 95 %
	Prairie sub-tropicale/tropicale	Tropicale – humide & pluvieuse	1,6	7	± 130 %
Autre	Savane/terres boisées		0,5	19	± 80 %
	Terres arbustives		2,8	9	± 144 %

¹ La classification des données de sources suit les types de biomes des prairies ; en conséquence les correspondances aux zones climatiques du GIEC sont des approximations.

² Les estimations d'erreur sont équivalentes à deux fois l'écart type, en tant que pourcentage de la moyenne.

Niveau 3

Aux approches de niveau 3, on emploie une combinaison de modèles dynamiques et de mesures d'inventaires des variations des stocks de la biomasse. On n'utilise aucun facteur d'émissions ou de changements des stocks simples en soi. Lorsque les estimations des émissions/absorptions emploient des approches basées sur des modèles, elles se basent sur l'interaction de nombreuses équations permettant, grâce aux modèles, d'estimer les variations nettes des stocks de biomasse. On pourra utiliser les modèles avec des estimations des stocks basées sur des échantillonnages périodiques similaires à ceux des inventaires forestiers détaillés, pour estimer les variations des stocks ou les entrées et sorties comme au niveau 2, et faire des extrapolations spatiales pour les superficies de prairies. Par exemple, les modèles de croissance spécifiques à des espèces et validés, qui incorporent les effets de la gestion comme l'intensité de pacage, le feu et l'apport d'engrais avec des données correspondant aux activités de gestion, pourront être utilisés pour estimer les variations nettes de la biomasse des prairies dans le temps.

6.2.1.3 CHOIX DES DONNEES SUR LES ACTIVITES

Les données sur les activités comprennent les superficies des *prairies restant prairies* résumées par grands types de prairies, de pratiques de gestion et de régimes de perturbations. On devra déterminer la superficie totale de prairies conformément aux approches présentées au chapitre 3. Celle-ci devra correspondre à celles d'autres sections du présent chapitre, notamment les sections sur la MOM et le C des sols des *prairies restant prairies*. Si l'on dispose également de données nationales sur les sols et les climats, d'inventaires sur la végétation et d'autres données géophysiques, l'évaluation des variations des stocks de carbone de la biomasse sera grandement facilitée.

6.2.1.4 ÉTAPES DE CALCUL AUX NIVEAUX 1 ET 2

Les étapes d'estimation des variations des stocks de carbone de la biomasse (ΔC_B) sont résumées ici :

Niveau 1

Si les pays ont choisi d'employer une approche de niveau 1, ils n'auront plus rien à faire, car on suppose que l'écosystème est à l'équilibre, et aucune variation des stocks de carbone n'est attendue. Il n'y a donc pas de feuille de travail pour la biomasse.

Niveau 2 (méthode gains-pertes) – équation 2.7 au chapitre 2

Étape 1 : Déterminer les catégories de prairies à utiliser pour l'évaluation, et les superficies représentatives. Les catégories se composent des définitions des types de prairies (par exemple stratifiées par zones climatiques et groupement d'espèces) et de l'état de la gestion de ces types (par exemple « prairie dégradée à herbe haute » (États-Unis, Canada), ou « pacage sur campo limpo » (Brésil)). Les données des superficies sont obtenues à l'aide des méthodes décrites au chapitre 3.

Étape 2 : Déterminer l'accroissement de biomasse et les pertes de biomasse ligneuse (à l'aide des équations 2.9 et 2.11), pour chaque strate, et utiliser ces estimations pour estimer les variations nettes de la biomasse (à l'aide de l'équation 2.7). Si le pays dispose de données uniquement pour la biomasse aérienne, il pourra employer des facteurs d'expansion pour les taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne afin d'estimer la proportion souterraine de la biomasse. Multiplier les variations de la biomasse par la teneur en carbone de la biomasse sèche. La valeur par défaut est de 0,50 tonne de C par tonne de biomasse (poids sec). Au niveau 2, les approches pourront employer les facteurs d'expansion par défaut fournis au tableau 6.1 afin d'estimer la biomasse souterraine, si l'on ne dispose pas de facteurs spécifiques au pays.

Étape 3 : Déterminer l'accroissement moyen de la biomasse et les pertes de biomasse herbacée et en déduire les variations nettes de la biomasse à l'aide de l'équation 2.7. On pourra élaborer une approche basée sur les équations 2.9 et 2.11 pour la biomasse herbacée. Si le pays dispose de données uniquement pour la biomasse aérienne, il pourra employer des facteurs d'expansion pour les taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne afin d'estimer la proportion souterraine de la biomasse. Multiplier les variations de la biomasse par la teneur en carbone de la biomasse sèche. La valeur par défaut est de 0,47 tonne de C par tonne de biomasse (poids sec). Cette valeur par défaut diffère de celle des *GPG-LULUCF* (GIEC, 2003), toutefois elle est plus réaliste pour la biomasse herbacée. À l'approche de niveau 3, il faudra disposer de facteurs d'expansion spécifiques au pays ou à l'écosystème. Au niveau 2, on pourra employer les facteurs d'expansion par défaut fournis au tableau 6.1 afin d'estimer la biomasse souterraine, si l'on ne dispose pas de facteurs spécifiques au pays.

Étape 4 : Si l'on a calculé l'accroissement et les pertes pour chaque superficie, estimer les variations totales des stocks de carbone de la biomasse pour chaque catégorie en multipliant la superficie représentative de chaque catégorie par les variations nettes de la biomasse pour la catégorie en question. Sinon, passer à l'étape 5.

Étape 5 : Estimer les variations nettes totales des stocks de carbone de la biomasse en additionnant les variations nettes de la biomasse ligneuse vivace et herbacée.

Niveau 2 (méthode de différence des stocks) – équation 2.8 au chapitre 2

Étape 1 : Même chose que pour la méthode gains-pertes (voir ci-dessus).

Étape 2 : Identifier l'intervalle temporel de l'inventaire, la biomasse ligneuse moyenne lors de l'inventaire initial (t_1), et la biomasse ligneuse moyenne lors de l'inventaire final (t_2). Utiliser ces chiffres pour estimer les variations annuelles nettes de la biomasse ligneuse (équation 2.8). Si le pays dispose de données uniquement pour la biomasse aérienne, il pourra employer des facteurs d'expansion pour les taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne (T_x) afin d'estimer la proportion souterraine de la biomasse. Multiplier les variations de la biomasse par la teneur en carbone de la biomasse sèche. La valeur par défaut est de 0,50 tonne de C par tonne de biomasse (poids sec). À l'approche de niveau 3, il faudra disposer de facteurs d'expansion spécifiques au pays ou à l'écosystème. Au niveau 2, pour estimer la biomasse souterraine les pays pourront employer les facteurs d'expansion par défaut fournis au tableau 6.1 ou des facteurs d'expansion spécifiques au pays ou à l'écosystème. À noter que les valeurs de T_x du tableau 6.1 sont des valeurs de T_x concernant la totalité de l'écosystème. Par conséquent, pour utiliser ces valeurs il faut tout d'abord additionner la biomasse herbacée et ligneuse aérienne puis multiplier le total par T_x pour obtenir la valeur correspondant à la biomasse souterraine.

Étape 3 : Identifier l'intervalle temporel de l'inventaire, la biomasse herbacée moyenne lors de l'inventaire initial (t_1), et la biomasse herbacée lors de l'inventaire final (t_2). Utiliser ces chiffres et l'intervalle temporel de l'inventaire pour estimer les variations annuelles nettes de la biomasse herbacée (équation 2.8). Si le pays dispose de données uniquement pour la biomasse aérienne, il pourra employer des facteurs d'expansion pour les taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne afin d'estimer la proportion souterraine de la biomasse. Multiplier les variations de la biomasse par la teneur en carbone de la biomasse sèche. La valeur par défaut est de 0,47 tonne de C par tonne de biomasse (poids sec). Cette valeur par défaut diffère de celle des *GPG-LULUCF* (GIEC, 2003), toutefois elle est plus réaliste pour la biomasse herbacée. À l'approche de niveau 3, il faudra disposer de facteurs d'expansion spécifiques au pays ou à l'écosystème. Au niveau 2, les on pourra employer les facteurs d'expansion par défaut fournis au tableau 6.1 afin d'estimer la biomasse souterraine, si l'on ne dispose pas de facteurs spécifiques au pays.

Étape 4 : Estimer les variations totales des stocks de carbone de la biomasse pour chaque catégorie à l'aide de l'équation 2.8.

Étape 5 : Estimer les variations nettes totales des stocks de carbone de la biomasse en additionnant les variations nettes de la biomasse ligneuse vivace et herbacée.

6.2.1.5 ÉVALUATION DES INCERTITUDES

La présente section évoque les incertitudes par source relatives aux estimations du C de la biomasse des *prairies restant prairies*. Les inventaires du C sont soumis à deux sources d'incertitudes : 1) les incertitudes relatives aux affectations et à la gestion des terres et aux données sur l'environnement ; 2) les incertitudes relatives aux augmentations et aux pertes de carbone, aux stocks de carbone et aux termes des facteurs d'expansion pour les facteurs de changements/d'émissions des stocks aux approches de niveau 2, aux erreurs relatives à la structure du modèle/paramètres des approches basées sur des modèles, au niveau 3, ou aux erreurs de mesures/à la variabilité de l'échantillonnage associées aux inventaires basés sur des mesures au niveau 3. En général, plus on a d'échantillons pour estimer les valeurs de chaque catégorie, plus la précision des inventaires augmente et plus les plages d'incertitude diminuent ; pour réduire les biais (c'est-à-dire améliorer l'exactitude), il sera préférable d'élaborer des inventaires de niveaux plus élevés incorporant des informations spécifiques au pays. Il faudra effectuer des estimations d'erreurs (soit, déviations, erreurs ou plages types) pour tous les termes définis par le pays et utilisés pour l'évaluation de base des incertitudes.

Les compilateurs d'inventaires devront étudier les incertitudes relatives aux données sur l'affectation et la gestion des terres, puis les combiner avec les incertitudes relatives aux facteurs par défaut et aux stocks de C de référence, à l'aide d'une méthode appropriée, comme par exemple l'emploi d'équations simples de propagation d'erreur. Pour les méthodes de niveau 2, on incorpore des informations spécifiques au pays dans l'analyse de l'inventaire, afin de réduire le biais. Selon les *bonnes pratiques*, on évaluera les dépendances existant parmi les facteurs, les stocks de C de référence ou les données d'activités sur l'affectation et la gestion des terres. Il est notamment commun d'observer de fortes dépendances au niveau des données sur les activités relatives à l'affectation et la gestion des terres, parce que les pratiques de gestion ont tendance à être corrélées dans le temps et l'espace. On pourra combiner les incertitudes des variations des stocks/facteurs d'émissions, stocks de C de référence et données sur les activités en employant des méthodes simples comme des équations de propagation d'erreur ou des procédures Monte-Carlo permettant d'estimer les moyennes et les déviations types des variations des stocks de C de la biomasse (Ogle *et al.*, 2003 ; Vanden Bygaart *et al.*, 2004).

Les modèles de niveau 3 sont plus complexes et une simple équation de propagation d'erreur pourra s'avérer inefficace lors de la quantification des incertitudes associées dans les estimations obtenues. On pourra employer des analyses Monte Carlo (Smith et Heath, 2001), mais celles-ci pourront s'avérer difficiles à mettre en place si le modèle comprend de nombreux paramètres (certains modèles peuvent présenter plusieurs centaines de paramètres), parce que les fonctions de distribution de probabilité communes devront être construites en quantifiant la variance en plus de la covariance des paramètres. D'autres méthodes sont également possibles, comme des approches empiriques (Monte *et al.*, 1996), qui utilisent des mesures prises sur un réseau de surveillance afin d'évaluer statistiquement la relation entre les résultats mesurés et obtenus par modèle (Falloon et Smith, 2003). À l'inverse des modèles, les incertitudes des inventaires de niveau 3 basés sur des mesures peuvent être déterminées à partir de la variance de l'échantillon, de l'erreur de mesure et d'autres sources pertinentes d'incertitude.

Incertitudes des facteurs d'expansion

On pourra utiliser les estimations d'incertitudes fournies au tableau 6.1 pour obtenir l'incertitude des facteurs d'expansion de la biomasse souterraine. Les incertitudes associées aux facteurs d'expansion de la teneur en carbone de la biomasse ligneuse et herbacée sont relativement faibles, de l'ordre de 2 à 6 pour cent. Pour les estimations de niveaux 2 et 3, il faudra utiliser des valeurs spécifiques au pays ou à la région. Ces stocks de C de référence et facteurs de variations des stocks peuvent présenter des taux d'incertitude naturellement élevés,

notamment des biais, lorsqu'on les applique à certains pays. Les valeurs par défaut sont des valeurs moyennées correspondant aux impacts de l'affectation et de la gestion des terres ou des stocks de C de référence qui peuvent différer des valeurs spécifiques aux sites. Selon les *bonnes pratiques*, on déterminera les incertitudes des facteurs par défaut de la biomasse aérienne et souterraine.

Incertitudes des données sur les activités

On obtiendra les données sur les superficies et les estimations des incertitudes à l'aide des méthodes décrites au chapitre 3. Aux approches de niveaux 2 et 3, on pourra employer des données sur les activités de plus haute résolution, comme des estimations des superficies de différentes régions climatiques ou systèmes de gestion des prairies dans le pays. Ainsi, les niveaux d'incertitude seront réduits par leur association à des facteurs d'accumulation du carbone définis spécifiquement pour ces bases de données des terres d'échelle plus fine. Si les données sur les activités sont tirées de statistiques agrégées sur les superficies d'affectations des terres (par exemple celles de la FAO), l'agence chargée de l'inventaire pourra devoir utiliser un niveau d'incertitude par défaut pour les estimations des superficies de terres ($\pm 50\%$). Conformément aux *bonnes pratiques*, le compilateur d'inventaire devra toutefois dériver les incertitudes à partir de données sur les activités spécifiques au pays plutôt qu'employer un niveau par défaut. Aux niveaux 2 et 3, l'utilisation de données sur les activités de résolution plus fine (comme des estimations des superficies de différentes régions climatiques ou systèmes de gestion des prairies dans le pays) permettra d'obtenir des niveaux d'incertitude plus faibles si tous les paramètres des pertes/de l'accumulation du carbone nécessaires sont stratifiés correctement. Pour améliorer le taux d'incertitude relatif aux statistiques sur les affectations des terres, on pourra chercher à adopter un meilleur système national, en élaborant par exemple une enquête de terrain incluant des emplacements nouveaux et/ou incorporant des données télédétektées, ou en développant les enquêtes existantes, afin d'avoir une couverture plus vaste. Les *bonnes pratiques* exigent que l'on élabore un plan de classification qui capture la plupart des activités d'affectation et de gestion des terres à l'aide d'échantillons de taille suffisamment grande pour réduire au maximum l'incertitude au niveau national.

6.2.2 Matière organique morte

Les méthodes d'estimation des variations des stocks de carbone associées aux pools de matière organique morte (MOM) sont fournies pour deux types de pools de matière organique morte : 1) le bois mort et 2) la litière. Ces pools sont définis précisément au chapitre 1 du présent rapport.

Le bois mort est un pool varié difficile à mesurer et présentant des incertitudes relatives aux taux de transfert à la litière, au sol, ou aux émissions vers l'atmosphère. Les quantités de bois mort dépendent du moment de la dernière perturbation, de la quantité d'entrées (mortalité) au moment de la perturbation, des taux de mortalité naturelle, des taux de décomposition et de la gestion.

L'accumulation de litière dépend de la quantité annuelle de chute de litière, y compris toutes les feuilles, brindilles et petites branches, fruits, fleurs, et écorce, moins le taux annuel de décomposition de ces entrées. La masse de litière est également influencée par le temps écoulé depuis la dernière perturbation, et le type de perturbation. Les pratiques de gestion altèrent également les propriétés de la litière ; néanmoins peu d'études existent sur les impacts précis de la gestion sur le carbone de la litière

6.2.2.1 CHOIX DE LA METHODE

Pour estimer les variations des stocks de carbone de la MOM, on devra estimer les variations des stocks de bois mort et de litière (voir équation 2.17 au chapitre 2). Le diagramme décisionnel présenté à la figure 1.2 du chapitre 1 fournit des recommandations sur la sélection du niveau approprié pour la procédure d'estimation.

Les pools de bois mort et de litière doivent être traités séparément, mais pour déterminer les variations de chaque pool, la méthode est la même.

Niveau 1

À la méthode de niveau 1, on suppose que les stocks de litière et de bois mort sont à l'équilibre, donc il n'est pas nécessaire d'estimer les variations des stocks de carbone de ces pools. Pour les *prairies restant prairies*, il n'y a donc pas de feuille de travail pour la MOM. Les pays dans lesquels il y a beaucoup de changements au niveau des types de prairies, des perturbations ou des régimes de gestion des prairies devront rassembler des données nationales de manière à pouvoir en quantifier l'impact et passer à des estimations de niveaux 2 ou 3.

Niveaux 2 et 3

Aux niveaux 2 et 3, on calcule les variations du carbone de la litière et du bois mort imputables aux pratiques de gestion. Deux méthodes sont fournies pour estimer les variations des stocks de carbone de la MOM.

Méthode gains-pertes – équation 2.18 au chapitre 2 : Cette méthode implique l'estimation de la superficie des catégories de gestion des prairies et du transfert annuel moyen vers les stocks de litière et de bois mort et en provenance de ceux-ci. Il faudra donc : (i) estimer les superficies de *prairies restant prairies* en fonction de différents types de climats, de zones écologiques, de types de prairies, de régimes de perturbations, de régimes de gestion, ou autres facteurs affectant significativement les pools de carbone de la litière et du bois mort, (ii) quantifier la biomasse transférée aux stocks de litière et de bois mort, et (iii) quantifier la biomasse transférée depuis les stocks de litière et de bois mort, par hectare et en fonction de différents types de prairies.

Méthode de différence des stocks – équation 2.19 au chapitre 2 : Cette méthode implique l'estimation de la superficie de prairies et des stocks de litière et de bois mort à deux points temporels différents, t_1 et t_2 . Les variations des stocks de litière et de bois mort pendant l'année d'inventaire sont obtenues en divisant les variations des stocks par la période (années) passée entre les deux mesures. La méthode de différence des stocks est utilisable pour les pays disposant d'inventaires périodiques des prairies. Elle pourrait ne pas convenir aux régions dont les climats sont très variables, car elle pourrait donner des résultats faussés, à moins qu'on puisse faire des inventaires annuels. Elle correspond mieux aux pays ayant choisi des méthodes de niveau 3. Les méthodes de niveau 3 sont utilisées par les pays qui disposent de facteurs d'émissions spécifiques et de données nationales substantielles. Les pays définissant leur propre méthodologie pourront se baser sur des inventaires précis de parcelles échantillons permanentes correspondant à leurs prairies, et/ou des modèles.

6.2.2.2 CHOIX DES FACTEURS D'EMISSION/ABSORPTION

Fraction de carbone : La fraction de carbone du bois mort et de la litière est variable et dépend de l'état de décomposition. Le bois est beaucoup moins variable que la litière ; on peut employer une valeur de 0,50 tonne C (tonne m.s.)⁻¹ pour la fraction de carbone. Les valeurs de la fraction de carbone pour la litière des prairies vont de 0,05 à 0,50 (Naeth *et al.*, 1991 ; Kauffman *et al.*, 1997). Si le pays ne dispose pas de données nationales ou spécifiques à ses écosystèmes, la valeur de 0,40 est suggérée pour la fraction de carbone.

Niveau 1

Il n'est pas nécessaire d'estimer les facteurs d'émissions/d'absorptions, car au niveau 1 l'hypothèse est que les stocks de carbone de la MOM de toutes les *prairies restant prairies* sont stables.

Niveau 2

Selon les *bonnes pratiques*, on utilisera des données nationales sur la MOM pour différentes catégories de prairies, en plus des valeurs par défaut, si l'on ne dispose pas de valeurs spécifiques au pays ou à la région pour toutes les catégories de prairies. Les valeurs spécifiques au pays sur le transfert de carbone d'arbres et d'herbes vivants récoltés aux résidus de récoltes, sur les taux de décomposition (lorsqu'on a choisi la méthode de gains-pertes) ou les variations nettes des pools de MOM (pour la méthode de différence des stocks) pourront être tirées de facteurs d'expansion spécifiques au pays prenant en compte le type de prairies, le taux d'utilisation de la biomasse, les pratiques de récoltes et la quantité de végétation endommagée lors des récoltes. Pour les régimes de perturbations, les valeurs spécifiques au pays devront être tirées de recherches scientifiques.

Niveau 3

Au niveau 3, les pays devront se doter de méthodologies et de facteurs d'émissions propres pour estimer les variations de la MOM. Ces méthodologies pourront être tirées des méthodes décrites plus haut, ou se baser sur d'autres approches, mais la méthode choisie devra toujours être documentée précisément.

Pour estimer le carbone de la MOM à un niveau désagrégé national, on devra employer un inventaire national des prairies, des modèles nationaux, ou un programme d'inventaire des gaz à effet de serre spécifique, avec des échantillonnages périodiques conformes aux principes présentés à l'annexe 3A.3 du chapitre 3. Les données des inventaires pourront être associées à des études de modélisation qui capturent la dynamique de tous les pools de carbone des prairies.

Au niveau 3, les méthodes permettent d'obtenir des estimations plus certaines qu'aux niveaux moins élevés, et la corrélation entre les pools de carbone individuels est plus grande. Certains pays ont élaboré des matrices de perturbations (voir le tableau 2.1 au chapitre 2) permettant de réattribuer le carbone de différents pools pour toutes les perturbations. Parmi les autres paramètres importants pour les modèles de budget de carbone de la MOM, on a les taux de décomposition, qui peuvent varier en fonction du type de bois et des conditions microclimatiques, et les procédures de préparation du site (par exemple, le brûlage contrôlé diffus ou le brûlage de javelles).

6.2.2.3 CHOIX DES DONNEES SUR LES ACTIVITES

Les données sur les activités comprennent les superficies des *prairies restant prairies* résumées par grands types de prairies, de pratiques de gestion et de régimes de perturbations. La superficie totale des prairies devra correspondre à celle des autres sections du présent chapitre, notamment la section sur la biomasse des *prairies restant prairies*. Si l'on dispose également de données nationales sur les sols et les climats, d'inventaires sur la végétation et d'autres données géophysiques, l'évaluation des variations des stocks de carbone de la matière organique morte sera grandement facilitée. Les estimations des superficies sont obtenues à l'aide des méthodes décrites au chapitre 3.

6.2.2.4 ÉTAPES DE CALCUL AUX NIVEAUX 1 ET 2

Les étapes suivantes résument l'estimation des variations des stocks de carbone de la MOM :

Niveau 1

Une fois qu'on a pris la décision d'établir les rapports à l'aide d'une approche de niveau 1 pour cette catégorie, il n'y aura plus rien à faire puisqu'on suppose que l'écosystème est à l'équilibre et on ne s'attend à aucune variation des stocks de carbone de la litière ou du bois mort.

Niveau 2 (méthode gains-pertes) – équation 2.18 au chapitre 2

Tous les pools de MOM (bois mort et litière) doivent être traités séparément, mais la méthode est la même.

Étape 1 : Déterminer les catégories de prairies à utiliser pour l'évaluation, et les superficies représentatives.

Étape 2 : Déterminer les taux d'entrées et de sorties des pools de litière et de bois mort. Identifier les valeurs des entrées et sorties moyennes du bois mort et de la litière pour chaque catégorie, à l'aide d'inventaires ou d'études scientifiques. Il n'existe aucun facteur par défaut pour les entrées et sorties de ces pools : les pays devront donc utiliser des données disponibles localement. Calculer les variations nettes des pools de MOM en soustrayant les sorties des entrées. Une valeur négative indiquera une diminution nette du stock.

Étape 3 : Calculer les variations nettes des pools de MOM de chaque catégorie en soustrayant les sorties des entrées. Convertir les variations nettes des stocks de biomasse de la MOM en stocks de carbone pour chaque catégorie en multipliant la fraction de carbone. La fraction de carbone par défaut est de 0,50 tonne C (tonne m.s.)⁻¹ pour le bois mort et 0,40 tonne C (tonne m.s.)⁻¹ pour la litière. À l'approche de niveau 2, il faudra disposer de facteurs de taux de variation des stocks spécifiques au pays ou à l'écosystème.

Étape 4 : Déterminer les variations totales des pools de carbone de la MOM à chaque catégorie en multipliant la superficie représentative de chaque catégorie par les variations nettes des stocks de carbone de la MOM de la catégorie en question.

Étape 5 : Déterminer les variations totales des stocks de carbone de la MOM en additionnant les variations totales de la MOM de toutes les catégories.

Niveau 2 (méthode de différence des stocks) – équation 2.19 au chapitre 2

Les pools de MOM doivent être traités séparément, mais la méthode est la même pour tous les pools.

Étape 1 : Déterminer les catégories de prairies à utiliser pour l'évaluation, et les superficies représentatives.

Étape 2 : Déterminer les variations nettes des stocks de MOM pour chaque catégorie. En utilisant les données d'inventaires, identifier l'intervalle temporel de l'inventaire, le stock moyen de MOM lors de l'inventaire initial (t_1), et le stock moyen de MOM lors de l'inventaire final (t_2). Utiliser ces chiffres pour calculer les variations annuelles nettes des stocks de MOM en soustrayant le stock de MOM au point temporel t_1 du stock de MOM au point temporel t_2 et en divisant cette différence par l'intervalle de temps (équation 2.19). Une valeur négative indiquera une diminution du stock de MOM.

Étape 3 : Déterminer les variations nettes des stocks de carbone de la MOM pour chaque catégorie. Déterminer les variations nettes des stocks de carbone de la MOM en multipliant les variations nettes des stocks de MOM de chaque catégorie par la fraction de carbone de la MOM. À l'approche de niveau 2, il faudra disposer de facteurs d'expansion spécifiques au pays ou à l'écosystème.

Étapes 4 et 5 : Même chose que pour la méthode gains-pertes.

6.2.2.5 ÉVALUATION DES INCERTITUDES

La présente section évoque les incertitudes par source relatives aux estimations de la MOM des *prairies restant prairies*. Les inventaires du C sont soumis à deux sources d'incertitudes : 1) les incertitudes relatives aux affectations et à la gestion des terres et aux données sur l'environnement ; 2) les incertitudes relatives aux augmentations et aux pertes de carbone, aux stocks de carbone et aux termes des facteurs d'expansion pour les facteurs de changements/d'émissions des stocks aux approches de niveau 2, aux erreurs relatives à la structure du modèle/paramètres des approches basées sur des modèles, au niveau 3, ou aux erreurs de mesures/ à la variabilité de l'échantillonnage associées aux inventaires basés sur des mesures au niveau 3. En général, plus on a d'échantillons pour estimer les valeurs de chaque catégorie, plus la précision des inventaires augmente et plus les plages d'incertitude diminuent ; pour réduire les biais (c'est-à-dire améliorer l'exactitude), il sera préférable d'élaborer des inventaires de niveaux plus élevés incorporant des informations spécifiques au pays. Il faudra effectuer des estimations d'erreurs (soit, déviations, erreurs ou plages types) pour tous les termes définis par le pays et utilisés pour l'évaluation de base des incertitudes.

Les compilateurs d'inventaires devront étudier les incertitudes relatives aux données sur l'affectation et la gestion des terres, puis les combiner avec les incertitudes relatives aux facteurs par défaut et aux stocks de C de référence, à l'aide d'une méthode appropriée, comme par exemple des équations simples de propagation d'erreur. Pour les méthodes de niveau 2, on incorpore des informations spécifiques au pays dans l'analyse de l'inventaire, afin de réduire le biais. Selon les *bonnes pratiques*, on évaluera les dépendances existant parmi les facteurs, les stocks de C de référence ou les données d'activités sur l'affectation et la gestion des terres. Il est notamment commun d'observer de fortes dépendances au niveau des données sur les activités relatives à l'affectation et la gestion des terres, parce que les pratiques de gestion ont tendance à être corrélées dans le temps et l'espace. On pourra combiner les incertitudes des variations des stocks/facteurs d'émissions, stocks de C de référence et données sur les activités en employant des méthodes simples comme des équations de propagation d'erreur ou des procédures Monte-Carlo permettant d'estimer les moyennes et les déviations types des variations des stocks de C des MOM (Ogle *et al.*, 2003 ; Vanden Bygaert *et al.*, 2004).

Les modèles de niveau 3 sont plus complexes et une simple équation de propagation d'erreur pourra s'avérer inefficace lors de la quantification des incertitudes associées dans les estimations obtenues. On pourra employer des analyses Monte Carlo (Smith et Heath, 2001), mais celles-ci pourront s'avérer difficiles à mettre en place si le modèle comprend de nombreux paramètres (certains modèles peuvent présenter plusieurs centaines de paramètres), parce que les fonctions de distribution de probabilité communes devront être construites en quantifiant la variance en plus de la covariance des paramètres. D'autres méthodes sont également possibles, comme des approches empiriques (Monte *et al.*, 1996), qui utilisent des mesures prises sur un réseau de surveillance afin d'évaluer statistiquement la relation entre les résultats mesurés et obtenus par modèle (Falloon et Smith, 2003). À l'inverse des modèles, les incertitudes des inventaires de niveau 3 basés sur des mesures peuvent être déterminées à partir de la variance de l'échantillon, de l'erreur de mesure et d'autres sources pertinentes d'incertitude.

Incertitudes des facteurs d'émissions/absorptions

Au niveau 1, aucune analyse des incertitudes n'est nécessaire car l'hypothèse par défaut est que les stocks de carbone de la MOM ne changent pas. Pour les estimations de niveaux 2 et 3, il faudra utiliser des valeurs spécifiques au pays ou à la région. Ces stocks de C de référence et facteurs de variations des stocks peuvent présenter des taux d'incertitude naturellement élevés, notamment des biais, lorsqu'on les applique à certains pays. Les valeurs par défaut sont des valeurs moyennées correspondant aux impacts de l'affectation et de la gestion des terres ou des stocks de C de référence qui peuvent différer des valeurs spécifiques aux sites. Selon les *bonnes pratiques*, on déterminera les incertitudes des facteurs par défaut de la litière et du bois mort.

Incertitudes des données sur les activités

Les données sur les activités et les estimations des incertitudes devront être obtenues à l'aide des méthodes du chapitre 3. Si des statistiques agrégées sur les superficies d'affectations des terres (par exemple celles de la FAO) sont utilisées, l'agence chargée de l'inventaire pourra devoir utiliser un niveau d'incertitude par défaut pour les estimations des superficies de terres ($\pm 50\%$). Conformément aux *bonnes pratiques*, le compilateur d'inventaire devra toutefois dériver les incertitudes à partir de données sur les activités spécifiques au pays plutôt qu'employer un niveau par défaut. Aux niveaux 2 et 3, l'utilisation de données sur les activités de résolution plus fine (comme des estimations des superficies de différentes régions climatiques ou systèmes de gestion des prairies dans le pays) permettra d'obtenir des niveaux d'incertitude plus faibles si tous les paramètres des pertes/de l'accumulation du carbone nécessaires sont stratifiés correctement. Pour améliorer le taux d'incertitude relatif aux statistiques sur les affectations des terres, on pourra chercher à adopter un meilleur système national, en élaborant par exemple une enquête de terrain incluant des emplacements nouveaux et/ou incorporant des données télédéteectées, ou en développant les enquêtes existantes, afin d'avoir une couverture plus vaste. Les *bonnes pratiques* exigent que l'on élabore un plan de classification qui capture la plupart des activités

d'affectation et de gestion des terres à l'aide d'échantillons de taille suffisamment grande pour réduire au maximum l'incertitude au niveau national.

6.2.3 Carbone des sols

La présente section traite des impacts de la gestion des prairies sur les stocks de C organique des sols, principalement par l'influence des entrées de C dans le sol, et donc le stockage de C, en affectant la production primaire nette, la régénération des racines et l'allocation du C entre le système racinaire et le système foliacé. Les stocks de C des sols des prairies sont influencés par le feu, l'intensité du pacage, la gestion des engrais, le chaulage, l'irrigation et l'ensemencement renouvelé utilisant des espèces herbacées plus ou moins productives et les gazons mélangés à des légumineuses fixatrices d'azote (Conant *et al.*, 2001 ; Follett *et al.*, 2001 ; Ogle *et al.*, 2004). En outre, le drainage des sols organiques des prairies entraîne une réduction du C organique des sols (Armentano et Menges, 1986).

La section 2.3.3 du chapitre 2 fournit des informations générales et des recommandations sur l'estimation des variations des stocks de C des sols (avec des équations) : elle est à lire avant d'étudier les recommandations spécifiques aux stocks de C des sols des prairies. Les variations totales des stocks de C des sols des prairies sont estimées à l'aide de l'équation 2.24 du chapitre 2, qui combine les variations des stocks de C organique des sols pour les sols minéraux et organiques, et les variations des stocks des pools de C inorganique des sols (niveau 3). La présente section fournit des recommandations spécifiques pour l'estimation des stocks de C organique des sols. La section 2.3.3.1 propose une discussion générale du C inorganique des sols, en conséquence aucune information supplémentaire n'est fournie ici.

Pour comptabiliser les variations des stocks de C des sols associées aux *prairies restant prairies*, les pays devront disposer au minimum d'estimations de la superficie de prairies au début et à la fin de la période d'inventaire. Si les données sur les affectations et la gestion des terres sont limitées, on pourra utiliser comme point de départ des données agrégées, comme les statistiques de la FAO sur les prairies, et demander l'opinion d'experts sur la distribution approximative des systèmes de gestion des terres (par exemple prairies/systèmes de pacage dégradés, nominaux et améliorés). Les types de gestion des prairies sont stratifiées en fonction des régions climatiques et des principaux types de sols, en utilisant des classifications par défaut ou spécifiques au pays. Pour ce faire, on pourra superposer les affectations des terres sur des cartes des sols et des climats.

6.2.3.1 CHOIX DE LA METHODE

Les inventaires pourront être élaborés suivant des approches de niveau 1, 2 ou 3, chaque niveau requérant successivement plus de précisions et de ressources que le précédent. Certains pays emploieront différents niveaux pour préparer leurs estimations des diverses sous-catégories de C des sols (soit, variations des stocks de C organique des sols dans les sols minéraux et organiques, et variations des stocks associées aux pools de C inorganique des sols). La section 2.3.3.1 du chapitre 2 propose des diagrammes décisionnels pour les sols minéraux (figure 2.4) et les sols organiques (figure 2.5) afin d'aider les compilateurs d'inventaires à sélectionner le niveau approprié pour l'inventaire du C des sols de leur pays.

Sols minéraux

Niveau 1

Pour les sols minéraux, la méthode d'estimation se base sur les variations des stocks de C des sols sur une période de temps déterminée, suite à des changements de gestion qui influencent le stockage de C organique des sols. Après une période de transition finie, on peut estimer que le stock a atteint un état stable. On emploie l'équation 2.25 (chapitre 2) pour estimer les variations des stocks de C organique des sols minéraux en soustrayant le stock de C de la dernière année de la période d'inventaire (COS_0) du stock de C du début de la période d'inventaire ($COS_{(0-T)}$) et en le divisant par la dépendance temporelle des facteurs de variation des stocks (D). À noter que les superficies de roches exposées dans les prairies ne sont pas incluses dans le calcul des stocks de C des sols (hypothèse d'un stock nul). En pratique, il faudra obtenir les données spécifiques au pays sur les activités de gestion des prairies et les classer par systèmes de gestion des terres appropriés, puis les stratifier en fonction des régions climatiques et des types de sols du GIEC (voir chapitre 3). Les stocks de C organique des sols (COS) sont estimés pour toutes les périodes étudiées par l'inventaire à l'aide des stocks de carbone de référence par défaut (COS_{ref}) et des facteurs de variation des stocks par défaut (F_{ALT} , $F_{Gestion}$, F_E).

Niveau 2

La méthode de niveau 2 pour les sols minéraux emploie également l'équation 2.25 (chapitre 2), mais développe l'inventaire en y incorporant des informations spécifiques au pays permettant de mieux spécifier les facteurs de variation des stocks, les stocks de C de référence, les régions climatiques, les types de sols et/ou le système de classification de la gestion des terres.

Niveau 3

Les approches de niveau 3 n'utilisent pas de facteurs de variation des stocks en soi, mais préfèrent plutôt des modèles dynamiques et/ou des mesures d'inventaire du C des sols précises, comme bases d'estimation des variations des stocks annuelles.

Les estimations des variations des stocks employant des approches basées sur des modèles sont calculées à l'aide d'équations couplées qui estiment les variations nettes du C des sols. Divers modèles existent pour simuler les dynamiques du carbone des sols (voir par exemple les études de McGill *et al.*, 1996 ; Smith *et al.*, 1997). Pour sélectionner un modèle approprié, les critères clés comprennent ses capacités à représenter toutes les pratiques de gestion/systèmes pertinents aux prairies, le fait que les entrées du modèle (soit, les variables de base) soient compatibles avec les données d'entrées nationales disponibles, et que le modèle représente correctement les variations des stocks quand on le compare à des données expérimentales.

On pourra également élaborer une approche de niveau 3 en employant une approche basée sur des mesures pour laquelle on utilisera les échantillons périodiques d'un réseau de surveillance permettant d'estimer les variations des stocks du C organique des sols. Contrairement à un réseau associé à une validation par modèles, il faudra alors disposer d'une densité de sites référents beaucoup plus élevée, afin de représenter correctement les combinaisons de systèmes d'affectations et de gestion des terres, les climats et les types de sols. La section 2.3.3.1 du chapitre 2 propose des recommandations supplémentaires.

Sols organiques**Niveau 1**

L'équation 2.26 (chapitre 2) permet d'estimer les variations des stocks de C des prairies gérées sur des sols organiques (par exemple, dérivés de la tourbe, ou histosols). La méthodologie requiert alors de stratifier les sols organiques cultivés par régions climatiques et d'assigner un taux d'émissions annuelles spécifique au climat. Les superficies de terres sont ensuite multipliées par le facteur d'émissions puis additionnées afin d'estimer les émissions annuelles de C. Les prairies naturelles pouvant être utilisées pour le pacage saisonnier mais n'ayant pas été drainées artificiellement doivent être exclues de cette catégorie.

Niveau 2

L'approche de niveau 2 utilise également l'équation 2.26 (chapitre 2), mais des informations spécifiques au pays sont incorporées afin de mieux spécifier les facteurs d'émissions, les régions climatiques et/ou le système de classification de la gestion des terres.

Niveau 3

Les approches de niveau 3 pour les sols organiques emploient des modèles dynamiques et/ou des réseaux de mesures, comme pour les sols minéraux (voir ci-dessus).

6.2.3.2 CHOIX DES FACTEURS D'ÉMISSIONS ET DE VARIATIONS DES STOCKS

Sols minéraux**Niveau 1**

Les facteurs de variation des stocks par défaut pour l'affectation des terres (F_{AFT}), les entrées (F_E) et la gestion ($F_{Gestion}$) à la méthode de niveau 1 se trouvent au tableau 6.2. La méthode et les études utilisées pour dériver les facteurs de variation des stocks par défaut sont fournies à l'annexe 6A.1. La dépendance temporelle (D) est de 20 ans pour les facteurs de variation des stocks par défaut pour les prairies. Les facteurs représentent l'influence de la gestion à une profondeur de 30 cm. Le tableau 2.3, au chapitre 2, présente les stocks de C des sols de référence par défaut. Les estimations des stocks de référence concernent les 30 cm supérieurs du profil du sol, et doivent correspondre à l'accroissement de la profondeur pour les facteurs de variation des stocks par défaut.

Niveau 2

Pour améliorer un inventaire pouvant être élaboré à l'aide d'une approche de niveau 2, l'estimation des facteurs de variation des stocks spécifiques au pays représente une étape importante. Pour dériver les facteurs d'entrées (F_E) et de gestion ($F_{Gestion}$), on compare les données par expériences avec des prairies gérées nominalement à entrées moyennes, respectivement, car ces pratiques sont considérées comme nominales dans la classification des pratiques de gestion du GIEC par défaut (voir *Choix des données sur les activités*). Selon les *bonnes pratiques*, on dérivera des valeurs permettant d'obtenir une classification plus fine de la gestion, du climat et des types de sols si l'on a rencontré des différences importantes de facteurs de variation des stocks des catégories plus désagrégées en faisant une analyse empirique. Pour une approche de niveau 2, les stocks de C de référence peuvent également être tirés des données spécifiques au pays. La section 2.3.3.1 du chapitre 2 propose des recommandations supplémentaires.

Niveau 3

Il est peu probable qu'on puisse estimer des facteurs de variation des stocks en soi constants, mais plutôt des taux variables qui captureront plus exactement les effets des affectations et de la gestion des terres. Lire à la section 2.3.3.1 (chapitre 2) une discussion plus élaborée du sujet.

Facteur	Niveau	Régime climatique	Valeur par défaut	Erreur^{1,2}	Définition
Affectation des terres (F _{Aff})	Tous	Tous	1,0	SO	Un facteur d'affectation des terres de 1 est attribué à toutes les prairies permanentes
Gestion (F _{Gestion})	Géré nominale (non dégradé)	Tous	1,0	SO	Représente des prairies non dégradées et gérées durablement, mais sans améliorations de gestion significatives.
Gestion (F _{Gestion})	Prairies moyennement dégradées	Tempéré/boréal	0,95	± 13 %	Représente des prairies à surpâturage ou moyennement dégradées, avec une certaine perte de productivité (par rapport à des prairies naturelles ou à gestion nominale) et ne recevant pas d'apports de gestion.
		Tropical	0,97	± 11 %	
		Tropical montagnard ³	0,96	± 40 %	
Gestion (F _{Gestion})	Fortement dégradées	Tous	0,7	± 40 %	Indique une perte de productivité importante et de couverture végétale à long terme, en raison des dégradations mécaniques importantes de la végétation et/ou une forte érosion des sols.
Gestion (F _{Gestion})	Prairies améliorées	Tempéré/boréal	1,14	± 11 %	Représente des prairies gérées durablement, subissant une pression moyenne par les pâturages et recevant au moins un type d'amélioration (fertilisation, amélioration des espèces, irrigation, etc.).
		Tropical	1,17	± 9 %	
		Tropical montagnard ³	1,16	± 40 %	
Entrées (appliqué seulement sur des prairies améliorées) (F _E)	Nominal	Tous	1,0	SO	S'applique à des prairies améliorées sans apports supplémentaires de gestion.
Entrées (appliqué seulement sur des prairies améliorées) (F _E)	Élevé	Tous	1,11	± 7%	S'applique à des prairies améliorées où un ou plusieurs apports supplémentaires de gestion/améliorations ont été utilisés (en plus de ce qui est requis pour la classification dans les prairies améliorées).

¹ ± deux écarts types, exprimés en tant que pourcentage de la moyenne ; dans le cas d'études insuffisantes pour une analyse statistique, on a utilisé une valeur par défaut, calculée à partir d'un jugement d'expert, de ± 40 pour cent. S/O signifie « sans objet », lorsque les valeurs des facteurs sont des valeurs de référence définies ou des pratiques nominales pour les classes d'entrées ou de gestion.

² Cette plage d'erreur n'inclut pas les erreurs systématiques potentielles dues à de petits échantillons qui peuvent ne pas être représentatifs de l'impact réel pour toutes les régions du monde.

³ Il n'existe pas assez d'études à ce jour pour estimer les facteurs de variation des stocks des sols minéraux des régions de climat montagnard tropical. Les variations des stocks moyennes approximatives entre les régions tempérées et tropicales ont été utilisées pour obtenir une valeur approximative des variations pour le climat montagnard tropical.

Note : Voir à l'annexe 6A.1 une estimation des facteurs de variation des stocks par défaut pour les émissions/absorptions du C des sols minéraux des prairies.

Sols organiques**Niveau 1**

Au niveau 1, les facteurs d'émissions par défaut qui sont fournis au tableau 6.3 permettent d'estimer les pertes de C associées au drainage des sols organiques.

Niveau 2

À l'approche de niveau 2, les facteurs d'émissions sont tirés de données expérimentales spécifiques au pays. Selon les *bonnes pratiques*, les facteurs d'émissions seront dérivés pour des catégories de gestion des terres

spécifiques des prairies sur des sols organiques et/ou pour une classification plus fine des régions climatiques, si les nouvelles catégories peuvent capturer les différences les plus importantes en matière de taux de pertes de C. La section 2.3.3.1 du chapitre 2 propose des recommandations supplémentaires.

Niveau 3

Il est peu probable qu'on puisse estimer des facteurs de taux d'émissions en soi constants, mais plutôt des taux variables qui captureront plus exactement les effets des affectations et de la gestion des terres. Lire à la section 2.3.3.1 (chapitre 2) une discussion plus élaborée du sujet.

Régime climatique de températures	Valeur par défaut GIEC (tonnes C ha ⁻¹ an ⁻¹)	Erreur ¹
Boréal/Froid tempéré	0,25	± 90 %
Chaud tempéré	2,5	± 90 %
Tropical/Subtropical	5,0	± 90 %

¹ Représente une estimation d'erreur nominale, équivalente à deux fois l'écart type, en tant que pourcentage de la moyenne. Ces valeurs représentent un quart des pertes sur des terres cultivées drainées (voir tableau 5.6 au chapitre 5), c'est-à-dire les pertes de C de prairies gérées, approximativement, par rapport aux terres cultivées, suivant les données présentées par Armentano et Menges (1986). Ces valeurs présentent un degré d'incertitude, montré dans la colonne « erreur ».

6.2.3.3 CHOIX DES DONNÉES SUR LES ACTIVITÉS

Sols minéraux

Niveau 1

Les systèmes de prairies sont classés par pratiques en fonction de leurs influences sur le stockage de C des sols. En général, on donne un statut plus élevé, à entrées moyennes ou élevées (en fonction du niveau d'amélioration) aux pratiques connues pour augmenter les entrées de C dans le sol et donc les stocks de C organique des sols, comme l'irrigation, l'apport d'engrais, le chaulage, les amendements organiques et les variétés d'herbes plus productives. On donne un statut réduit aux pratiques connues pour faire diminuer les entrées de C et le stockage de C organique des sols, comme le pacage intensif de long terme, par rapport aux pâturages ensemencés gérés nominalement ou aux prairies naturelles ni améliorées ni dégradées. On utilise ces pratiques pour catégoriser les systèmes de gestion puis estimer les variations des stocks de C organique des sols. La figure 6.1 propose un système de classification qui forme la base d'un inventaire de niveau 1. Les compilateurs d'inventaires devront utiliser cette classification pour catégoriser les systèmes de gestion d'une manière qui sera cohérente avec les facteurs de variation des stocks par défaut de niveau 1. Aux approches de niveaux 2 et 3, la classification peut encore être développée.

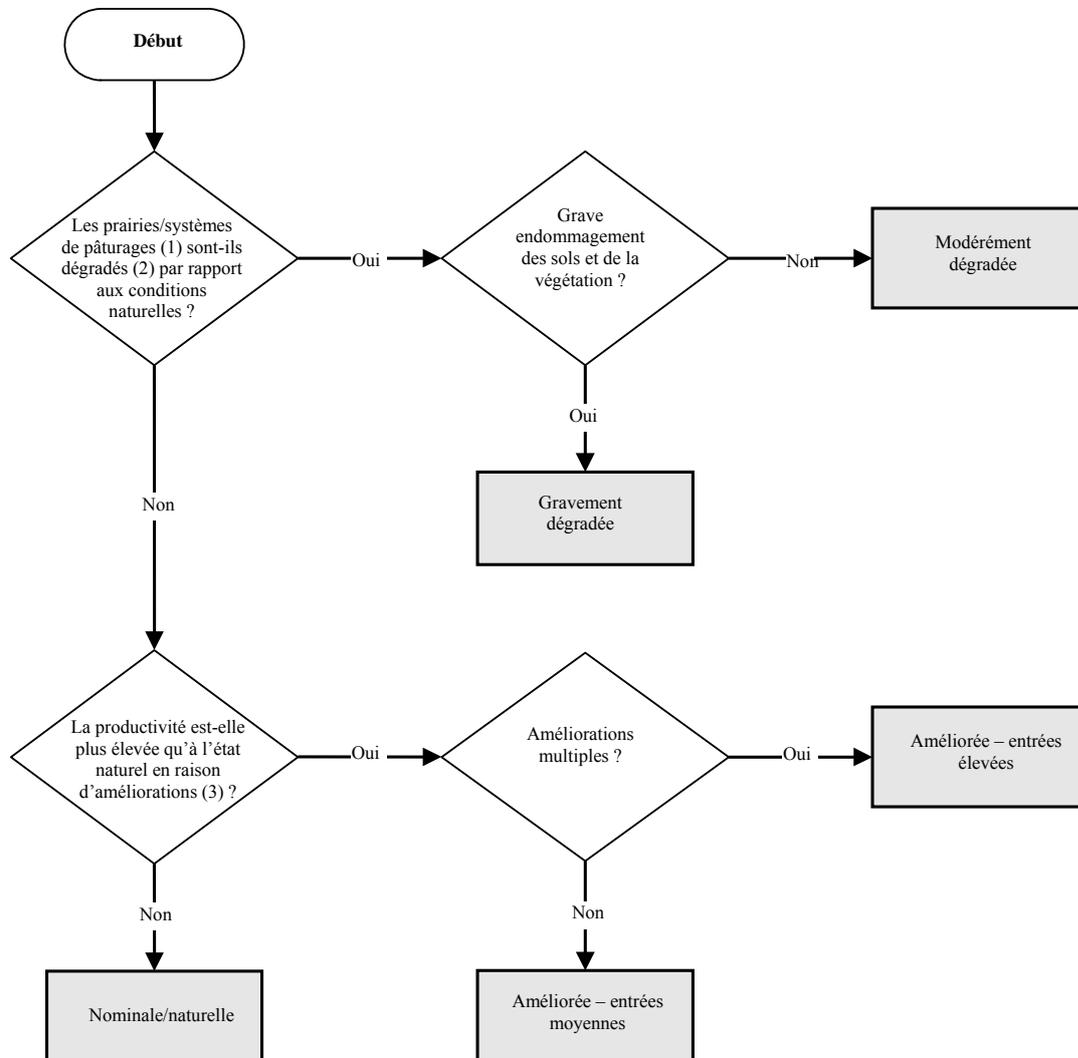
Les principaux types d'activités d'affectation des terres incluent : i) statistiques agrégées (approche 1), ii) données présentant des informations explicites sur les conversions d'affectation des terres mais sans géoréférencement spécifique (approche 2), ou iii) données présentant des informations explicites sur les conversions d'affectation des terres avec géoréférencement explicite (approche 3), comme des inventaires précis sur les affectations et la gestion des terres formant un échantillon statistique de la superficie de terres du pays (voir au chapitre 3 la description des approches). Au minimum, des statistiques mondialement disponibles sur les affectations des terres, comme les bases de données de la FAO (http://www.fao.org/waicent/portal/glossary_en.asp), fournissent des compilations annuelles des superficies des terres totales par principaux types d'affectation des terres. Les bases de données de la FAO sont un exemple de données agrégées (approche 1).

Les données sur les activités de gestion s'ajoutent aux données sur les affectations des terres, et fournissent des informations permettant de classer les systèmes de gestion, par exemple les taux de stockage, l'utilisation d'engrais, l'irrigation, etc. Ces données peuvent également être des statistiques agrégées (approche 1) ou fournir des informations sur des changements explicites de gestion (approches 2 ou 3). Selon les *bonnes pratiques*, on attribuera si possible aux superficies de prairies des activités de gestion générales appropriées (soit, dégradées, naturelles ou améliorées) ou spécifiques (par exemple engrais, ou intensité de pacage). Des cartes de la dégradation du sol peuvent représenter une source utile d'information pour la stratification des prairies en fonction de la gestion (par exemple, Conant et Paustian, 2002 ; McKeon *et al.*, 2004). Les opinions d'experts seront également une source d'informations relatives aux pratiques de gestion. Conformément aux *bonnes*

pratiques, on fera appel aux connaissances des experts en suivant les méthodes présentées dans le chapitre 2 du volume 1 (annexe 2A.1, *Protocole de sollicitation de l'opinion d'experts*).

Les inventaires nationaux des ressources et des affectations des terres, basés sur des enquêtes répétées sur les mêmes sites, fournissent les données sur les activités des approches 2 et 3, et présentent des avantages par rapport aux données agrégées sur l'affectation des prairies (approche 1). Les données de la série temporelle peuvent être plus facilement associées à un système de gestion des prairies particulier et le type de sol associé à l'emplacement en question peut être déterminé par échantillonnage ou en référant l'emplacement sur une carte des sols convenable. Les points d'inventaires sélectionnés en fonction d'une conception statistique appropriée permettent aussi d'estimer la variabilité associée aux données sur les activités, estimation pouvant ensuite être utilisée lors de l'analyse formelle des incertitudes. Le *National Resource Inventory*, aux États-Unis, est un exemple d'enquête d'approche 3 (Nusser et Goebel, 1997).

Figure 6.1 Classification des systèmes de prairies/pâturages. Pour classer les systèmes de gestion des prairies, l' compilateur d'inventaire doit commencer par le haut et descendre les cases en répondant aux questions (en changeant de branche si la réponse est oui), jusqu'à l'arrivée à la fin du diagramme. La présente classification correspond aux facteurs de variation des stocks par défaut du tableau 6.2.



Note :

- (1) Inclut les pâturages continus, les prairies de fauche et les parcours.
- (2) La dégradation signifie les entrées de C dans le sol par rapport aux conditions naturelles, et peut être entraînée par un pacage lourd sur le long terme ou la plantation de plantes moins productives par rapport à la végétation naturelle.
- (3) La productivité signifie explicitement les entrées de C dans le sol (l'améliorations de gestion qui augmentent les entrées, c'est-à-dire l'apport d'engrais, les amendements organiques, l'irrigation, la plantation de variétés plus productives, le chaulage et l'ensemencement de légumineuses).

Pour stratifier les superficies par climats et types de sols, des informations supplémentaires devront être incluses dans les données sur les activités du pays. Si ces informations n'existent pas déjà, on pourra en premier lieu superposer les cartes des affectations des terres/de la couverture terrestre dont on dispose (au niveau national ou tirées d'ensembles de données mondiales comme l'IGBP_DIS) avec des cartes des sols d'origine nationale ou mondiale, comme la Carte mondiale des sols de la FAO et les données climatiques du Programme des Nations Unies pour l'Environnement. L'annexe 3A.5 du chapitre 3 fournit une description détaillée des méthodes de classification des climats et des sols par défaut. La classification des sols se base sur une description taxonomique des sols et sur des données texturales ; les régions climatiques sont classées en fonction des températures annuelles moyennes et des précipitations, de l'élévation, de l'occurrence du gel et de l'évapotranspiration potentielle.

Niveau 2

Pour les approches de niveau 2, il faudra probablement disposer de stratifications plus précises des systèmes de gestion qu'au niveau 1, si les données nécessaires sont disponibles. Celles-ci pourront inclure des subdivisions plus poussées des systèmes de prairies (soit modérément dégradées, très dégradées, nominales et améliorées) et des classes d'entrées (entrées moyennes et élevées). Selon les *bonnes pratiques*, on subdivisera plus avant les classifications par défaut en fonction de données empiriques démontrant qu'il existe des différences importantes de stockage du C organique des sols parmi les catégories proposées. En outre, les approches de niveau 2 pourront stratifier les régions climatiques et les types de sols de manière plus fine.

Niveau 3

Au niveau 3, pour appliquer des modèles dynamiques et/ou effectuer un inventaire direct basé sur des mesures, les pays devront disposer de données aussi précises, voire plus précises qu'aux niveaux 1 et 2 sur les combinaisons de climats, de sols, de topographie et de gestion ; toutefois les besoins exacts dépendront du modèle ou du plan de mesures.

Sols organiques

Niveau 1

Contrairement à la méthode adaptée aux sols minéraux, les prairies sur des sols organiques ne sont pas classifiées par systèmes de gestion car on suppose que le drainage stimule l'oxydation de la matière organique à un taux à peu près similaire après une exposition à des conditions anaérobies, quel que soit le système de gestion. Toutefois, pour appliquer la méthode décrite à la section 2.3.3.1 du chapitre 2, il faut tout de même stratifier les prairies par régions climatiques et types de sols (voir à l'annexe 3A0.5 du chapitre 3 des recommandations sur les classifications des climats et des sols).

Pour calculer les estimations des superficies, on pourra utiliser des bases de données et des approches similaires à celles décrites pour les *sols minéraux* au niveau 1. Les superficies de terres de sols organiques et gérées pour en faire des prairies pourront être déterminées en superposant des cartes des affectations des terres à des cartes des sols et des climats. On pourra utiliser des données spécifiques au pays sur les projets de drainage combinées à des enquêtes et des cartes des sols pour obtenir des estimations plus fines des superficies pertinentes de prairies gérées sur des sols organiques.

Niveau 2

Pour les approches de niveau 2, il faudra probablement disposer de stratifications plus précises des systèmes de gestion, si les données nécessaires sont disponibles. Celles-ci pourront par exemple inclure une division des prairies par classes de drainage. En outre, les approches de niveau 2 pourront stratifier les régions climatiques de manière plus fine.

Niveau 3

Les approches de niveau 3 nécessiteront probablement des données plus précises qu'aux niveaux 1 et 2 sur les climats, les sols, la topographie et la gestion ; toutefois les besoins exacts dépendront du modèle ou du plan de mesures.

6.2.3.4 ÉTAPES DE CALCUL DE NIVEAU 1

Sols minéraux

Les étapes d'estimation de COS_0 et $COS_{(0-T)}$ et des variations nettes des stocks de C des sols des *prairies restant prairies* sont les suivantes :

Étape 1 : Organiser les données par périodes d'inventaires en fonction des années pour lesquelles des données sur les activités ont été rassemblées (par exemple 1990 et 1995, 1995 et 2000, etc.)

Étape 2 : Déterminer l'affectation et la gestion des terres par types de sols minéraux et régions climatiques pour les terres au début de la période d'inventaire, qui peut varier en fonction de l'intervalle des données d'activités (0-T ; par exemple il y a 5, 10 ou 20 ans).

Étape 3 : Sélectionner les valeurs des stocks de C de référence (COS_{REF}), en fonction du climat et du type de sols tirés du tableau 2.3, pour toutes les superficies de terres inventoriées. Pour veiller à ne pas calculer des variations erronées des stocks de C à cause des différences entre les valeurs des stocks de référence des différents secteurs, on utilisera des stocks de C de référence identiques pour toutes les catégories d'affectation des terres.

Étape 4 : Sélectionner le facteur d'affectation des terres (F_{AFT}), le facteur de gestion ($F_{Gestion}$) et des niveaux d'entrées de C ($F_{Entrées}$) représentant le système d'affectation et de gestion des terres existant au début de la période d'inventaire. Les valeurs de F_{Aft} , $F_{Gestion}$ et F_E se trouvent au tableau 6.2.

Étape 5 : Multiplier ces valeurs par le stock de C des sols de référence pour estimer le stock de C organique des sols « initial » ($COS_{(0-T)}$) pour la période d'inventaire.

Étape 6 : Estimer COS_0 en répétant les étapes 1 à 4 à l'aide des mêmes stocks de C indigènes de référence (COS_{REF}), mais avec des facteurs d'affectation et de gestion des terres et d'entrées qui permettent de représenter les conditions de la dernière année d'inventaire (an 0).

Étape 7 : Estimer les variations annuelles moyennes des stocks de C des sols pour la superficie pendant la période d'inventaire, ($\Delta C_{CC_{Minéraux}}$).

Étape 8 : Répéter les étapes 1 à 6 s'il y a des périodes d'inventaire supplémentaires (par exemple 1995 à 2000, 2001 à 2005, etc.).

Un exemple de calcul des variations des stocks de C organique des sols de prairies est donné ci-après. Il utilise l'équation 2.25 (chapitre 2), les facteurs de variation des stocks par défaut et des stocks de C de référence.

Exemple : L'exemple suivant présente le calcul des variations des stocks de carbone de sols de prairies de superficies agrégées, à une profondeur de 30 cm. Dans un climat humide tropical sur des ultisols, il y a 1Mha de prairies permanentes. Les stocks de carbone naturel de référence ($COS_{R\acute{e}f}$) pour le type de climat/sols sont 47 tonnes C ha⁻¹. Au début de la période de calcul de l'inventaire (1990 dans cet exemple), la distribution des systèmes de prairies était la suivante : 500 000 ha de prairies naturelles non gérées, 400 000 ha de terres à pâturages non améliorées, moyennement dégradées et 100 000 ha de prairies très dégradées. Les stocks de carbone des sols initiaux sont donc pour la superficie : 500 000 ha • (47 tonnes C ha⁻¹ • 1 • 1 • 1) + 400 000 ha • (47 tonnes C ha⁻¹ • 1 • 0,97 • 1) + 100 000 • (47 tonnes C ha⁻¹ • 1 • 0,7 • 1) = 45 026 000 tonnes C. Pour la dernière année de la période d'inventaire (2010 dans cet exemple, on a : 300 000 ha de prairies naturelles non gérées ; 300 000 ha de terres à pâturages non améliorées, moyennement dégradées, 200 000 ha de prairies très dégradées, 100 000 ha de pâturages améliorés avec apports d'engrais, et 100 000 ha de pâturages très améliorés recevant des engrais et irrigués. Le total des stocks de carbone des sols pour l'année d'inventaire est donc : 300 000 ha • (47 tonnes C ha⁻¹ • 1 • 1 • 1) + 300 000 ha • (47 tonnes C ha⁻¹ • 1 • 0,97 • 1) + 200 000 • (47 tonnes C ha⁻¹ • 1 • 0,7 • 1) + 100 000 • (47 tonnes C ha⁻¹ • 1 • 1,17 • 1) + 100 000 • (47 tonnes C ha⁻¹ • 1 • 1,17 • 1,11) = 45 959 890 tonnes C. Les variations annuelles des stocks moyennes pour la période et toute la superficie sont donc : 45 959 890 – 45 026 000 = 933 890 millions tonnes/20 ans = augmentation du stock de C des sols de 46 694,5 tonnes C par an. (Note : 20 ans est la dépendance temporelle du facteur de variation des stocks, c'est-à-dire du facteur représentant le taux annuel de variation sur 20 ans).

Sols organiques

Les étapes d'estimation des pertes de C des sols des sols organiques drainés sont les suivantes :

Étape 1 : Organiser les données par périodes d'inventaires en fonction des années pour lesquelles des données sur les activités ont été rassemblées (par exemple 1990 et 1995, 1995 et 2000, etc.)

Étape 2 : Déterminer la quantité de *prairies restant prairies* existant sur des sols organiques drainés pour la dernière année toutes les périodes d'inventaire.

Étape 3 : Sélectionner le facteur d'émission approprié (FE) pour les pertes annuelles de CO₂ en fonction du régime climatique (en utilisant le tableau 5.6).

Étape 4 : Estimer les émissions totales en additionnant le produit de la superficie (S) multiplié par le facteur d'émissions (FE) pour toutes les zones climatiques.

Étape 5 : Répéter pour toute période d'inventaire supplémentaire.

6.2.3.5 ÉVALUATION DES INCERTITUDES

Les inventaires du C des sols sont soumis à trois grandes sources d'incertitudes : 1) les incertitudes relatives aux affectations et à la gestion des terres et aux données sur l'environnement ; 2) les incertitudes relatives aux stocks de C des sols de référence si l'on utilise des approches de niveaux 1 ou 2 (uniquement sols minéraux) ; et 3) les incertitudes relatives aux facteurs d'émissions/de variations des stocks aux approches de niveaux 1 et 2, aux erreurs relatives à la structure du modèle/aux paramètres des approches basées sur des modèles, au niveau 3, ou aux erreurs de mesures/ à la variabilité de l'échantillonnage associées aux inventaires basés sur des mesures au niveau 3. En général, plus on a d'échantillons pour estimer les valeurs des trois grandes catégories, plus la précision des inventaires augmente et plus les plages d'incertitude diminuent ; pour réduire les biais (c'est-à-dire améliorer l'exactitude), il sera préférable d'élaborer des inventaires de niveaux plus élevés incorporant des informations spécifiques au pays.

Au niveau 1, les incertitudes sont fournies avec les stocks de C de référence à la première note de bas de page du tableau 2.3, les facteurs d'émissions des sols organiques au tableau 6.3 et les facteurs de variation des stocks au tableau 6.2. Les compilateurs d'inventaires devront étudier les incertitudes relatives aux données sur l'affectation et la gestion des terres, puis les combiner avec les incertitudes relatives aux facteurs par défaut et aux stocks de C de référence (uniquement sols minéraux), à l'aide d'une méthode appropriée, comme par exemple l'emploi d'équations simples de propagation d'erreur. Si les données sur les activités sont tirées de statistiques agrégées sur les superficies d'affectations des terres (par exemple celles de la FAO), l'agence chargée de l'inventaire pourra devoir utiliser un niveau d'incertitude par défaut pour les estimations des superficies de terres ($\pm 50\%$). Conformément aux *bonnes pratiques*, le compilateur d'inventaire devra toutefois dériver les incertitudes à partir de données sur les activités spécifiques au pays plutôt qu'employer un niveau par défaut.

Les stocks de C de référence par défaut et les facteurs de variations des stocks des sols minéraux et les facteurs d'émissions pour les sols organiques peuvent présenter des taux d'incertitude naturellement élevés, notamment des biais, lorsqu'on les applique à certains pays. Les valeurs par défaut sont des valeurs moyennées mondialement correspondant aux impacts de l'affectation et de la gestion des terres ou des stocks de C de référence qui peuvent varier en fonction des régions (Powers *et al.*, 2004 ; Ogle *et al.*, 2006). Pour réduire les biais, on peut dériver des facteurs spécifiques au pays en employant une méthode de niveau 2, ou élaborer un système d'estimation spécifique au pays, de niveau 3. Les approches de niveaux plus élevés se basent sur des expériences menées dans le pays ou les régions avoisinantes traitant des impacts des affectations et de la gestion des terres sur le C des sols. En outre, les pays chercheront à réduire encore les biais, conformément aux *bonnes pratiques*, en prenant en compte les différences d'impacts significatives, à l'intérieur du pays, de l'affectation et de la gestion des terres ; par exemple les différentes régions climatiques et/ou types de sols, et ce parfois même lorsque la précision des estimations des facteurs s'en trouve réduite. (Ogle *et al.*, 2006). On considère le biais comme un problème plus important lors de l'établissement de rapports sur les variations des stocks parce qu'il ne se voit pas toujours dans la plage d'incertitude calculée (c'est à dire que les véritables variations des stocks peuvent se trouver à l'extérieur de la plage d'incertitude notifiée si le biais des facteurs est important).

Pour améliorer le taux d'incertitude relatif aux statistiques sur les affectations des terres, on pourra chercher à adopter un meilleur système national, en élaborant par exemple une enquête de terrain incluant des emplacements nouveaux et/ou incorporant des données télédéteçtées, ou en développant les enquêtes existantes, afin d'avoir une couverture plus vaste. Les *bonnes pratiques* exigent que l'on élabore un plan de classification qui capture la plupart des activités d'affectation et de gestion des terres à l'aide d'échantillons de taille suffisamment grande pour réduire au maximum l'incertitude au niveau national.

Pour les méthodes de niveau 2, on incorpore des informations spécifiques au pays dans l'analyse de l'inventaire, afin de réduire le biais. Par exemple, Ogle *et al.* (2003) employaient des données nationales pour élaborer des fonctions de distribution de la probabilité pour les facteurs, données d'activités et stocks de C de référence des sols agricoles des États-Unis. Selon les *bonnes pratiques*, on évaluera les dépendances existant parmi les facteurs, les stocks de C de référence ou les données d'activités sur l'affectation et la gestion des terres. Il est notamment commun d'observer de fortes dépendances au niveau des données sur les activités relatives à l'affectation et la gestion des terres, parce que les pratiques de gestion ont tendance à être corrélées dans le temps et l'espace. On pourra combiner les incertitudes des variations des stocks/facteurs d'émissions, stocks de C de référence et données sur les activités en employant des méthodes simples comme des équations de propagation d'erreur ou des procédures Monte-Carlo permettant d'estimer les moyennes et les déviations types des variations des stocks de C des sols (Ogle *et al.*, 2003 ; Vanden Bygaert *et al.*, 2004).

Les modèles de niveau 3 sont plus complexes et une simple équation de propagation d'erreur pourra s'avérer inefficace lors de la quantification des incertitudes associées dans les estimations obtenues. On pourra employer des analyses Monte Carlo (Smith et Heath, 2001), mais celles-ci pourront s'avérer difficiles à mettre en place si le modèle comprend de nombreux paramètres (certains modèles peuvent présenter plusieurs centaines de paramètres), parce que les fonctions de distribution de probabilité communes devront être construites en

quantifiant la variance en plus de la covariance des paramètres. D'autres méthodes sont également possibles, comme des approches empiriques (Monte *et al.*, 1996), qui utilisent des mesures prises sur un réseau de surveillance afin d'évaluer statistiquement la relation entre les résultats mesurés et obtenus par modèle (Falloon et Smith, 2003). À l'inverse des modèles, les incertitudes des inventaires de niveau 3 basés sur des mesures peuvent être déterminées à partir de la variance de l'échantillon, de l'erreur de mesure et d'autres sources pertinentes d'incertitude.

6.2.4 Émissions de gaz à effet de serre sans CO₂ dues au brûlage de biomasse

Les émissions sans CO₂ dues au brûlage de biomasse sur des *prairies restant prairies* proviennent surtout du « brûlage de savanes », principalement dans les régions tropicales et subtropicales. Toutefois, les formations herbacées et ligneuses ailleurs dans le monde peuvent aussi être soumises au feu, principalement en raison de pratiques de gestion ; il faudra donc inclure les émissions sans CO₂ qui en découleront dans les rapports.

Les émissions de CO₂ dues au brûlage de biomasse sur des *prairies restant prairies* ne sont pas incluses dans les rapports, car elles s'équilibrent largement avec le CO₂ qui est réincorporé dans la biomasse par la photosynthèse, au bout de quelques semaines, voire quelques années, après le brûlage.

Les émissions sans CO₂ (notamment le CO, CH₄, N₂O et NO_x) dues à la combustion incomplète de biomasse sur des prairies gérées doivent être incluses dans les rapports, quelle que soit leur nature (feu naturel ou anthropique). La quantité de biomasse brûlée par un feu peut varier en fonction des régions, mais aussi des saisons. L'efficacité de la combustion et la fraction correspondante de biomasse convertie en gaz à effet de serre sans CO₂ peut également varier.

Les pays devront inclure dans leurs rapports les émissions sans CO₂ dues au brûlage de biomasse sur les *prairies restant prairies* à l'aide de données annuelles, plutôt que des moyennes des données sur les activités d'une période donnée. Ainsi, les rapports pourront comprendre les fluctuations interannuelles dues aux phénomènes climatiques (par exemple, El Niño), ou à la variabilité climatique naturelle (années extraordinairement sèches, au cours desquelles les perturbations dues au feu peuvent être plus fréquentes). En général, les estimations sont très incertaines car il n'y a pas de données fiables et exactes sur la masse de combustible disponible à la combustion, et sur les facteurs d'émissions et de combustion.

La méthode générale d'estimation des émissions de gaz à effet de serre des prairies restant prairies est décrite à l'équation 2.27 du chapitre 2. Les émissions dues au brûlage de biomasse devront être estimées pour les pools de biomasse aérienne et de MOM. On suppose qu'après une perturbation due au feu, la biomasse souterraine reste constante ou est transférée au pool du sol. Les valeurs par défaut pour la méthode de niveau 1 ou certaines parties de la méthode de niveau 2 se trouvent à la section 2.4 du chapitre 2.

6.2.4.1 CHOIX DE LA METHODE

La figure 2.6 du chapitre 2 présente un diagramme décisionnel permettant de choisir le niveau approprié pour les rapports sur les émissions sans CO₂ dues au brûlage de biomasse. Si le brûlage de biomasse sur les *prairies restant prairies* n'est pas une catégorie clé, les pays pourront choisir d'inclure les émissions sans CO₂ à l'aide d'une méthode de niveau 1, c'est-à-dire des données et des facteurs d'émissions et de combustion par défaut très désagrégés. En revanche, si le brûlage de biomasse des *prairies restant prairies* est une catégorie clé, les pays devront chercher à améliorer les inventaires et l'établissement de leurs rapports en employant la méthode de niveau le plus élevé possible en fonction des circonstances nationales.

Niveau 1

Pour un établissement de rapports de niveau 1, l'équation 2.27 devra être utilisée. Le niveau 1 se base sur des données et des facteurs d'émissions et de combustion par défaut très désagrégés. Si le pays ne dispose pas de données sur la *masse de combustible disponible à la combustion* (M_B), il devra utiliser les données par défaut du tableau 2.4 au chapitre 2, correspondant à la masse de combustible consommé. Toutefois, puisque les données de ce tableau sont fournies par types et sous-catégories de végétation, les pays employant ces données par défaut devront stratifier les superficies de *prairies restant prairies* de leur territoire avant de choisir la valeur (ou les valeurs) par défaut appropriée(s) à retenir.

Niveau 2

Le niveau 2 développe le niveau 1 en incorporant plus d'estimations de superficies désagrégées (par types et sous-catégories de végétation) et des estimations spécifiques au pays des facteurs d'émissions et de combustion pour chaque strate. La superficie brûlée peut être estimée en utilisant des données télédéteçtées de résolution spatiale et temporelle adéquate, analysées selon un plan d'échantillonnage solide. La périodicité de l'acquisition

des données est essentielle, surtout dans les tropiques, où le brûlage correspond à une période de l'année spécifique, qui peut durer plusieurs mois. Il est donc important, lorsqu'on estime la superficie brûlée, de capturer les variations mensuelles de la superficie brûlée.

Niveau 3

Les méthodes de niveau 3 devront se baser sur des modèles d'algorithmes permettant de générer des cartes d'échelles régionales des superficies brûlées à l'aide de données satellites de sources multiples et de résolution spatiale moyenne. Les résultats devront être validés à l'aide de données de résolution spatiale élevée, en plus d'observations sur le terrain, puis affinées en fonction des résultats validés et des commentaires des utilisateurs. On pourra élaborer une approche par échantillonnage permettant de générer des estimations des superficies brûlées. Les pays devront stratifier autant que possible leurs superficies de *prairies restant prairies* et les facteurs d'émissions et de combustion leur correspondant. À la méthode de niveau 3, on devra présenter des estimations (flux) des impacts du brûlage de biomasse sur tous les pools, y compris la biomasse souterraine.

6.2.4.2 CHOIX DES FACTEURS D'EMISSION

Niveau 1

Pour l'approche de niveau 1, les valeurs par défaut correspondant aux facteurs de combustion (fraction de combustible (biomasse aérienne, litière et bois mort) consommée) sont fournies au tableau 2.6 du chapitre 2 ; les facteurs d'émissions se trouvent au tableau 2.5 du chapitre 2, pour tous les gaz à effet de serre sans CO₂. Les estimations de la biomasse aérienne des savanes sont fournies au tableau 6.4. Les valeurs du tableau 2.4 doivent être utilisées pour la « fraction de combustible réellement brûlée » de l'équation 2.27, au chapitre 2. Bien que les données de niveau 1 soient généralement très agrégées, les pays devront chercher à stratifier les superficies de prairies affectées par le brûlage de biomasse par grands types de végétation (terres arbustives, savanes-terres boisées, savanes-prairies) mais aussi en fonction de la période du brûlage (début, milieu ou fin de la saison sèche). Si les prairies sont stratifiées par types et sous-catégories de végétation (par exemple, espaces verts-savanes, terres boisées-savanes), les pays pourront employer les valeurs par défaut sur la consommation de biomasse fournies au tableau 2.4 du chapitre 2, qui donnent une estimation du produit du combustible disponible et de la fraction de biomasse véritablement brûlée (équivalent au produit des quantités M_B et C_f de l'équation 2.27 du chapitre 2).

Niveau 2

Les pays ayant choisi une approche de niveau 2 devront utiliser des facteurs d'émissions et de combustion spécifiques au pays, élaborés pour tous les grands types et sous-catégories (le cas échéant) de prairies (terres arbustives, savanes-terres boisées, savanes-prairies).

Niveau 3

Les pays ayant choisi une méthode de niveau 3 devront développer des algorithmes permettant d'estimer la superficie brûlée, en validant les produits obtenus par les données obtenues par des observations de terrain et la consultation des utilisateurs du produit.

6.2.4.3 CHOIX DES DONNEES SUR LES ACTIVITES

Niveau 1

Aux méthodes de niveau 1, les seules données sur les activités nécessaires sont la superficie de *prairies restant prairies* affectée par le brûlage de biomasse. Si le pays n'a pas de données nationales sur les superficies brûlées, il pourra utiliser les données tirées de cartes mondiales des feux. Toutefois il faudra noter que tous les produits mondiaux sur le feu ne représentent qu'une fraction des feux totaux, à la fois dans le temps et dans l'espace, en raison des limites inhérentes aux capteurs des satellites, par lesquels on obtient les données cartographiques mondiales. Autre solution : les pays pourront estimer la superficie annuelle brûlée en multipliant la superficie de prairies de leur territoire par la fraction annuelle estimée de prairies brûlées, et en répartissant la superficie ainsi obtenue entre les *prairies restant prairies* et les prairies converties en une autre affectation des terres.

Niveau 2

Cette approche développe le niveau 1 en incorporant plus de données désagrégées sur les superficies affectées par le brûlage de biomasse. Les superficies de prairies devront être stratifiées en fonction des différents types et sous-catégories de végétation (terres arbustives, savanes-terres boisées, savanes-prairies, etc.). On devra produire des estimations nationales des superficies brûlées. En l'absence de données nationales fiables, les pays pourront employer des cartes mondiales des feux, mais devront chercher à évaluer les échantillonnages utilisés pour cartographier les feux, et surtout à savoir si l'échantillon particulier observé est affecté par un biais systématique ou non systématique. Différentes sources de données, fournissant en général différentes stratégies d'échantillonnage, devront être utilisées pour estimer la superficie totale brûlée. En outre, il faudra comparer la superficie brûlée avec les superficies brûlées obtenues à l'aide d'ensembles de données de validation.

Niveau 3

Au niveau 3, on devra disposer de données de haute résolution sur les activités, désagrégées au niveau sub-national en grilles fines. Comme au niveau 2, la superficie de prairies devra être stratifiée par types et sous-catégories spécifiques de végétation à utiliser dans les modèles. Les pays devront chercher à obtenir des estimations des superficies spatialement explicites pour obtenir une couverture complète des prairies et s'assurer que les superficies ne sont ni sous-estimées ni surestimées. En outre, les estimations des superficies spatialement explicites peuvent ensuite être liées à des taux d'émissions et de combustion pertinents au niveau local, qui permettent d'améliorer l'exactitude des estimations. Employer des modèles basés sur des processus devrait permettre d'obtenir des estimations plus exactes des superficies brûlées si les résultats sont validés par des mesures sur le terrain. Pour valider les résultats, il faudra effectuer un nombre de mesures représentatives assez important.

6.2.4.4 ÉVALUATION DES INCERTITUDES

Il existe plusieurs sources d'incertitudes liées aux estimations des émissions sans CO₂ dues au brûlage de biomasse sur les *prairies restant prairies*. Par exemple, les savanes incluent une mosaïque hétérogène d'herbes, de broussailles, de steppe succulente et de terres boisées clairsemées. Le comportement du feu varie beaucoup entre ces types de prairies, et en conséquence la désagrégation des formations de végétaux permettra d'obtenir des inventaires plus précis.

La fraction de combustible véritablement consommée lors du brûlage de la biomasse (facteur de combustion) varie beaucoup, non seulement entre les écosystèmes mais aussi entre les feux, les années et suivant les pratiques culturales. Les mesures effectuées sur un feu, une année et/ou un type de culture particulier ne peuvent pas être extrapolées avec confiance à d'autres régions ou années, ou à l'échelle du biome (Robinson, 1989).

Principale cause d'incertitude pour l'estimation de la contribution du brûlage de biomasse aux émissions de gaz traces, l'étendue de la superficie brûlée, l'intensité du feu et le taux de développement du feu, surtout dans les écosystèmes subtropicaux (Seiler et Crutzen, 1980 ; Matson et Ojima, 1990 ; Robinson, 1989). Les estimations précises varient beaucoup et dépendent surtout de l'exactitude des estimations des superficies brûlées, de la proportion de combustible disponible oxydé, et de la quantité de combustible de biomasse disponible. Les incertitudes des estimations des superficies brûlées peuvent varier beaucoup selon la méthodologie employée – par exemple, lorsqu'on utilise des données télédéteectées de très haute résolution, l'incertitude peut être de 20 %, alors qu'avec des cartes mondiales des feux les incertitudes peuvent être le double. Les incertitudes des estimations d'émissions de gaz à effet de serre dues au feu sur de vastes régions atteindront probablement au moins 50 %, même avec de bonnes données spécifiques au pays, et seront au moins deux fois plus élevées lorsqu'on utilisera des données par défaut.

6.3 TERRES CONVERTIES EN PRAIRIES

Les *terres converties en prairies* incluent les terres forestières et autres catégories d'affectation des terres converties en prairies au cours des 20 dernières années. L'inventaire des gaz à effet de serre pour la catégorie *terres converties en prairies* (TP) comprend l'estimation des variations des stocks de carbone pour cinq pools de carbone (biomasse aérienne, biomasse souterraine, bois mort, litière, et matière organique des sols) et des émissions de gaz sans CO₂. Les principales sources d'émissions et absorptions de gaz à effet de serre de cette catégorie sont associées à la gestion et aux changements de gestion.

Pour la conversion de terres en prairies (principalement terres forestières et terres cultivées, dans une moindre mesure terres humides, et rarement établissements), l'impact pour le carbone est moins évident que pour la conversion de terres en terres cultivées. Les études publiées sur le principal type de conversion (de terres forestières en prairies, dans les tropiques) fournissent des preuves de l'existence de gains nets mais aussi de pertes nettes du carbone des sols ; et l'impact de la gestion sur les variations du carbone des sols des prairies après la conversion est également crucial (lire par exemple Veldkamp, 2001), ainsi que les stocks pré-conversion. La conversion de terres à partir d'autres affectations ou d'un état naturel en prairies peut entraîner des émissions nettes ou des absorptions nettes de CO₂ dans la biomasse et dans les sols. Le processus de conversion peut également entraîner des émissions dues au brûlage de biomasse.

Le diagramme décisionnel présenté à la figure 1.3 du chapitre 1 fournit des recommandations sur la sélection du niveau approprié pour la procédure d'estimation des *terres converties en prairies*.

6.3.1 Biomasse

La présente section fournit des lignes directrices pour l'estimation des variations des stocks de carbone de la biomasse dues à la conversion de terres non gérées en prairies gérées, et à la conversion d'autres affectations des terres en prairies, y compris les *terres forestières converties en prairies* et les terres cultivées converties en pâturages et parcours. Les variations des stocks de carbone de la biomasse dues à la conversion de terres en prairies sont dues à l'extraction de la végétation existante et à son remplacement par une végétation de prairies. Le concept de base n'est donc pas le même que celui des variations des stocks de carbone de la biomasse des *prairies restant prairies*, car dans ce cas les variations sont liées aux pratiques de gestion.

La conversion de terres en prairies entraîne souvent un transfert de carbone d'un pool à l'autre. Tous les transferts devront être comptés et les gains et pertes de ces pools au cours de la transition à un nouvel état stable devront être comptés dans les rapports sur les terres converties en prairies. Par exemple, lorsqu'on convertit une forêt en pâturage, on abat les arbres et une partie de la biomasse aérienne est transférée au pool de matière organique morte, alors qu'une partie de la biomasse souterraine est transférée au pool de matière organique des sols, etc.

L'estimation des variations des stocks de carbone de la biomasse des terres converties en prairies requiert une approche en deux temps. Il y a souvent un changement abrupt de la biomasse associé au changement d'affectation des terres, notamment lorsque le changement est délibéré et associé à des opérations de préparation des terres (par exemple, défrichage ou brûlage). Ce changement abrupt est nommé « phase 1 » ; on l'estime pendant l'année de la conversion. La seconde phase (« phase 2 ») correspond aux gains et pertes de biomasse graduels pendant la période de transition à un nouveau système stable. L'écosystème des prairies devrait atteindre, à un moment donné, un état d'équilibre qui permettra de le considérer comme *prairies restant prairies* et il sera inclus dans cette catégorie. La période transitoire par défaut après une conversion est de 20 ans, mais les pays peuvent aussi déterminer leur propre période de transition selon leurs circonstances. Les valeurs des coefficients déterminant les taux d'émissions peuvent dépendre de la période de transition choisie.

Les terres converties en prairies doivent être traitées comme des cohortes annuelles, permettant de prendre en compte la période de transition ; en d'autres termes les terres converties pendant une année donnée doivent être prises en compte par les méthodes de phase 1 pendant l'année de conversion, et par les méthodes de phase 2 pour les 19 années suivantes. Au bout des 20 ans, la superficie de terres de l'année en question est ajoutée à la superficie de terres comptabilisée à la catégorie *prairies restant prairies*.

Il est probable qu'un certain nombre de terres converties en prairies ne vive pas de transition abrupte (par exemple, les terres cultivées abandonnées et retournant à un état de prairies). Dans ce cas, les méthodes de phase 1 seront inappropriées et on aura une transition graduelle dans les pools de biomasse, qui atteindront un nouvel équilibre. Lorsqu'on a ce type de conversion, il faudra estimer toute la conversion suivant les méthodes de phase 2.

Il est conforme aux *bonnes pratiques* de diviser les transferts de carbone entre les pools lorsqu'il y a une transition abrupte. Les impacts immédiats des activités de conversion des terres sur les cinq pools de carbone peuvent être résumés par une matrice de perturbations, qui décrit la rétention, les transferts et pertes de carbone dans les pools de l'écosystème d'origine, suite à une conversion en prairies. La matrice de perturbations définira pour chaque pool la proportion restant dans le pool et la proportion transférée à d'autres pools. Seuls quelques transferts sont possibles : ils sont présentés dans la matrice de perturbations du tableau 2.1 au chapitre 2. Si le taux de conversion des terres est plus ou moins constant, l'hypothèse selon laquelle tout le carbone de ces pools a été perdu au moment de la conversion sera acceptable pour commencer. Si le taux de conversion des terres varie dans le temps, il sera conforme aux *bonnes pratiques* de comptabiliser les transferts et les émissions de carbone entre les différents pools de carbone et de veiller à ce que tout le carbone soit comptabilisé.

Lorsqu'on a des variations des stocks de carbone immédiates et abruptes de la biomasse, dues à la conversion en prairies, il faudra en estimer les impacts à l'aide de l'équation 2.16 du chapitre 2. Pendant la période de transition, les pools gagnant ou perdant du carbone présentent souvent une courbe d'accumulation ou de pertes non linéaire, qui peut être représentée sous forme de matrices de transitions successives. Si l'on connaît les véritables formes des courbes, celles-ci pourront être appliquées à toutes les cohortes en transition pendant l'année d'inventaire afin d'estimer les émissions ou absorptions annuelles du pool en question. Si l'on ne connaît pas la forme de la courbe, les pays pourront faire plus simple et choisir une fonction de décomposition linéaire pour estimer les variations des pools. Deux méthodes existent pour estimer ces variations.

6.3.1.1 CHOIX DE LA METHODE

Le diagramme décisionnel présenté à la figure 2.2 du chapitre 2 fournit des recommandations sur la sélection du niveau approprié pour la procédure d'estimation de la biomasse des *terres converties en prairies*. L'estimation des variations de la biomasse requiert qu'on estime les variations de la végétation aérienne et de la biomasse souterraine. Les pays devront utiliser le niveau le plus élevé possible en fonction des circonstances nationales. Les *bonnes pratiques* exigent que les pays où les émissions et absorptions de carbone sur les *terres converties en prairies* sont une catégorie clé et où la sous-catégorie de biomasse est considérée comme significative utilisent des méthodes de niveaux 2 ou 3, en fonction des principes présentés au chapitre 4 du volume 1 (*Choix méthodologique et identification des catégories de source clé*).

Niveau 1

Au niveau 1, les variations des stocks de carbone de la biomasse des terres converties en prairies doivent être estimées à l'aide de l'équation 2.15. Les variations des stocks de carbone moyennes sont égales aux variations des stocks de carbone dues à l'extraction de biomasse de l'affectation des terres initiale (soit, le carbone de la biomasse immédiatement après la conversion moins le carbone de la biomasse avant la conversion), plus les stocks de carbone de la croissance de la biomasse après la conversion. Pour simplifier le niveau 1, on suppose que toute la biomasse de l'ancien écosystème est perdue immédiatement après la conversion (équation 2.16), même lorsqu'il n'y a pas de changement abrupt, et la biomasse résiduelle ($B_{\text{APRÈS}}$) est donc nulle, (c'est-à-dire qu'aucune végétation ne subsiste sur la terre avant l'établissement de la végétation de la prairie). Il n'y a donc pas de transfert de biomasse du pool de biomasse au pool du bois mort, par exemple. Les valeurs par défaut de la biomasse avant conversion se trouvent dans les chapitres correspondant aux affectations des terres respectives (par exemple, les facteurs par défaut des terres forestières se trouvent au chapitre traitant de la biomasse des terres forestières).

Par ailleurs, on suppose que la biomasse des prairies atteint un état d'équilibre au cours de la première année suivant la conversion. En conséquence, au niveau 1 il n'y a pas de variations des stocks associées à la phase 2, même si les terres converties en prairies doivent être conservées dans la catégorie de conversion pendant la période de transition de 20 ans parce que les stocks des sols nécessiteront plus de temps pour atteindre l'équilibre. Les émissions et absorptions de la biomasse pendant la phase 2 du calcul sont donc nulles. S'il existe des changements de gestion importants pendant la phase de transition, les pays pourront en comptabiliser les impacts sur les stocks de C de la biomasse en utilisant les méthodes de niveau 2 des *prairies restant prairies*. Selon les *bonnes pratiques*, on comptabilisera toutes les *terres converties en prairies*. Il faudra donc faire un calcul séparé pour chaque type de conversion.

Niveau 2

Les calculs de niveau 2 sont structurellement différents de ceux du niveau 1. Premièrement, au niveau 2 les estimations emploient l'approche en deux phases décrite ci-dessus. Au niveau 2, on utilise certaines estimations spécifiques au pays de la biomasse des affectations des terres initiales et finales, plutôt que des valeurs par défaut comme au niveau 1. Les estimations des superficies des terres converties en prairies sont désagrégées à des échelles spatiales de plus haute résolution qu'au niveau 1, afin de prendre en compte les variations régionales des formations de prairies dans le pays.

Deuxièmement, le niveau 2 peut modifier l'hypothèse selon laquelle les stocks de biomasse sont nuls immédiatement après la conversion, et les pays peuvent ainsi comptabiliser les transitions d'affectation des terres lorsqu'une partie de la végétation de l'affectation des terres originale est extraite, mais pas sa totalité. En plus au niveau 2 il est possible de comptabiliser l'accumulation de biomasse suite à l'établissement d'une prairie pendant plusieurs années (plutôt que comptabiliser toutes les variations des stocks de biomasse pendant l'année de conversion), si les données permettant d'estimer le temps d'établissement complet de la biomasse et les variations annuelles des stocks sont disponibles.

Troisièmement, au niveau 2, selon les *bonnes pratiques* on divisera les transferts de carbone entre les pools. En général, les pools de bois mort et de litière des systèmes de prairies ne contiennent pas beaucoup de carbone, mais le bois mort peut résister plusieurs années dans les jeunes prairies remplaçant des forêts, ou s'accumuler dans les steppes succulentes en tant que biomasse ligneuse sénescente. Si le taux de conversion des terres est plus ou moins constant, l'hypothèse selon laquelle tout le carbone de ces pools a été perdu au moment de la conversion sera acceptable pour commencer. Si le taux de conversion des terres varie dans le temps, il faudra chercher à comptabiliser les transferts et les émissions de carbone des pools de carbone de la litière, du bois mort et des sols. Il faudra donc faire la différence entre les pertes immédiates dues aux activités de conversion et les pertes ayant lieu pendant les années suivant la conversion de terres.

Aux niveaux 2 et 3, les variations immédiates et abruptes des stocks de carbone de la biomasse sur les *terres converties en prairies* seront estimées à l'aide de l'équation 2.16 du chapitre 2, où on suppose que $B_{\text{APRÈS}}$ est nul. Pendant la période de transition, les pools gagnant ou perdant du C présentent souvent une courbe de pertes ou

d'accumulation non linéaire, qui peut être représentée par des matrices de transition successives. Au niveau 2, on suppose une fonction des variations linéaire. Pour le niveau 3 avec ces méthodes, il est conforme aux *bonnes pratiques* d'utiliser les véritables formes des courbes. Ces courbes s'appliquent à toutes les cohortes en transition pendant l'année de l'inventaire, afin d'estimer les variations annuelles des pools biomasse.

Pour calculer les variations du carbone de la biomasse pendant la phase de transition, il existe deux méthodes : Les équations utilisées ici sont les mêmes que celles du niveau 2 de la section *prairies restant prairies*.

Méthode gains-pertes – équation 2.7 au chapitre 2 : Avec cette méthode, on doit estimer la superficie de tous les types de conversions de terres et le transfert annuel moyen vers les stocks de biomasse et en provenance de ceux-ci. Il faudra donc : (i) estimer les superficies de *terres converties en prairies* en fonction de différents types de climats, de zones écologiques, de types de prairies, de régimes de perturbations, de régimes de gestion, ou autres facteurs affectant significativement les pools de carbone de la biomasse, (ii) quantifier la biomasse accumulée dans les stocks de biomasse, et (iii) quantifier la biomasse perdue par les stocks de biomasse, par hectare et en fonction de différents types de prairies.

Méthode de différence des stocks – équation 2.8 au chapitre 2 : Cette méthode implique l'estimation de la superficie de *terres converties en prairies* et des stocks de biomasse à deux points temporels différents, t_1 et t_2 . Les variations des stocks de biomasse pendant l'année d'inventaire sont obtenues en divisant les variations des stocks par la période (années) passée entre les deux mesures. La méthode de différence des stocks est applicable par les pays disposant d'inventaires périodiques, et pourrait mieux convenir aux pays ayant opté pour une méthode de niveau 3. Elle pourrait ne pas convenir aux régions dont les climats sont très variables, car elle pourrait donner des résultats faussés, à moins qu'on puisse faire des inventaires annuels.

Niveau 3

Les méthodes de niveau 3 sont utilisées par les pays qui disposent de facteurs d'émissions spécifiques et de données nationales substantielles. Les pays définissant leur propre méthodologie pourront se baser sur des inventaires précis de parcelles échantillons permanentes correspondant à leurs prairies, et/ou des modèles. Au niveau 3, les pays devront se doter de méthodologies et de paramètres propres pour estimer les variations de la biomasse. Ces méthodologies pourront être tirées des méthodes décrites plus haut, ou se baser sur d'autres approches, mais la méthode choisie devra toujours être documentée précisément.

On pourra choisir le niveau 3 si l'on dispose de systèmes d'établissement des inventaires utilisant des échantillonnages statistiques de la biomasse dans le temps, et/ou des modèles de processus, stratifiés par climat, type de prairies et régimes d'exploitation. Par exemple, les modèles de croissance spécifiques à des espèces et validés, qui incorporent les effets de la gestion comme l'intensité de pacage, le chaulage, le feu et l'apport d'engrais avec des données correspondant aux activités de gestion, pourront être utilisés pour estimer les variations nettes de la biomasse des prairies dans le temps. On pourra utiliser les modèles avec des estimations de la biomasse basées sur des échantillonnages périodiques similaires à ceux des inventaires forestiers détaillés, pour estimer les variations des stocks et faire des extrapolations spatiales pour les superficies de prairies.

Pour sélectionner un modèle approprié, il faudra veiller à ce qu'il soit capable de représenter toutes les conversions d'écosystèmes et pratiques d'exploitation représentées dans les données sur les activités. Il est essentiel que le modèle soit validé par des observations indépendantes sur le terrain (au niveau du pays ou de la région) et représentatives de la variabilité du climat, des sols et des systèmes d'exploitation des prairies du pays.

Les pays devront chercher à obtenir des estimations des superficies spatialement explicites pour obtenir une couverture complète des prairies et s'assurer que les superficies ne sont ni sous-estimées ni surestimées. En outre, les estimations des superficies spatialement explicites peuvent ensuite être liées à des taux d'accumulation et d'émissions du carbone pertinents au niveau local et aux impacts de la gestion et du restockage, qui permettent d'améliorer l'exactitude des estimations.

6.3.1.2 CHOIX DES FACTEURS D'EMISSION/ABSORPTION

Niveau 1

Les méthodes de niveau 1 requièrent des estimations de la biomasse des affectations des terres avant et après la conversion. On suppose que toute la biomasse est défrichée avant de préparer le site pour en faire une prairie ; en conséquence la valeur par défaut de la biomasse juste après la conversion est de 0 tonne ha^{-1} . Les valeurs par défaut de la biomasse se trouvent dans :

- Les terres forestières avant défrichement : voir chapitre 4 (*Terres forestières*) ;
- Les terres cultivées contenant des cultures ligneuses vivaces : voir chapitre 5 (*Terres cultivées*) ; et

- Les terres cultivées contenant des cultures annuelles : utiliser les valeurs par défaut de 4,7 tonnes de carbone ha⁻¹ ou 10 tonnes de matière sèche ha⁻¹. La plage d'erreur associée à cette valeur par défaut est de $\pm 75\%$.

Le tableau 6.4 fournit des valeurs par défaut pour la biomasse après une conversion ; il y a toutefois beaucoup de variations entre les régions, surtout en raison des pluies et de la texture des sols. Ces valeurs par défaut présentent de forts taux d'erreur ; en conséquence lorsqu'ils disposent de données spécifiques les pays devront employer les meilleures données disponibles localement pour estimer la biomasse des prairies.

Zone climatique GIEC	biomasse aérienne maximum ¹ (tonnes m.s. ha ⁻¹)	Biomasse non ligneuse totale (souterraine et aérienne) ² (tonnes m.s. ha ⁻¹)	Erreur ³
Boréal – sec & pluvieux ⁴	1,7	8,5	$\pm 75\%$
Froid tempéré – sec	1,7	6,5	$\pm 75\%$
Froid tempéré – pluvieux	2,4	13,6	$\pm 75\%$
Chaud tempéré – sec	1,6	6,1	$\pm 75\%$
Chaud tempéré – pluvieux	2,7	13,5	$\pm 75\%$
Tropical – sec	2,3	8,7	$\pm 75\%$
Tropical – humide & pluvieux	6,2	16,1	$\pm 75\%$

¹ Les données correspondant à la biomasse sur pied sont tirées de moyennes pluriannuelles obtenues sur des sites de prairies inscrits à la base de données ORNL DAAC NPP [<http://www.daacsti.ornl.gov/NPP/>].

² Les valeurs totales de la biomasse aérienne et souterraine sont tirées des valeurs maximum de la biomasse aérienne, et des taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne (tableau 6.1).

³ Représente une estimation d'erreur nominale, équivalente à deux fois l'écart type, en tant que pourcentage de la moyenne.

⁴ En raison des limitations des données, on a rassemblé les zones sèches et humides des régimes de températures boréales, et les zones humides et pluvieuses des régimes de températures tropicaux.

Niveau 2

Selon les *bonnes pratiques*, on inclura des estimations spécifiques au pays des stocks de la biomasse et des émissions/absorptions dues à la conversion, ainsi que des estimations des pertes sur site et hors site dues au brûlage et à la décomposition après conversion en prairies. Ces améliorations peuvent être des études systématiques de la teneur en carbone et des émissions et absorptions associées aux affectations des terres et conversions dans le pays ou la région, et un nouvel examen des hypothèses par défaut dans le contexte national spécifique.

Au niveau 2, il faudra disposer de données spécifiques au pays ou à la région sur la biomasse des jeunes prairies. Ces données peuvent être obtenues par diverses méthodes, par exemple en estimant la densité (couvert forestier) de la végétation ligneuse et herbacée à partir de photos aériennes (ou d'images satellites à haute résolution) et de mesures de parcelles sur le terrain. La composition des espèces, la densité et le rapport biomasse souterraine/biomasse aérienne peuvent beaucoup varier en fonction des types de prairies et des conditions ; il pourra donc être plus efficace de stratifier les échantillons et les données obtenues par types de prairies. Des recommandations générales sur les techniques d'enquête et d'échantillonnage pour les inventaires de la biomasse sont fournies à l'annexe 3A.3 du chapitre 3.

Pour comptabiliser les variations des stocks de carbone des terres converties en prairies, il faut capturer exactement la dynamique de la biomasse souterraine. Lorsque des terres cultivées ont été abandonnées, la biomasse souterraine augmente continuellement pendant le remplacement de l'écosystème. Pour les terres converties de forêts en pâturages, on a une décomposition graduelle de la biomasse souterraine de la forêt et une augmentation graduelle de la biomasse souterraine des herbes du pâturage. Estimer la biomasse souterraine peut représenter un élément important des enquêtes sur la biomasse des prairies, toutefois les mesures de terrain sont laborieuses et difficiles ; en conséquence on emploie souvent des facteurs d'expansion permettant d'estimer la biomasse souterraine à partir de la biomasse aérienne.

Les rapports système racinaire/système foliacé montrent qu'il existe de grandes différences de valeurs au niveau des espèces individuelles (par exemple, Anderson *et al.*, 1972) et des échelles communautaires (par exemple, Jackson *et al.*, 1996 ; Cairns *et al.*, 1997). Il faudra donc autant que possible calculer de manière empirique les

rappports système racinaire/système foliacé spécifiques à la région ou au type de végétation. Des taux par défaut du rapport système racinaire/système foliacé sont présentés au tableau 6.1 pour les écosystèmes des prairies des principales zones climatiques du monde ; ces données peuvent être utilisées par défaut par les pays qui n'ont pas d'informations spécifiques à leurs régions, afin de développer des taux nationaux. Des taux sont également donnés pour les terres boisées/savanes et les steppes succulentes pour les pays qui incluent ces terres à la section *Prairies* de leur inventaire.

Niveau 3

Aux approches de niveau 3, on emploie une combinaison de modèles dynamiques et de mesures d'inventaires des variations des stocks de la biomasse. On n'utilise aucun facteur d'émissions ou de changements des stocks simples en soi. Lorsque les estimations des émissions/absorptions emploient des approches basées sur des modèles, elles se basent sur l'interaction de nombreuses équations permettant, grâce aux modèles, d'estimer les variations nettes des stocks de biomasse. On pourra utiliser les modèles avec des estimations des stocks basées sur des échantillonnages périodiques similaires à ceux des inventaires forestiers détaillés, pour estimer les variations des stocks ou les entrées et sorties comme au niveau 2, et faire des extrapolations spatiales pour les superficies de prairies. Par exemple, les modèles de croissance spécifiques à des espèces et validés, qui incorporent les effets de la gestion comme l'intensité de pacage, le feu et l'apport d'engrais avec des données correspondant aux activités de gestion, pourront être utilisés pour estimer les variations nettes de la biomasse des prairies dans le temps.

6.3.1.3 CHOIX DES DONNEES SUR LES ACTIVITES

Des estimations des superficies converties en prairies sont nécessaires à tous les niveaux. Il faudra utiliser les mêmes données sur la superficie pour les calculs de la biomasse, de la matière organique morte et du carbone des sols. On pourra éventuellement agréger les données des superficies utilisées pour l'analyse des sols afin qu'elles correspondent à l'échelle spatiale requise pour les plus petites estimations de biomasse ; toutefois aux niveaux plus élevés, la stratification devra prendre en compte les principaux types de sols. Les données des superficies devront être obtenues à l'aide des méthodes décrites au chapitre 3. On devra effectuer des vérifications par recoupement pour s'assurer que les terres converties annuellement sont représentées de manière exhaustive et cohérente, et pour éviter tout double comptage ou omission. Les données devront être désagrégées en fonction des catégories climatiques et grands types de prairies. Les inventaires de niveau 3 devront disposer d'informations plus complètes sur l'établissement de nouvelles prairies, avec des classes de sols et de climats, et une résolution spatiale et temporelle plus fine. Toutes les variations ayant eu lieu pendant la période sélectionnée comme période de transition devront être incluses avec les transitions précédant la période de transition (20 ans par défaut) en tant que subdivision de la catégorie *prairies restant prairies*. Aux niveaux plus élevés, il faudra disposer de données plus précises ; mais l'exigence minimale des *Lignes directrices GIEC* est que les superficies de conversions de forêts soient identifiées séparément, et ce parce que les forêts présentent en général une densité en carbone plus élevée avant la conversion. En conséquence, il faudra connaître au moins en partie la matrice des changements d'affectation des terres, et si les estimations des superficies des terres se font à l'aide des approches 1 et 2 du chapitre 3, on pourra devoir consulter des enquêtes supplémentaires permettant d'identifier la superficie de terres convertie de terres forestières en prairies. Comme précisé au chapitre 3, lorsqu'on devra mener des enquêtes il sera souvent plus exact de déterminer directement les superficies soumises à une conversion que de les estimer à partir des divergences entre les superficies de terres totales soumises à une affectation particulière à différents points temporels.

Niveau 1

Ce niveau requiert des estimations des superficies des terres converties en prairies, depuis l'utilisation initiale (terres forestières, prairies, établissements, etc.) jusqu'au type de prairie final. Avec cette méthodologie, on suppose que les estimations de superficies se basent sur un cadre temporel d'un an, après quoi les terres sont transférées à la catégorie *prairies restant prairies*. Si les estimations des superficies sont évaluées sur des cadres temporels plus longs, elles devront être converties en superficies annuelles moyennes, pour correspondre aux valeurs des stocks de carbone utilisées. Les pays qui n'ont pas accès à ces données peuvent extrapoler des échantillons partiels à la base terrestre complète ou extrapoler des estimations historiques de conversions dans le temps, après consultation d'experts nationaux. Les pays peuvent au minimum utiliser les taux moyens de déboisement et les conversions d'affectation des terres en prairies tirées de sources internationales, comme la FAO (voir le site web FAOSTAT). Au niveau 1, les approches pourront employer des taux annuels moyens de conversion et de superficies estimées à la place d'estimations directes.

Niveau 2

Conformément aux *bonnes pratiques*, les pays devront s'efforcer d'utiliser des estimations de superficies réelles pour toutes les conversions possibles entre les utilisations des terres initiales et le type de prairie final. Une couverture complète peut être obtenue par l'analyse d'images sur l'affectation des terres et les types de

couverture terrestre, télédéteectées périodiquement, par échantillonnage périodique, sur le terrain, des types d'affectation des terres, ou par des systèmes d'inventaires hybrides.

Niveau 3

Les données sur les activités pour les calculs de niveau 3 devront refléter complètement toutes les conversions en prairies et devront être désagrégées pour expliquer les contextes différents au sein d'un pays. Cette désagrégation peut suivre des frontières politiques (région, province, etc.), ou être liée au biome, au climat ou à une combinaison de ces paramètres. Bien souvent, les pays disposent d'informations sur les tendances sur plusieurs années en ce qui concerne la conversion des terres (provenant d'inventaires des affectations et de la couverture terrestre établis à partir d'échantillons périodiques ou de données télédéteectées).

6.3.1.4 ÉTAPES DE CALCUL AUX NIVEAUX 1 ET 2

Un résumé des étapes d'estimation des variations des stocks de carbone de la biomasse (ΔC_B) à l'aide des méthodes par défaut est fourni ici :

Des feuilles de travail sont fournies pour les estimations de niveau 1 des émissions et absorptions de cette catégorie (voir annexe 1, feuilles de travail AFAT). Pour ce calcul, on a simplifié l'équation 2.15. Au niveau 1, on suppose que ΔC_G et ΔC_P sont nuls. En conséquence, le seul terme à calculer est $\Delta C_{CONVERSION}$, qui est calculé à l'aide de l'équation 2.16. Pour les terres converties en prairies, l'équation 2.16 est employée deux fois, une fois pour la biomasse herbacée, et une fois pour la biomasse ligneuse, et ce parce que ces deux éléments ont des fractions de carbone différentes.

Niveau 1

Au niveau 1, seuls les changements abrupts doivent être calculés. On suppose, de manière simplificatrice, que les variations des stocks ont lieu pendant l'année de la conversion. En conséquence, pour les conversions effectuées il y a plus d'un an mais correspondant encore à la période de transition, on suppose qu'il n'y a pas de variations nettes des stocks de C de la biomasse.

Étape 1 : Déterminer les catégories de conversions de terres à utiliser pour l'évaluation, et les superficies représentatives. Ce niveau requiert des estimations des superficies des terres converties en prairies, depuis l'utilisation initiale (terres forestières, prairies, établissements, etc.) jusqu'au type de prairie final. Lorsque les calculs concernent des terres en transition, seule la superficie totale de terres converties au cours des 20 dernières années est nécessaire, car au niveau 1 on suppose que toutes les variations des stocks de C de la biomasse ont lieu au cours de la première année.

Étape 2 : Déterminer les catégories d'activités à utiliser pour l'évaluation, et les superficies représentatives. La catégorie d'activités se définit par le type de conversion et, le cas échéant, la nature de la gestion de l'ancienne couverture terrestre et de la gestion des prairies, par exemple : « conversion d'une forêt tropicale saisonnière abattue en pâturage de bétail avec fourrage exotique ».

Étape 3 : Pour chaque catégorie d'activité, déterminer la biomasse par hectare de biomasse herbacée et de biomasse ligneuse (séparément) avant la conversion. Si le pays manque de données sur la biomasse souterraine, il pourra employer des facteurs d'expansion pour les taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne afin d'estimer la proportion souterraine de la biomasse. Des valeurs par défaut se trouvent au chapitre traitant de la catégorie d'affectation de l'autre terre.

Étape 4 : Pour chaque catégorie d'activité, déterminer la biomasse par hectare de biomasse herbacée et de biomasse ligneuse (séparément) un an après la conversion en prairies. Si le pays manque de données sur la biomasse souterraine, il pourra employer des facteurs d'expansion pour les taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne afin d'estimer la proportion souterraine de la biomasse. Des valeurs par défaut pour la biomasse herbacée se trouvent au tableau 6.4.

Étape 5 : Déterminer les fractions de carbone appropriées pour la biomasse ligneuse et herbacée. La valeur par défaut est de 0,50 tonne C (tonne m.s.)⁻¹ pour la biomasse ligneuse et 0,47 tonne C (tonne m.s.)⁻¹ pour la biomasse herbacée.

Étape 6 : Estimer les variations nettes des stocks de carbone de la biomasse ligneuse et herbacée (séparément) en soustrayant la biomasse finale de la biomasse initiale et en multipliant cette différence par la superficie représentative de l'activité et par la fraction de carbone de l'élément de la biomasse. Une valeur négative indique une augmentation de biomasse.

Étape 7 : Additionner les variations des stocks de carbone de la biomasse ligneuse et herbacée pour déterminer les variations nettes des stocks de C de la biomasse pour chaque catégorie d'activité. Les sous-totaux de chaque type de conversion devront être calculés et une somme totale devra être calculée puis inscrite en bas de la dernière colonne du tableau.

Niveau 2

Étape 1 : Déterminer les catégories de conversions de terres à utiliser pour l'évaluation, et les superficies représentatives. Des superficies représentatives des divers stades de la conversion seront nécessaires pour l'estimation des terres lors de la phase de transition.

Étape 2 : Changements abrupts

- Déterminer les catégories d'activités à utiliser pour l'évaluation, et les superficies représentatives. La catégorie d'activités se définit par le type de conversion et, le cas échéant, la nature de la gestion de l'ancienne couverture terrestre et de la gestion des prairies, par exemple : « conversion d'une forêt tropicale saisonnière abattue en pâturage de bétail avec fourrage exotique ».
- Pour chaque catégorie d'activité, déterminer la biomasse par hectare de biomasse herbacée et de biomasse ligneuse (séparément) avant la conversion. Si le pays manque de données sur la biomasse souterraine, il pourra employer des facteurs d'expansion pour les taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne afin d'estimer la proportion souterraine de la biomasse.
- Pour chaque catégorie d'activité, déterminer la biomasse par hectare de biomasse herbacée et de biomasse ligneuse (séparément) un an après la conversion en prairies. Si le pays manque de données sur la biomasse souterraine, il pourra employer des facteurs d'expansion pour les taux de biomasse souterraine par rapport à la biomasse aérienne afin d'estimer la proportion souterraine de la biomasse.
- Déterminer les fractions de carbone appropriées pour la biomasse ligneuse et herbacée. La valeur par défaut est de 0,50 tonne C (tonne m.s.)⁻¹ pour la biomasse ligneuse et 0,47 tonne C (tonne m.s.)⁻¹ pour la biomasse herbacée.
- Estimer les variations nettes de la biomasse ligneuse et herbacée par hectare pour chaque type de conversion soustrayant la biomasse finale de la biomasse initiale et en multipliant cette différence par la superficie représentative de l'activité et par la fraction de carbone de l'élément de la biomasse. Une valeur négative indique une augmentation de biomasse.
- Additionner les variations des stocks de carbone de la biomasse herbacée et ligneuse afin de déterminer les variations nettes des stocks de C de la biomasse pour chaque catégorie d'activité. Les sous-totaux de chaque type de conversion doivent être calculés, ainsi qu'une somme totale.

Étape 3 : Changements transitoires

- Déterminer les catégories et les cohortes à utiliser pour l'évaluation, et les superficies représentatives. Cette catégorie se définit par le type de conversion et, le cas échéant, la nature de la gestion de l'ancienne couverture terrestre et de la gestion des prairies, par exemple : « conversion d'une forêt tropicale saisonnière abattue en pâturage de bétail avec fourrage exotique ».
- Déterminer le taux annuel de variations des stocks de biomasse ligneuse et herbacée (séparément) par type d'activités à l'aide de la méthode gains-pertes ou de la méthode de différence des stocks (voir ci-dessous) pour chaque cohorte de terres actuellement en phase de transition entre la conversion et un nouveau système stable de prairies.
- Déterminer les stocks de biomasse ligneuse et herbacée de la cohorte au cours de l'année précédente (en utilisant, normalement, l'inventaire précédent).
- Calculer les variations des stocks de biomasse ligneuse et herbacée pour chaque cohorte en ajoutant le taux de variations nettes aux stocks de l'année précédente.

Méthode gains-pertes – équation 2.7 au chapitre 2 :

- Déterminer les gains annuels moyens de biomasse ligneuse et herbacée (séparément).
- Déterminer les pertes annuelles moyennes de biomasse ligneuse et herbacée (séparément).
- Calculer le taux de variations nettes de la biomasse ligneuse et herbacée en soustrayant les pertes des gains.

Méthode de différence des stocks – équation 2.8 au chapitre 2 :

- Déterminer l'intervalle choisi pour l'inventaire, les stocks moyens de biomasse ligneuse et herbacée lors de l'inventaire initial, et les stocks moyens de biomasse ligneuse et herbacée lors de l'inventaire final.
- Utiliser ces chiffres pour calculer les différences nettes annuelles dans la biomasse ligneuse et herbacée en soustrayant le stock initial du stock final et en divisant cette différence par le nombre d'années entre les inventaires. Une valeur négative indiquera une diminution du stock.

- Au niveau 2, on devra disposer de facteurs d'expansion spécifiques au pays ou à l'écosystème, et utiliser les meilleures données locales disponibles – qu'il faudra aussi documenter.

6.3.1.5 ÉVALUATION DES INCERTITUDES

Les analyses d'incertitudes des *terres converties en prairies* sont fondamentalement les mêmes que celles des *prairies restant prairies*. Les inventaires du C sont soumis à deux sources d'incertitudes : 1) les incertitudes relatives aux affectations et à la gestion des terres et aux données sur l'environnement ; 2) les incertitudes relatives aux augmentations et aux pertes de carbone, aux stocks de carbone et aux termes des facteurs d'expansion pour les facteurs de changements/d'émissions des stocks aux approches de niveau 2, aux erreurs relatives à la structure du modèle/aux paramètres des approches basées sur des modèles, au niveau 3, ou aux erreurs de mesures/à la variabilité de l'échantillonnage associées aux inventaires basés sur des mesures au niveau 3. Pour plus de précisions, lire la section sur les incertitudes des *prairies restant prairies* (section 6.2.1.5).

6.3.2 Matière organique morte

La présente section étudie les variations des stocks de carbone des pools de matière organique morte (MOM) pour la catégorie d'affectation des terres *terres converties en prairies*. Les terres cultivées, terres forestières, établissements et autres catégories d'affectation des terres peuvent être converties en prairies. Les méthodes fournies concernent deux types de pools de matière organique morte : 1) le bois mort et 2) la litière. Ces pools sont définis précisément au chapitre 1 du présent volume. La section 6.2.2 traite spécifiquement du bois mort et de la litière.

L'estimation des variations des stocks de carbone de la MOM des *terres converties en prairies* requiert une approche en deux temps similaire à celle décrite à la section sur la biomasse (section 6.3.1) : une première phase au cours de laquelle on a un changement abrupt de la MOM associé au changement d'affectation des terres, notamment lorsque le changement est délibéré et associé à des opérations de préparation des terres (par exemple, défrichage ou brûlage) ; et une seconde phase qui correspond aux processus de décomposition et d'accumulation pendant la période de transition à un nouveau système stable. L'écosystème des prairies devrait atteindre, à un moment donné, un état d'équilibre qui permettra de le considérer comme *prairies restant prairies* et il sera inclus dans cette catégorie. La période transitoire par défaut après une conversion est de 20 ans, mais les pays peuvent aussi déterminer leur propre période de transition selon leurs circonstances.

Les terres converties en prairies doivent être traitées comme des cohortes annuelles, permettant de prendre en compte la période de transition ; en d'autres termes les terres converties pendant une année donnée doivent être prises en compte par les méthodes de phase 1 pendant l'année de conversion, et par les méthodes de phase 2 pour les 19 années suivantes. Au bout des 20 ans, la superficie de terres de l'année en question est ajoutée à la superficie de terres comptabilisée à la catégorie *prairies restant prairies*.

De nombreuses affectations des terres n'auront probablement pas de pools de litière ou de bois mort, en conséquence on suppose que les pools de carbone correspondant avant la conversion sont nuls, à l'exception des forêts, des agro-forêts et des terres humides converties en prairies, dont les pools de MOM pourraient renfermer une quantité importante de carbone, mais aussi des zones forestières autour des établissements pouvant avoir été définies comme établissements en raison de l'affectation géographiquement proche plutôt que de la couverture terrestre.

Il est probable qu'un certain nombre de terres converties en prairies ne vive pas de transition abrupte (par exemple, les terres cultivées abandonnées et retournant à un état de prairies). Dans ce cas, les hypothèses seront inappropriées et on aura une transition graduelle dans les pools de MOM, qui attendront un nouvel équilibre. Lorsqu'on a ce type de conversion, il faudra estimer toute la conversion suivant la phase 2.

La conversion de terres en prairies implique souvent défrichage et brûlage. Lorsqu'une terre est défrichée, la MOM peut être extraite pour l'utiliser par exemple comme bois de chauffage. Les pays pourront chercher à quantifier ces extractions et à comptabiliser le carbone d'autres secteurs (par exemple l'énergie). En outre, le brûlage de la végétation restante n'extrait pas complètement la MOM : une partie se convertit en charbon. Aux niveaux plus élevés, les pays pourront chercher à comptabiliser ce transfert à un pool de stockage de long terme.

6.3.2.1 CHOIX DE LA METHODE

Le diagramme décisionnel présenté à la figure 2.3 du chapitre 2 fournit des recommandations sur la sélection du niveau approprié pour la procédure d'estimation. Pour estimer les variations des stocks de carbone de la MOM, on devra estimer les variations des stocks de bois mort et de litière. Les deux pools de MOM (bois mort et litière) doivent être traités séparément, mais la méthode est la même.

Niveau 1

Au niveau 1, l'approche requiert d'estimer la superficie de tous les types de conversions de terres en n'employant que les grandes catégories de conversion (par exemple terres forestières converties en prairies). Les variations des stocks de carbone immédiates et abruptes (phase 1) du bois mort et de la litière dues à la conversion d'autres terres en prairies sont estimées à l'aide de l'équation 2.23, où C_0 est nul et T_{an} égale 1. Les valeurs par défaut de niveau 1 supposent que tout le bois mort et la litière est extrait pendant la conversion et par conséquent il n'y a pas de bois mort ou de litière restant ou accumulés dans les *terres converties en prairies*. Les pays pour lesquels on sait que cette hypothèse est fautive (par exemple lorsqu'on y pratique largement le brûlage des rémanents) sont encouragés à employer un niveau plus élevé pour les terres converties en prairies. Par ailleurs, on suppose que la biomasse des prairies atteint un état d'équilibre au cours de la première année suivant la conversion. En conséquence, au niveau 1 il n'y a pas d'émissions ou absorptions associées à la phase 2, même si les terres converties en prairies doivent être conservées dans la catégorie de conversion pendant la période de transition de 20 ans parce que les stocks des sols nécessiteront plus de temps pour atteindre l'équilibre.

Pour la plupart des systèmes, il n'existe aucune valeur par défaut disponible pour le bois mort ou la litière. Pour les forêts, s'il n'existe aucune valeur par défaut mondiale pour le bois mort, il y a des valeurs pour la litière (tableau 2.2 du chapitre 2). Les pays devront améliorer au maximum leurs estimations et utiliser des données locales provenant d'instituts de recherche agricole et forestière pour obtenir les meilleures estimations du bois mort et de la litière du système initial avant la conversion.

Niveau 2

Au niveau 2, les approches requièrent une désagrégation plus fine que celle du niveau 1. Les données sur les activités devront être présentées par régimes de gestion et zones écologiques.

De même que pour la biomasse (section 6.3.1), les impacts immédiats des activités de conversion des terres sur les cinq pools de carbone peuvent être résumés par une matrice de perturbations, qui décrit la rétention, les transferts et pertes de carbone dans les pools de l'écosystème d'origine, suite à une conversion en prairies. La matrice de perturbations définira la proportion de stock de carbone restant dans le pool et la proportion transférée à d'autres pools. Seuls quelques transferts sont possibles : ils sont présentés dans la matrice de perturbations du tableau 2.1 au chapitre 2. La matrice de perturbations permet de comptabiliser tous les pools de carbone de manière cohérente.

Les variations des stocks de carbone du bois mort immédiates et abruptes dues à la conversion d'autres terres en prairies aux niveaux 2 et 3 sont estimées à l'aide de l'équation 2.23. Pendant la période de transition, les pools gagnant ou perdant du C présentent souvent une courbe de pertes ou d'accumulation non linéaire, qui peut être représentée par des matrices de transition successives. Au niveau 2, on peut supposer qu'on a une fonction des changements linéaire ; au niveau 3, une approche basée sur ces méthodes devra utiliser une courbe réelle. Ces courbes s'appliquent à toutes les cohortes en transition pendant l'année de l'inventaire, afin d'estimer les variations annuelles des pools de litière et de bois mort.

Pour calculer les variations du carbone du bois mort et de la litière pendant la phase de transition, il existe deux méthodes :

Méthode gains-pertes – équation 2.18 au chapitre 2 : Avec cette méthode, on doit estimer la superficie de tous les types de conversions de terres et le transfert annuel moyen vers les stocks de litière et de bois mort et en provenance de ceux-ci. Pour cela il faut estimer les superficies de *terres converties en prairies* en fonction de différents types de climats ou de prairies, régimes de perturbation, de gestion, ou autres facteurs affectant significativement les pools de carbone de la litière et du bois mort et la quantité de biomasse transférée aux stocks de litière et de bois mort, et quantité de biomasse transférée depuis les stocks de litière et de bois mort, par hectare et en fonction de différents types de prairies.

Méthode de différence des stocks – équation 2.19 au chapitre 2 : La méthode de différence des stocks implique l'estimation de la superficie de *terres converties en prairies* et des stocks de litière et de bois mort à deux points temporels différents, t_1 et t_2 . Les variations annuelles des stocks de litière et de bois mort pendant l'année d'inventaire sont obtenues en divisant les variations des stocks par la période (années) passée entre les deux mesures. Cette méthode est utilisable par les pays disposant d'inventaires périodiques. Elle pourrait ne pas convenir aux régions dont les climats sont très variables, car elle pourrait donner des résultats faussés, à moins qu'on puisse faire des inventaires annuels.

Niveau 3

Au niveau 3, les pays devront se doter de méthodologies et de paramètres propres pour estimer les variations de la MOM. Ces méthodologies pourront être tirées des méthodes décrites plus haut, ou se baser sur d'autres approches, mais la méthode choisie devra toujours être documentée précisément. La méthode de différence des stocks décrite ci-dessus correspond mieux aux pays ayant choisi des méthodes de niveau 3. Les méthodes de niveau 3 sont utilisées par les pays qui disposent de facteurs d'émissions spécifiques et de données nationales

substantielles. Les pays définissant leur propre méthodologie pourront se baser sur des inventaires précis de parcelles échantillons permanentes correspondant à leurs prairies, et/ou des modèles.

6.3.2.2 CHOIX DES FACTEURS D'EMISSION/ABSORPTION

Fraction de carbone : La fraction de carbone du bois mort et de la litière est variable et dépend de l'état de décomposition. Le bois est beaucoup moins variable que la litière ; on peut employer une valeur de 0,50 tonne C (tonne m.s.)⁻¹ pour la fraction de carbone. Les valeurs de la litière des prairies vont de 0,30 à 0,50 tonne C (tonne m.s.)⁻¹. Si le pays ne dispose pas de données nationales ou spécifiques à ses écosystèmes, la valeur de 0,40 tonne C est suggérée pour la fraction de carbone (tonne m.s.)⁻¹.

Niveau 1

Au niveau 1, on suppose que les stocks de carbone de la litière et du bois mort des terres converties en prairies sont perdus lors de la conversion et qu'il n'y a pas d'accumulation de nouvelle MOM sur les prairies après la conversion. Les pays dans lesquels il y a beaucoup d'autres écosystèmes en prairies devront rassembler des données nationales de manière à pouvoir en quantifier l'impact et passer à des estimations de niveaux 2 ou 3.

Niveau 2

Selon les *bonnes pratiques*, on utilisera des données nationales sur le bois mort et la litière de différentes catégories de prairies, en plus des valeurs par défaut, si l'on ne dispose pas de valeurs spécifiques au pays ou à la région pour toutes les catégories de conversions. Les valeurs spécifiques au pays sur le transfert de carbone d'arbres et d'herbes vivants récoltés aux résidus de récoltes, sur les taux de décomposition (lorsqu'on a choisi la méthode de gains-pertes) ou les variations nettes des pools de MOM (pour la méthode de différence des stocks) pourront être tirées de facteurs d'expansion spécifiques au pays prenant en compte le type de prairies, le taux d'utilisation de la biomasse, les pratiques de récoltes et la quantité de végétation endommagée lors des récoltes. Pour les régimes de perturbations, les valeurs spécifiques au pays devront être dérivées de recherches scientifiques.

Niveau 3

Pour estimer le carbone de la MOM à un niveau désagrégé national, on devra employer un inventaire national des prairies, des modèles nationaux, ou un programme d'inventaire des gaz à effet de serre spécifique, avec des échantillonnages périodiques suivant les principes présentés à l'annexe 3A.3 du chapitre 3. Les données des inventaires pourront être associées à des études de modélisation qui capturent la dynamique de tous les pools de carbone des prairies.

Au niveau 3, les méthodes permettent d'obtenir des estimations plus certaines qu'aux niveaux moins élevés, et la corrélation entre les pools de carbone individuels est plus grande. Certains pays ont élaboré des matrices de perturbations permettant de réattribuer le carbone de différents pools pour toutes les perturbations. Parmi les autres paramètres importants pour les modèles de budget de carbone de la MOM, on a les taux de décomposition, qui peuvent varier en fonction du type de bois et des conditions climatiques, et les procédures de préparation du site (par exemple, le brûlage contrôlé diffus ou le brûlage de javelles).

6.3.2.3 CHOIX DES DONNEES SUR LES ACTIVITES

Des estimations des superficies converties en prairies sont nécessaires à tous les niveaux. Il faudra utiliser les mêmes données sur la superficie pour les calculs de la biomasse, de la matière organique morte et du carbone des sols. On pourra éventuellement agréger les données des superficies utilisées pour l'analyse des sols afin qu'elles correspondent à l'échelle spatiale requise pour les plus petites estimations de la biomasse ; toutefois aux niveaux plus élevés, la stratification devra prendre en compte les principaux types de sols. Les données des superficies devront être obtenues à l'aide des méthodes décrites au chapitre 3. On devra effectuer des vérifications par recoupement pour s'assurer que les terres converties annuellement sont représentées de manière exhaustive et cohérente, et pour éviter tout double comptage ou omission. Les données devront être désagrégées en fonction des catégories climatiques et grands types de prairies. Les inventaires de niveau 3 devront disposer d'informations plus complètes sur l'établissement de nouvelles prairies, avec des classes de sols et de climats, et une résolution spatiale et temporelle plus fine. Toutes les variations ayant eu lieu pendant la période sélectionnée comme période de transition devront être incluses avec les transitions précédant la période de transition (20 ans par défaut) en tant que subdivision de la catégorie *prairies restant prairies*. Aux niveaux plus élevés, il faudra disposer de données plus précises ; mais l'exigence minimale des *Lignes directrices GIEC* est que les superficies de conversions de forêts soient identifiées séparément, et ce, parce que les forêts présentent en général une densité en carbone plus élevée avant la conversion. En conséquence, il faudra connaître au moins en partie la matrice des changements d'affectation des terres, et si les estimations des superficies des terres se font à l'aide des approches 1 et 2 du chapitre 3, on pourra devoir consulter des enquêtes supplémentaires permettant d'identifier la superficie de terres convertie de terres forestières en prairies. Comme précisé au chapitre 3,

lorsqu'on devra mener des enquêtes il sera souvent plus exact de déterminer directement les superficies soumises à une conversion que de les estimer à partir des divergences entre les superficies de terres totales soumises à une affectation particulière à différents points temporels.

Des recommandations générales sur les approches à employer pour obtenir et catégoriser les superficies sont fournies au chapitre 3. Pour estimer les émissions et absorptions de cette source, les pays devront obtenir des estimations des superficies converties en prairies, et les désagréger afin qu'elles correspondent aux facteurs d'émissions et autres paramètres disponibles.

6.3.2.4 ÉTAPES DE CALCUL AUX NIVEAUX 1 ET 2

Au niveau 1, seuls les changements abrupts doivent être calculés, à l'aide de l'équation 2.23 où C_0 est nul et T_{an} égale 1. Les valeurs par défaut de niveau 1 supposent que tout le bois mort et la litière est extrait pendant la conversion et par conséquent il n'y a pas de bois mort ou de litière restant ou accumulés dans les *terres converties en prairies*. En conséquence, pour les conversions effectuées il y a plus d'un an mais correspondant encore à la période de transition, on suppose qu'il n'y a pas de variations nettes des stocks de C de la biomasse.

Niveau 1

Étape 1 : Déterminer les catégories de conversions de terres à utiliser pour l'évaluation, et les superficies représentatives. Ce niveau requiert des estimations des superficies des terres converties en prairies, depuis l'utilisation initiale (terres forestières, prairies, établissements, etc.) jusqu'au type de prairie final. Lorsque les calculs concernent des terres en transition, seule la superficie totale de terres converties au cours des 20 dernières années est nécessaire, car au niveau 1 on suppose qu'il n'y a pas d'accumulation des stocks de C dans la MOM au cours de la première année. À noter que toutes les prairies de plus de 20 ans devront être comptabilisées dans la catégorie *prairies restant prairies*. En conséquence les superficies de prairies âgées de 21 ans devront être transférées à cette catégorie.

Étape 2 : Déterminer les catégories d'activités à utiliser pour l'évaluation, et les superficies représentatives. La catégorie d'activités se définit par le type de conversion et, le cas échéant, la nature de la gestion de l'ancienne couverture terrestre et de la gestion des prairies, par exemple : « conversion d'une forêt tropicale saisonnière abattue en pâturage de bétail avec fourrage exotique ».

Étape 3 :

Déterminer les stocks de C de la litière et du bois mort (séparément) par hectare avant la conversion, pour toutes les catégories d'activités. Des valeurs par défaut se trouvent au chapitre traitant de la catégorie d'affectation de l'autre terre.

Étape 4 : Pour chaque catégorie d'activité, on suppose que le stock de C par hectare de bois mort et de litière (séparément) un an après la conversion en prairies est nul.

Étape 5 : Déterminer les fractions de carbone appropriées pour la biomasse de la litière et du bois mort. La valeur par défaut est de 0,50 tonne C (tonne m.s.)⁻¹ pour le bois mort et 0,40 tonne C (tonne m.s.)⁻¹ pour la litière.

Étape 6 : Estimer les variations nettes des stocks de carbone de la litière et du bois mort (séparément) en soustrayant le stock final du stock initial et en multipliant cette différence par la superficie représentative de l'activité et par la fraction de carbone de l'élément de la biomasse.

Étape 7 : Additionner les variations des stocks de carbone du bois mort et de la litière afin de déterminer les variations nettes des stocks de C de la MOM pour chaque catégorie d'activité. Les sous-totaux de chaque type de conversion devront être calculés et une somme totale devra être calculée puis inscrite en bas de la dernière colonne du tableau.

Niveau 2

Étape 1 : Déterminer les catégories de conversions de terres à utiliser pour l'évaluation, et les superficies représentatives. Des superficies représentatives des divers stades de la conversion seront nécessaires pour l'estimation des terres lors de la phase de transition.

Étape 2 : Changements abrupts

- Déterminer les catégories d'activités à utiliser pour l'évaluation, et les superficies représentatives. La catégorie d'activités se définit par le type de conversion et, le cas échéant, la nature de la gestion de l'ancienne couverture terrestre et de la gestion des prairies, par exemple : « conversion d'une forêt tropicale saisonnière abattue en pâturage de bétail avec fourrage exotique ».

- Déterminer la masse par hectare de bois mort et de litière (séparément) avant la conversion, pour toutes les catégories d'activités.
- Déterminer la masse par hectare de bois mort et de litière (séparément) un an après la conversion en prairies, pour toutes les catégories d'activités.
- Déterminer les fractions de carbone appropriées pour la litière et le bois mort. La valeur par défaut est de 0,50 tonne C (tonne m.s.)⁻¹ pour le bois mort et 0,40 tonne C (tonne m.s.)⁻¹ pour la litière.
- Estimer les variations nettes des stocks de C de la litière et du bois mort (séparément) pour tous les types de conversions en soustrayant le stock final du stock initial et en multipliant cette différence par la superficie représentative de l'activité et par la fraction de carbone de l'élément de la biomasse. Une valeur négative indique une augmentation de la MOM.
- Additionner les variations des stocks de carbone du bois mort et de la litière afin de déterminer les variations nettes des stocks de C pour chaque catégorie d'activité. Les sous-totaux de chaque type de conversion doivent être calculés, ainsi qu'une somme totale.

Étape 3 : Changements transitoires

- Déterminer les catégories et les cohortes à utiliser pour l'évaluation, et les superficies représentatives. Cette catégorie se définit par le type de conversion et, le cas échéant, la nature de la gestion de l'ancienne couverture terrestre et de la gestion des prairies, par exemple : « conversion d'une forêt tropicale saisonnière abattue en pâturage de bétail avec fourrage exotique ».
- Déterminer le taux annuel de variations des stocks de bois mort et de litière (séparément) par type d'activités à l'aide de la méthode gains-pertes ou de la méthode de différence des stocks (voir ci-dessous) pour chaque cohorte de terres actuellement en phase de transition entre la conversion et un nouveau système stable de prairies.
- Déterminer la litière et le bois mort de la cohorte au cours de l'année précédente (en utilisant, normalement, l'inventaire précédent).
- Calculer les variations des stocks de litière et de bois mort pour chaque cohorte en ajoutant le taux de variations nettes aux stocks de l'année précédente.

Méthode gains-pertes – équation 2.18 au chapitre 2 :

- Déterminer les entrées annuelles moyennes de bois mort et de litière (séparément).
- Déterminer les pertes annuelles moyennes de bois mort et de litière (séparément).
- Calculer les variations nettes du bois mort et de la litière en soustrayant les pertes des gains.

Méthode de différence des stocks – équation 2.19 au chapitre 2 :

- Déterminer l'intervalle choisi pour l'inventaire, les stocks moyens de bois mort et de litière lors de l'inventaire initial, et les stocks moyens de bois mort et de litière lors de l'inventaire final.
- Utiliser ces chiffres pour calculer les variations nettes des stocks de litière et de bois mort en soustrayant le stock initial du stock final et en divisant cette différence par le nombre d'années entre les inventaires. Une valeur négative indiquera une diminution du stock.
- Au niveau 2, on devra disposer de facteurs d'expansion spécifiques au pays ou à l'écosystème, et utiliser les meilleures données locales disponibles – qu'il faudra aussi documenter.

6.3.2.5 ÉVALUATION DES INCERTITUDES

Les analyses d'incertitudes des *terres converties en prairies* sont fondamentalement les mêmes que celles des *prairies restant prairies*. Les inventaires du C sont soumis à deux sources d'incertitudes : 1) les incertitudes relatives aux affectations et à la gestion des terres et aux données sur l'environnement ; 2) les incertitudes relatives aux augmentations et aux pertes de carbone, aux stocks de carbone et aux termes des facteurs d'expansion pour les facteurs de changements/d'émissions des stocks aux approches de niveau 2, aux erreurs relatives à la structure du modèle/paramètres des approches basées sur des modèles, au niveau 3, ou aux erreurs de mesures/à la variabilité de l'échantillonnage associées aux inventaires basés sur des mesures au niveau 3. Pour plus de précisions, lire la section sur les incertitudes des *prairies restant prairies* (section 6.2.2.5).

6.3.3 Carbone des sols

Quelle qu'aient été l'ancienne affectation des terres, les sols organiques des prairies gérées par drainage généreront des émissions. En revanche, l'impact sur les sols minéraux est moins évident pour les terres converties en prairies. Les études publiées sur les principaux types de conversion (de terres forestières en prairies, dans les tropiques) fournissent des preuves de l'existence de gains nets mais aussi de pertes nettes du carbone des sols ; et on sait que la gestion choisie pour les prairies après la conversion est également cruciale (lire par exemple Veldkamp, 2001).

La section 2.3.3 du chapitre 2 fournit des informations générales et des recommandations sur l'estimation des variations des stocks de C des sols (avec des équations) : elle est à lire avant d'étudier les recommandations spécifiques aux stocks de C des sols prairies. Les variations totales des stocks de C des sols des terres converties en prairies sont estimées à l'aide de l'équation 2.24, qui combine les variations des stocks de C organique des sols pour les sols minéraux et organiques, et les variations des stocks des pools de C inorganique des sols (niveau 3). La présente section fournit des recommandations spécifiques pour l'estimation des variations des stocks de C organique des sols. La section 2.3.3 du chapitre 2 propose une discussion générale du C inorganique des sols, en conséquence aucune information supplémentaire n'est fournie ici.

Pour estimer les variations des stocks de C des sols associées aux terres converties en prairies, les pays doivent disposer au minimum d'estimations de la superficie des terres converties en prairies au moment de la période d'inventaire, stratifiées par région climatique et type de sol. Si les données sur l'affectation et la gestion des terres sont limitées, des données agrégées, comme les statistiques de la FAO, pourront être utilisées comme point de départ, en plus des opinions des experts du pays quant à la distribution approximative des types d'affectation des terres converties et de leur gestion. Lorsqu'on ne connaît pas les anciennes affectations et conversions des terres, les variations des stocks de COS pourront tout de même être calculées à l'aide des méthodes fournies dans la section prairies restant prairies, mais la base des terres sera probablement différente pour les prairies dans l'année en cours par rapport à l'année initiale de l'inventaire. Il est toutefois essentiel que la superficie totale pour tous les secteurs d'affectation des terres soit égale sur toute la période d'inventaire (par exemple si 3 millions ha sont convertis de terres forestières et terres cultivées en prairies pendant la période d'inventaire, les prairies gagneront 3 millions ha et les terres cultivées et terres forestières perdront ces 3 millions ha correspondants pendant la dernière année d'inventaire). Les terres converties en prairies sont stratifiées en fonction des régions climatiques et des principaux types de sols, en utilisant des classifications par défaut ou spécifiques au pays. Pour ce faire, on pourra superposer des cartes des sols et des climats, et utiliser en plus des données spatialement explicites sur l'emplacement des conversions de terres.

6.3.3.1 CHOIX DE LA METHODE

Les inventaires pourront être élaborés suivant des approches de niveau 1, 2 ou 3, chaque niveau requérant successivement plus de précisions et de ressources que le précédent. Certains pays emploieront différents niveaux pour préparer leurs estimations des diverses sous-catégories de C des sols (soit, variations des stocks du C organique des sols dans les sols minéraux et organiques, et variations des stocks associées aux pools de C inorganique des sols). Au chapitre 2, des diagrammes décisionnels sont proposés pour les sols minéraux (figure 2.4) et les sols organiques (figure 2.5) afin d'aider les compilateurs d'inventaires à sélectionner le niveau approprié pour l'inventaire du C des sols de leur pays.

Sols minéraux

Niveau 1

Les variations des stocks de C organique des sols peuvent être estimées pour les sols minéraux en prenant en compte les impacts de la conversion d'affectation des terres en prairies, à l'aide de l'équation 2.25 (chapitre 2). La méthode est fondamentalement la même que celle employée pour les prairies restant prairies, sauf que les stocks de C pré-conversion dépendent des facteurs de variation des stocks d'une autre affectation des terres. Plus spécifiquement, les stocks de C organique des sols initiaux (pré-conversion) ($COS_{(0-T)}$) et les stocks correspondant à la dernière année de la période d'inventaire (COS_0) sont calculés à partir des facteurs de variation des stocks de C organique de référence par défaut (COS_{REF}) (F_{AFT} , $F_{GESTION}$, $F_{ENTREES}$). À noter que les superficies de roches exposées dans les terres forestières ou l'ancienne affectation des terres ne sont pas incluses dans le calcul des stocks de C des sols (hypothèse d'un stock nul). Les taux annuels de variations des stocks sont calculés en tant que différence entre les stocks (dans le temps) à la première et la dernière année de la période d'inventaire, divisée par la dépendance temporelle (D) des facteurs de variation des stocks des terres cultivées (20 ans par défaut).

Niveau 2

À l'approche de niveau 2 pour les sols minéraux, on emploie aussi l'équation 2.25 (chapitre 2), mais avec des stocks de C de référence et/ou des facteurs de variation des stocks spécifiques aux régions ou au pays et des données d'activités sur les affectations des terres et l'environnement désagrégées.

Niveau 3

Aux approches de niveau 3, on aura des modèles spécifiques au pays plus précis, et/ou des approches basées sur des mesures et des données d'affectation et de gestion des terres très désagrégées. Conformément aux *bonnes pratiques*, les approches de niveau 3 d'estimation des variations du C des sols imputables aux conversions d'affectation des terres vers des prairies utiliseront des modèles, des réseaux de surveillance et/ou des ensembles de données capables de représenter les transitions dans le temps à partir d'autres affectations des terres, comme les terres forestières, les terres cultivées et éventuellement les établissements et autres affectations des terres. Il est recommandé d'intégrer les méthodes de niveau 3, si possible, aux estimations d'extraction de la biomasse et du traitement des résidus de plantes post-défrichage (y compris débris ligneux et litière), car les variations de l'extraction et du traitement des résidus (par exemple, brûlage, préparation du site) affecteront les entrées de C à la formation de la matière organique des sols et les pertes de C dues à la décomposition et à la combustion. Les modèles devront avoir été évalués par des observations indépendantes sur des sites spécifiques au pays ou à la région représentatifs des influences du climat, des sols et de la gestion des prairies, sur les variations des stocks de C des sols post conversion.

Sols organiques**Niveau 1 et niveau 2**

Les *terres converties en prairies* sur des sols organiques pendant la période d'inventaire sont traitées de la même manière que les *prairies restant prairies* sur les sols organiques : c'est-à-dire qu'on applique un facteur d'émissions constant, basé sur le régime climatique, et que les pertes de C sont calculées à l'aide de l'équation 2.26 (chapitre 2). Des recommandations supplémentaires sur les approches de niveaux 1 et 2 sont fournies à la section 6.2.3.1 (*Prairies restant prairies*).

Niveau 3

Comme pour les sols minéraux, l'approche de niveau 3 signifie l'utilisation plus précise de modèles spécifiques au pays et/ou d'approches basées sur des mesures, ainsi que des données d'affectation et de gestion des terres très désagrégées (voir la section ci-dessus sur les sols minéraux)

6.3.3.2 CHOIX DES FACTEURS D'ÉMISSIONS ET DE VARIATIONS DES STOCKS

Sols minéraux**Niveau 1**

Pour les terres non gérées, et pour les terres forestières gérées, les établissements et les prairies en théorie gérées dont les régimes de perturbations sont faibles, on suppose que les stocks de C des sols sont égaux aux valeurs de référence (soit, affectation des terres, perturbations (forêts uniquement), gestion et facteurs d'entrées égalent 1). Il sera toutefois nécessaire d'appliquer les facteurs de variation des stocks appropriés afin de représenter d'autres systèmes, comme les prairies améliorées ou dégradées, ainsi que tous les systèmes de terres cultivées. Les stocks de C de référence par défaut se trouvent au tableau 2.3 (chapitre 2). Pour les facteurs de variation des stocks et les facteurs d'émissions par défaut, voir la section correspondant à l'affectation des terres (4.2.3.2 pour les terres forestières, 5.2.3.2 pour les terres cultivées, 6.2.3.2 pour les prairies, 8.2.3.2 pour les établissements, et 9.3.3.2 pour les autres terres).

Conformément aux *bonnes pratiques*, on utilisera le facteur de gestion (F_{Gestion}) des mises en réserve (tableau 5.5) lors d'une conversion de terres cultivées annuelle en prairies (c'est-à-dire lorsque la terre est reclassée dans la catégorie *prairies restant prairies*), car les systèmes de terres cultivées récemment convertis gagnent en général du C à un taux similaire à celui des terres mises en réserve. En outre, les facteurs de mises en réserve du niveau 1 ont été calculés à partir de données empiriques afin de représenter explicitement le gain attendu au cours des 20 premières années pour les terres extraites du cycle de culture. Si les pays décident de supposer qu'il y a une augmentation plus rapide du C, atteignant des niveaux indigènes en 20 ans, ils devront en fournir la justification dans leurs rapports.

Niveau 2

Pour l'approche de niveau 2, l'élément le plus important est l'estimation de facteurs de variation des stocks spécifiques au pays. Les différences des stocks de C organique des sols entre les affectations des terres sont calculées par rapport à une condition de référence, à l'aide des facteurs d'affectation des terres (F_{Aft}). Les facteurs d'entrées (F_{E}) et les facteurs de gestion (F_{Gestion}) sont ensuite utilisés pour affiner encore les stocks de C du nouveau système de prairies. Des recommandations supplémentaires sur la manière de dériver ces facteurs de variation des stocks sont fournies à la section 6.2.3.2, *Prairies restant prairies*, ainsi qu'à la section 2.3.3.1 du chapitre 2, qui présente des considérations générales. Pour obtenir des informations sur la dérivation des facteurs de variation des stocks pour d'autres secteurs d'affectation des terres, voir la section leur correspondant (4.2.3.2 pour les terres forestières, 5.2.3.2 pour les terres cultivées, 8.2.3.2 pour les établissements, et 9.3.3.2 pour les autres terres).

PÀ l'approche de niveau 2, les stocks de C de référence peuvent également être tirés des données spécifiques au pays. Néanmoins, les valeurs de référence doivent être cohérentes pour toutes 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.

Niveau 3

Il est peu probable qu'on puisse estimer des facteurs de variation des stocks en soi constants, mais plutôt des taux variables qui captureront plus exactement les effets des affectations et de la gestion des terres. Lire à la section 2.3.3.1 (chapitre 2) une discussion plus élaborée du sujet.

Sols organiques**Niveau 1 et niveau 2**

Les terres converties en prairies sur des sols organiques pendant la période d'inventaire sont traitées de la même manière que les sols organiques des *prairies restant prairies*. Le tableau 6.3 présente les facteurs d'émission de niveau 1 ; pour le niveau 2, on dérivera les facteurs d'émission à partir de données spécifiques à la région ou au pays.

Niveau 3

Il est peu probable qu'on puisse estimer des facteurs de taux d'émissions en soi constants, mais plutôt des taux variables qui captureront plus exactement les effets des affectations et de la gestion des terres. Lire à la section 2.3.3 (chapitre 2) une discussion plus élaborée du sujet.

6.3.3.3 CHOIX DES DONNEES SUR LES ACTIVITES**Sols minéraux****Niveau 1 et niveau 2**

Pour estimer les variations des stocks de carbone des sols, il faut stratifier les estimations des superficies des terres converties en prairies en fonction des grandes régions climatiques et principaux types de sols. Pour ce faire, on pourra superposer des cartes des sols et des climats, et utiliser en plus des données spatialement explicites sur l'emplacement des conversions de terres. Des descriptions précises des méthodes de classification des climats et des sols par défaut sont fournies au chapitre 3. Des informations spécifiques sont fournies dans toutes les sections traitant des différentes affectations des terres (4.2.3.2 pour les terres forestières, 5.2.3.2 pour les terres cultivées, 6.2.3.2 pour les prairies, 8.2.3.2 pour les établissements, et 9.3.3.2 pour les autres terres).

Le type de données sur les activités d'affectation et de gestion des terres est une question essentielle pour l'évaluation des impacts des terres converties en prairies sur les stocks de C organique des sols. Les données d'activités rassemblées aux approches 2 ou 3 (lire au chapitre 3 plus d'informations sur les approches) permettent de déterminer l'affectation des terres précédente pour les terres converties en prairies. À l'inverse, les données agrégées (approche 1) ne fournissent que le total des superficies pour chaque affectation des terres au début et à la fin de la période d'inventaire (par exemple, 1985 et 2005). Les données d'approche 1 sont donc insuffisantes pour déterminer les transitions spécifiques entre les catégories d'affectation des terres, à moins que des informations supplémentaires permettant de déduire le schéma des changements d'affectation des terres ne puissent être collectées (comme le suggère le chapitre 3). L'affectation des terres précédant la conversion en prairies restera donc inconnue. Aux méthodes de niveau 1 ou 2, ce n'est pas un problème car le calcul n'est pas dynamique et part de l'hypothèse qu'il y a un changement d'un état d'équilibre à un autre. Avec les données agrégées (approche 1), les variations des stocks de C organique des sols peuvent être calculées séparément pour chaque secteur d'affectation des terres, puis combinées pour obtenir les variations totales des stocks pour toutes les affectations des terres. Les estimations des variations des stocks de C des sols seront équivalentes aux résultats obtenus en utilisant des données sur les activités d'approche 2 ou 3 (soit, une matrice de changements d'affectation des terres complète), mais l'évaluation des tendances des stocks de C ne sera pertinente qu'après avoir combiné les estimations des stocks pour toutes les affectations des terres (c'est-à-dire que les stocks

augmenteront ou diminueront en fonction des variations des superficies de terres à l'intérieur d'affectations des terres spécifiques, mais ces variations seront équilibrées par des gains ou des pertes d'autres affectations des terres, et ne représenteront donc pas une véritable variation des stocks du pool des sols d'un pays. Avec des données agrégées (d'approche 1), il sera donc nécessaire de coordonner chaque secteur de terres pour que la base des terres totale soit toujours constante, en gardant à l'esprit que certains secteurs perdront ou gagneront des superficies de terres à chaque année d'inventaire, en raison des changements d'affectation des terres.

À noter qu'il ne sera pas possible de déterminer la quantité de terres cultivées annuelles converties en prairies avec des données sur les activités agrégées (approche 1). En conséquence, il faudra appliquer les facteurs de variation des stocks sans prendre en compte le taux plus lent de gains de C dans les terres cultivées récemment converties, ce qui pourrait entraîner une surestimation des gains de C sur une période de 20 ans, notamment lorsqu'on utilise une méthode de niveau 1 (pour de plus amples informations, voir *Choix des facteurs d'émissions et de variations des stocks*). On pourra notifier cette question dans la documentation du rapport, et selon les bonnes pratiques on rassemblera des informations supplémentaires pour les inventaires futurs permettant d'estimer la superficie de prairies récemment convertie depuis des terres cultivées, notamment si le C des sols est une catégorie de source clé.

Niveau 3

Au niveau 3, pour appliquer des modèles dynamiques et/ou effectuer un inventaire direct basé sur des mesures, les pays devront disposer de données aussi précises, voire plus précises qu'aux niveaux 1 et 2 sur les combinaisons de climats, de sols, de topographie et de gestion ; toutefois les besoins exacts dépendront du modèle ou du plan de mesures.

Sols organiques

Niveau 1 et niveau 2

Les terres converties en prairies sur des sols organiques pendant la période d'inventaire sont traitées de la même manière que les sols organiques des prairies restant prairies, et les recommandations relatives aux données sur les activités se trouvent à la section 6.2.3.3.

Niveau 3

Comme pour les sols minéraux, les approches de niveau 3 nécessiteront des données plus précises qu'aux niveaux 1 et 2 sur les combinaisons de climats, de sols, de topographie et de gestion ; toutefois les besoins exacts dépendront du modèle ou du plan de mesures.

6.3.3.4 ÉTAPES DE CALCUL DE NIVEAU 1

Sols minéraux

Les étapes d'estimation de COS_0 et $COS_{(0-T)}$ et des variations nettes des stocks de C des sols des terres converties en prairies sont les suivantes :

Étape 1 : Organiser les données par périodes d'inventaires en fonction des années pour lesquelles des données sur les activités ont été rassemblées (par exemple 1990 et 1995, 1995 et 2000, etc.)

Étape 2 : Déterminer l'affectation et la gestion des terres par types de sols minéraux et régions climatiques pour les terres au début de la période d'inventaire, qui peut varier en fonction de l'intervalle des données d'activités (0-T ; par exemple il y a 5, 10 ou 20 ans).

Étape 3 : Sélectionner les valeurs des stocks de C de référence (COS_{REF}), en fonction du climat et du type de sols tirés du tableau 2.3, pour toutes les superficies de terres inventoriées. Pour veiller à ne pas calculer des variations erronées des stocks de C à cause des différences entre les valeurs des stocks de référence des différents secteurs, on utilisera des stocks de C de référence identiques pour toutes les catégories d'affectation des terres.

Étape 4 : Sélectionner le facteur d'affectation des terres (F_{AFT}), le facteur de gestion ($F_{Gestion}$) et des niveaux d'entrées de C ($F_{Entrées}$) représentant le système d'affectation et de gestion des terres existant avant la conversion en prairies. Les valeurs de F_{AFT} , $F_{Gestion}$ et $F_{Entrées}$ sont fournies aux sections traitant de chaque secteur d'affectation des terres (terres cultivées au chapitre 5, prairies au chapitre 6, établissements au chapitre 8, et autres terres au chapitre 9).

Étape 5 : Multiplier ces valeurs par le stock de C des sols de référence pour estimer le stock de C organique des sols « initial » ($COS_{(0-T)}$) pour la période d'inventaire.

Étape 6 : Estimer COS_0 en répétant les étapes 1 à 4 à l'aide des mêmes stocks de C indigènes de référence (COS_{REF}), mais avec des facteurs d'affectation et de gestion des terres et d'entrées qui permettent de représenter les conditions (après la conversion en prairies) à la dernière année d'inventaire (an 0).

Étape 7 : Estimer les variations annuelles moyennes des stocks de C des sols pour la superficie pendant la période d'inventaire, ($\Delta C_{CC_{\text{Minéraux}}}$).

Étape 8 : Répéter les étapes 1 à 6 s'il y a des périodes d'inventaire supplémentaires (par exemple 1995 à 2000, 2001 à 2005, etc.).

L'exemple numérique ci-dessous traite de la conversion de terres en prairies.

L'exemple ci-dessous présente l'estimation des variations des stocks de C des sols organiques des *terres converties en prairies* à l'aide de l'équation 2.25 (chapitre 2), de facteurs de variation des stocks par défaut et de stocks de C de référence.

Exemple : Pour un sol volcanique tropical humide qui est soumis à des cultures annuelles depuis longtemps, au travail du sol intensif et où les résidus de culture sont extraits du champ, les stocks de carbone au début de la période d'inventaire (1990 dans cet exemple), $COS_{(0-T)}$, sont de 70 tonnes C ha⁻¹ • 0,48 • 1 • 0,92 = 30,9 tonnes C ha⁻¹. Suite à une conversion en pâturages améliorés (par exemple avec engrais), les stocks de carbone de la dernière année d'inventaire (2010 dans cet exemple), COS_0 , sont de 70 tonnes C ha⁻¹ • 0,82 • 1,17 • 1 = 67,2 tonnes C ha⁻¹. Par conséquent les variations annuelles moyennes des stocks de C des sols pour la superficie pendant la période d'inventaire sont (67,2 tonnes C ha⁻¹ – 30,9 tonnes C ha⁻¹) / 20 ans = 1,5 tonnes C ha⁻¹ an⁻¹. À noter que le facteur de mise en réserve (0,82) des terres cultivées est utilisé pour le F_{Gestion} des prairies parce que celles-ci ne gagnent pas tout le stock de C indigène en 20 ans. Au bout des 20 premières années, un facteur de 1 sera utilisé pour F_{Gestion} à l'approche de niveau 1.

Sols organiques

Les étapes de calcul sont les mêmes que celles décrites à la section 6.2.3.4 ci-dessus.

6.3.3.5 ÉVALUATION DES INCERTITUDES

Les analyses d'incertitudes des *terres converties en prairies* sont fondamentalement les mêmes que celles des *prairies restant prairies*. Il existe trois grandes sources d'incertitude : 1) les incertitudes relatives aux affectations et exploitation des terres et aux données sur l'environnement ; 2) les incertitudes relatives aux stocks de C des sols de référence si l'on utilise des approches de niveaux 1 ou 2 (uniquement sols minéraux) ; et 3) les incertitudes relatives aux facteurs d'émissions/de variations des stocks aux approches de niveaux 1 et 2, aux erreurs relatives à la structure du modèle/paramètres des approches basées sur des modèles, au niveau 3, ou aux erreurs de mesures/à la variabilité de l'échantillonnage associées aux inventaires basés sur des mesures au niveau 3. Pour plus de précisions, lire la section sur les incertitudes des *prairies restant prairies* (section 6.2.3.5).

6.3.4 Émissions de gaz à effet de serre sans CO₂ dues au brûlage de biomasse

Des gaz à effet de serre sont émis sur les *terres converties en prairies* par la combustion incomplète de la biomasse et de la matière organique morte (MOM) des *terres converties en prairies*. On comptabilise les émissions de la nouvelle catégorie de terres. Les émissions de gaz à effet de serre les plus importantes de la présente section sont attribuées aux terres forestières converties en prairies, mais elles peuvent aussi exister lors de la conversion de terres cultivées en prairies. Il est très peu probable qu'on ait effectué des conversions en prairies d'autres catégories d'affectations des terres (établissements, terres humides ou autres terres).

Dans les tropiques, il est commun de brûler les résidus forestiers successivement, jusqu'à ce que la plupart des résidus forestiers (ou la totalité) et de la MOM soient défrichées, pour y établir des pâturages. Dans certains endroits, trois ou quatre brûlages sont nécessaires. Une partie de la biomasse aérienne forestière extraite pendant le processus de conversion des terres forestières en prairies pourra avoir été transférée aux produits ligneux récoltés, et une partie pourra avoir été retirée du site pour être utilisée comme bois de chauffage (c'est-à-dire brûlée hors site). Le restant est normalement brûlé sur le site.

Il faudra inclure aux rapports les émissions de gaz à effet de serre dues au brûlage de biomasse dans les terres forestières non gérées, si elles sont suivies d'une conversion d'affectation, puisque la terre convertie est considérée comme une terre gérée.

La conversion de terres cultivées en prairies n'entraîne normalement pas de brûlage de la biomasse. Toutefois, lorsque le brûlage existe, les pays devront en indiquer les émissions de gaz à effet de serre correspondant dans leurs rapports, sur une base annuelle.

L'approche à utiliser pour estimer les émissions sans CO₂ dues au brûlage de biomasse des *terres converties en prairies* est essentiellement la même que celle des *prairies restant prairies*.

6.3.4.1 CHOIX DE LA METHODE

Le diagramme décisionnel de la figure 2.6 du chapitre 2 fournit des recommandations sur la sélection du niveau à utiliser par les pays qui estiment les émissions de gaz à effet de serre des *terres converties en prairies*.

Le choix de la méthode dépend directement de la disponibilité des données nationales sur la superficie de terres converties brûlées, la masse de combustible disponible et les facteurs d'émissions et de combustion. Aux niveaux plus élevés, on utilisera des données spécifiques au pays sur la masse de combustible disponible, afin de représenter la quantité de biomasse transférée aux produits ligneux récoltés (le cas échéant), extraite pour en faire du combustible et brûlée hors site.

Les pays devront chercher à utiliser des méthodes de niveau 2 ou 3 si les émissions de gaz à effet de serre dues au brûlage de biomasse sur les *terres converties en prairies* sont une catégorie clé.

6.3.4.2 CHOIX DES FACTEURS D'EMISSION

Niveau 1

La masse de combustible disponible à la combustion (M_B à l'équation 2.27) est essentielle à l'estimation des émissions de gaz à effet de serre. Des données par défaut sont données aux tableaux 2.4 à 2.6 du chapitre 2, pour l'estimation des émissions à l'approche de niveau 1. Les pays doivent voir si leurs types de végétation correspondent ou non aux grandes catégories de végétation décrites dans les tableaux par défaut. Au niveau 1, on suppose que toute la biomasse aérienne et toute la MOM de l'ancienne catégorie de terres sont perdues immédiatement après la conversion. Les valeurs par défaut de la biomasse avant conversion se trouvent dans les chapitres correspondant aux affectations des terres respectives (par exemple, les facteurs par défaut des terres forestières se trouvent au chapitre traitant de la biomasse des terres forestières).

Niveau 2

À la méthode de niveau 2, il faudra utiliser des estimations spécifiques au pays de la consommation de combustible. Les données devront être désagrégées en fonction des types de forêts, pour le cas des *terres forestières converties en prairies*. Il faudra développer des facteurs d'émissions et de combustion reflétant au mieux les conditions nationales (zone climatique, biome, conditions du brûlage) et fournir des plages d'incertitudes. En outre, contrairement au niveau 1 où l'on suppose que tout le carbone de la biomasse aérienne et de la MOM est perdu immédiatement après la conversion, au niveau 2 les transferts de biomasse aux produits ligneux récoltés et au bois de chauffage (brûlé hors site) devront être estimés pour obtenir des estimations fiables de la masse de combustible disponible à la combustion.

Niveau 3

Au niveau 3, tous les paramètres devront être spécifiques au pays.

6.3.4.3 CHOIX DES DONNEES SUR LES ACTIVITES

Les données sur les activités nécessaires à l'estimation des émissions de gaz à effet de serre dues au brûlage de la biomasse concernent les superficies affectées par cette activité. Les pays devront stratifier la superficie convertie en prairies par terres forestières et cultivées converties, car la quantité de combustible disponible au brûlage peut varier énormément d'une catégorie d'affectation des terres à l'autre.

Niveau 1

Les pays ayant choisi une méthode de niveau 1 devront estimer les superficies converties en prairies à partir des affectations des terres initiales (terres forestières, terres cultivées, etc.). Il faudra estimer les conversions annuellement. Plusieurs approches sont possibles pour effectuer les estimations : (1) appliquer un taux de conversion en prairies à la superficie annuelle totale convertie (le taux peut être estimé sur la base des connaissances historiques, grâce à l'opinion d'experts et/ou à partir d'échantillons de superficies converties et d'évaluations de l'affectation des terres finale) ; ou (2) utiliser des sources internationales comme la FAO pour estimer la superficie de terres forestières et de terres cultivées converties annuellement, et utiliser l'opinion d'experts pour estimer la proportion de cette superficie convertie en prairies.

Niveau 2

Si possible, les pays devront utiliser des estimations des superficies réelles pour toutes les conversions possibles en prairies. Des données télédéteectées périodiquement, de résolution adéquate, permettront d'obtenir de meilleures estimations des conversions d'affectation des terres que les approches du niveau 1. Leur analyse devra se baser sur la couverture complète du territoire ou des échantillons représentatifs sélectionnés, à partir desquels on pourra dériver des estimations des superficies converties en prairies sur le territoire entier.

Niveau 3

Au niveau 3, les données sur les activités devront être obtenues à l'aide de la méthode d'approche 3, présentée au chapitre 3, pour laquelle on estime la superficie totale annuelle convertie en prairies, à partir de terres forestières, terres cultivées ou toute autre catégorie d'affectation des terres. Les données devront être désagrégées en fonction des types de biomes, climats, frontières politiques, ou d'une combinaison de ces paramètres.

6.3.4.4 ÉVALUATION DES INCERTITUDES

Niveau 1

Au niveau 1, de nombreuses sources d'incertitude existent : (i) l'emploi de taux moyens nationaux ou mondiaux de conversion ou d'estimations grossières des superficies de terres converties en prairies ; (ii) l'utilisation d'estimations des superficies converties brûlées en tant que pratiques de gestion (élimination de la biomasse de l'affectation des terres initiales afin d'établir une terre agricole) ; (iii) la masse de combustible disponible ; et (iv) les facteurs d'émissions et de combustion. Les incertitudes associées aux facteurs d'émissions et de combustion sont fournies, avec celles des éléments (i) et (ii) qui peuvent beaucoup changer en fonction de la méthode d'estimation employée. En conséquence des ces incertitudes, au niveau 1 les estimations de superficies brûlées seront probablement inférieures à 20 %, et les émissions par unités de superficies resteront dans un facteur de 2.

Niveau 2

L'utilisation d'estimations des superficies tirées de sources plus fiables (données télédéteectées, approche par échantillons) permettra d'améliorer l'exactitude par rapport au niveau 1 et à l'approche 1 (chapitre 3). Ces sources permettront également d'obtenir de meilleures estimations des superficies converties et brûlées. Prendre en compte la biomasse transférée aux produits ligneux récoltés ou extraite du site pour en faire du bois de chauffage, et la biomasse laissée en décomposition sur le site, permettra d'éliminer le biais (surestimation) des estimations. Lorsqu'elles sont liées à des plages d'erreur (sous forme de déviations types), les estimations des facteurs d'émissions et combustion nationales permettront d'évaluer les incertitudes associées aux *terres converties en prairies*.

Niveau 3

Les incertitudes associées aux données sur les activités de niveau 3 seront probablement moins élevées qu'aux niveaux 1 ou 2, et dépendront de la télédétection et d'enquêtes de terrain, ainsi que le l'approche à la modélisation utilisée, et les entrées de données.

6.4 EXHAUSTIVITE, SERIES TEMPORELLES, AQ/CQ ET ETABLISSEMENT DE RAPPORTS

6.4.1 Exhaustivité

Niveau 1

Au niveau 1, les inventaires des prairies seront exhaustifs lorsqu'ils présenteront les trois éléments suivants : 1) les variations des stocks de carbone et les émissions sans CO₂ (CH₄, CO, N₂O, NO_x) dues au brûlage de biomasse pour toutes les *terres converties en prairies* et *prairies restant prairies* pendant la période d'inventaire, 2) une analyse des inventaires qui prenne en compte les impacts de toutes les pratiques de gestion décrites aux méthodes de niveau 1, et 3) l'analyse des variations des climats et des sols qui influencent les émissions et absorptions (voir description au niveau 1).

Pour ces deux derniers éléments, il faudra attribuer des systèmes de gestion aux superficies de prairies et stratifier les régions climatiques et les types de sols. Selon les *bonnes pratiques*, les pays utiliseront les mêmes classifications des superficies pour les pools de biomasse et des sols que pour le brûlage de biomasse (si tant est que ces classifications sont utiles à ces catégories de source). Ainsi, la cohérence et la transparence seront assurées, et on pourra utiliser les enquêtes relatives aux terres et autres outils de collecte des données de manière efficace, mais aussi lier les variations des stocks de carbone des pools de la biomasse et des sols, et les émissions sans CO₂ dues au brûlage de biomasse.

Pour l'estimation des stocks de C des sols et de la biomasse, l'inventaire des prairies devra traiter des impacts de la gestion et des changements d'affectation des terres (*terres converties en prairies*). Néanmoins dans certains cas les données sur les activités ou les opinions d'experts pourront ne pas suffire pour estimer les impacts des pratiques de gestion, comme l'étendue et le type de gestion sylvopastorale, la gestion des engrais, l'irrigation, l'intensité de pacage, etc. Les pays devront alors formuler l'inventaire en ne traitant que des affectations des terres, mais les résultats seront incomplets et l'omission des pratiques de gestion devra être clairement précisée dans la documentation des rapports, à des fins de transparence. S'il y a des omissions, les *bonnes pratiques* exigent que l'on collecte des données sur les activités de gestion supplémentaires pour les inventaires futurs, notamment si le C de la biomasse ou des sols est une catégorie de source clé.

Si les émissions et absorptions de gaz à effet de serre sont estimées très faibles ou constantes dans le temps – par exemple pour les prairies non ligneuses où il n'y a aucune gestion ni changement d'affectation des terres –, on pourra ne pas calculer les variations des stocks de C pour certaines superficies de prairies. Si tel est le cas, les *bonnes pratiques* exigent que les pays documentent et expliquent les raisons des omissions.

Pour le brûlage de biomasse, les gaz à effet de serre sans CO₂ doivent être inclus dans les rapports pour tous les brûlages contrôlés et feux sauvages sur les prairies gérées. Sont incluses la conversion de terres forestières en prairies, où la quantité de combustible disponible au brûlage est d'ordinaire plus importante que celle des autres catégories d'affectation des terres ; les émissions dues au brûlage de la MOM, et la biomasse des arbres défrichés. Le brûlage de savanes constitue également une grande source d'émissions sans CO₂ dues au brûlage de biomasse. Il faudra inclure le brûlage de biomasse lorsque les feux sauvages sur des terres non gérées sont suivis d'une transition vers des terres gérées pendant la période d'inventaire.

L'estimation de la superficie véritablement brûlée est essentielle pour obtenir des calculs fiables des émissions de gaz à effet de serre sans CO₂. Il faudra tester rigoureusement les estimations des données télédétektées des superficies brûlées avec des données de terrain afin de s'assurer de leur exactitude. L'emploi de statistiques moyennes régionales sera probablement un moyen peu fiable d'estimer la superficie brûlée d'un pays donné.

Pour les prairies où la gestion des feux modifie l'équilibre entre la végétation ligneuse et herbacée, les émissions de CO₂ du feu pourront ne pas être équilibrées par une nouvelle fixation d'une quantité équivalente de C dans la biomasse sur le court terme, auquel cas les émissions nettes de CO₂ causées par le brûlage devront également être incluses.

Niveau 2

Les inventaires de niveau 2 présentent les mêmes éléments que le niveau 1, mais incorporent des données spécifiques au pays permettant d'estimer les facteurs de variation des stocks de C, les stocks de C des sols de référence, la densité de biomasse (charge de combustible), les facteurs d'émissions et de combustion pour le brûlage de biomasse ; et de décrire les climats et catégories de sols tout en améliorant les classifications des systèmes de gestion. En outre, selon les *bonnes pratiques*, les inventaires de niveau 2 devront incorporer des données spécifiques au pays à tous les éléments étudiés. Les inventaires seront toutefois considérés comme exhaustifs s'ils combinent des données spécifiques au pays avec des valeurs par défaut de niveau 1.

Niveau 3

En plus des éléments vus aux niveaux 1 et 2, l'exhaustivité des inventaires de niveau 3 dépendra des composantes du système d'évaluation spécifique au pays. En pratique, les inventaires de niveau 3 prendront probablement en compte toutes les émissions et absorptions des prairies à l'aide de données plus fines sur les climats, sols, le brûlage de la biomasse et les systèmes de gestion. Selon les *bonnes pratiques*, les compilateurs d'inventaires décriront et documenteront les composantes du système spécifique au pays afin de prouver l'exhaustivité de l'approche et des sources des données. S'il existe des lacunes, il faudra, selon les *bonnes pratiques*, rassembler des données supplémentaires et développer encore le système du pays.

6.4.2 Développement d'une série temporelle cohérente

Niveau 1

Disposer d'une série temporelle cohérente est essentiel pour l'évaluation des tendances des émissions et absorptions. À des fins de cohérence, les compilateurs d'inventaires devront employer les mêmes classifications et facteurs pendant toute la période d'inventaire, y compris les climats, les types de sols, les classifications des systèmes de gestion, les facteurs de variations des stocks de C, les stocks de C des sols de référence, les estimations des densité de la biomasse (charge de combustible), les facteurs de combustion, et les facteurs d'émissions sans CO₂. Des valeurs par défaut sont fournies pour tous ces éléments, en conséquence la cohérence ne devrait pas représenter de problème. En outre, la base terrestre devra également rester cohérente dans le temps, à l'exception des *terres converties en prairies* ou des prairies converties en d'autres affectations des terres.

Les pays devront employer dans tout l'inventaire des sources de données sur les activités cohérentes, qu'il s'agisse des affectations des terres, de la gestion ou du brûlage de la biomasse. Les approches d'échantillonnage, le cas échéant, devront être conservées pendant toute la durée de la période d'inventaire, pour en assurer la cohérence. Si des sous-catégories sont créées, les pays devront conserver des notes faciles à consulter de la manière dont elles ont été définies et les appliquer avec cohérence pendant tout l'inventaire.

Dans certains cas, les sources des données sur les activités, les définitions ou les méthodes peuvent changer dans le temps quand on dispose de nouvelles informations. Les compilateurs d'inventaires devront déterminer l'influence des changements de données ou de méthodes sur les tendances, et recalculer les émissions et absorptions de la série temporelle, si l'influence était considérée comme importante, à l'aide des méthodes présentées au chapitre 5 du volume 1.

Pour les variations des stocks de C, un élément clé pour produire une série temporelle cohérente sera de bien veiller à la cohérence entre les stocks de carbone des *terres converties en prairies* existant dans d'anciennes périodes d'inventaires, et l'état de ces mêmes stocks pour les terres restant prairies à la période d'inventaire actuelle. Par exemple, si 10 tonnes de biomasse aérienne vivante ont été transférées au pool de matière organique morte pour des *terres forestières converties en prairies* pendant la période d'inventaire précédente, les rapports de la période actuelle devront supposer que les stocks de carbone de départ du pool de matière organique morte sont de 10 tonnes pour ces terres.

Niveau 2

En plus des questions évoquées au niveau 1, l'introduction d'informations spécifiques au pays requiert des considérations supplémentaires, notamment l'application à tout l'inventaire de nouvelles valeurs ou classifications dérivées d'informations spécifiques au pays, et le recalcul de la série temporelle, conformément aux *bonnes pratiques*, faute de quoi les tendances positives ou négatives des stocks de C ou des émissions dues au brûlage de la biomasse pourraient être en partie dues à l'impact des modifications des méthodes d'inventaires à un moment donné de la série temporelle, sans représenter de véritables tendances.

Les nouvelles informations spécifiques au pays peuvent ne pas être disponibles pour toute la série temporelle, auquel cas il faudra, conformément aux *bonnes pratiques*, démontrer l'effet des changements des niveaux d'activité par rapport à des méthodes ou données spécifiques au pays mises à jour. Des recommandations sur les recalculs sont fournies au chapitre 5 du volume 1, le cas échéant.

Niveau 3

Comme pour les niveaux 1 et 2, il faudra, selon les bonnes pratiques, appliquer un système d'estimation spécifique au pays pendant toute la série temporelle ; les agences chargées de l'inventaire devront employer les mêmes protocoles de mesures (stratégie d'échantillonnage, méthode, etc.) et/ou modèles pendant toute la période d'inventaire.

6.4.3 Assurance de la qualité et contrôle de la qualité

Niveau 1

Conformément aux *bonnes pratiques*, on utilisera les procédures d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité pour la révision interne et externe des données d'inventaire sur les prairies. Les révisions internes devront être menées par l'agence chargée de l'inventaire, et les révisions externes par d'autres agences, experts ou groupes n'ayant pas été impliqués directement dans la compilation de l'inventaire.

La révision interne devra se concentrer sur le processus de mise en place de l'inventaire, pour veiller à ce que : 1) les données sur les activités aient été stratifiées de manière appropriée par régions climatiques et types de sols ; 2) les classifications/descriptions des gestions aient été appliquées de manière appropriée ; 3) les données sur les activités aient été bien retranscrites sur les feuilles de travail ou le logiciel utilisé pour l'inventaire ; et 4) les facteurs de variation des stocks de C, les stocks de C des sols de référence, la densité de la biomasse (charge de combustible), et les facteurs d'émissions et de combustion du brûlage de biomasse aient été attribués de manière appropriée. Les mesures d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité pourront impliquer une inspection visuelle et des fonctions incluses dans le programme permettant de vérifier les entrées de données et les résultats. Il peut aussi être utile d'avoir des statistiques résumées, par exemple des superficies résumées par strates dans les feuilles de travail, pour vérifier qu'elles sont cohérentes avec les statistiques sur les affectations des terres. Les superficies totales devront rester constantes pendant toute la période d'inventaire, et les superficies par strates ne varieront que par affectation des terres ou classification de gestion (les superficies des sols et les climats devront rester constants).

La révision externe devra évaluer la validité de l'approche d'inventaire, la précision de la documentation présentée par l'inventaire, des méthodes d'explication et de la transparence générale. Il est important de savoir si la superficie totale des prairies gérées est réaliste, en prenant en compte la superficie totale des prairies du territoire. Il faudra aussi vérifier par recoupements les estimations des superficies des catégories d'affectation des

terres (soit, terres forestières, terres cultivées, prairies, etc.). Au bout du compte, la somme de toute la base terrestre d'un pays, comprenant tous les secteurs, devra être égale chaque année de la période d'inventaire.

Pour le brûlage de biomasse, il faudra faire particulièrement attention aux estimations spécifiques au pays de la superficie annuelle brûlée. Lors de l'estimation de la superficie brûlée à partir d'ensembles de données mondiaux, il faudra valider l'information à l'aide de données de terrain ou de données télédéteectées de haute résolution.

Niveau 2

En plus des mesures d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité du niveau 1, l'agence chargée de l'inventaire devra revoir les régions climatiques, types de sols, classifications des systèmes de gestion, facteurs de variation des stocks de C, stocks de C de référence, densités de la biomasse (charge de combustible), facteurs de combustion et/ou facteurs d'émissions sans CO₂ pour le brûlage de biomasse spécifiques au pays. Si les facteurs des sols se basent sur des mesures directes et des révisions externes, l'agence chargée de l'inventaire devra revoir les mesures afin de s'assurer qu'elles sont représentatives des plages réelles des conditions environnementales et de la gestion, et qu'elles ont été menées conformément aux normes acceptées (IAEA, 1992). Si possible, les *bonnes pratiques* exigent de comparer les facteurs spécifiques au pays avec les facteurs de variations des stocks et d'émission et de combustion de niveau 2 utilisés par d'autres pays dans des circonstances comparables, en plus des valeurs par défaut du GIEC.

Étant donnée la complexité des tendances d'émissions et absorptions, il faudra faire appel à des spécialistes du domaine pour la révision externe, qui pourront vérifier les facteurs spécifiques au pays et/ou les classifications.

Niveau 3

Il est probable que les systèmes d'inventaires spécifiques au pays doivent faire l'objet de mesures d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité autres que celles décrites pour les niveaux 1 et 2, mais tout dépendra des systèmes élaborés. Selon les *bonnes pratiques*, on élaborera un protocole d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité spécifique au système d'inventaire avancé du pays ; on archivera les résultats et on en inclura le résumé dans la documentation du rapport final.

6.4.4 Établissement de rapports et documentation

Niveau 1

En général, les *bonnes pratiques* exigent que l'on documente et archive toutes les informations requises par les estimations d'inventaire nationales. Au niveau 1, les compilateurs d'inventaires devront documenter les tendances des données sur les activités et les incertitudes relatives aux prairies. Parmi les principales activités, on compte les changements d'affectation des terres, le brûlage de biomasse (feux sauvages ou brûlages contrôlés), l'emploi de pratiques sylvopastorales, l'intensité de pâturage, l'emploi d'engrais minéraux ou d'amendements organiques, les pratiques d'irrigation, le chaulage et l'ensemencement sous abris avec des légumineuses ou la plantation d'espèces plus productives.

Conformément aux *bonnes pratiques*, on archivera les bases de données réelles comme les données des recensements, l'historique des brûlages et les statistiques pastorales, et les procédures utilisées pour traiter les données (programmes statistiques, etc.), les définitions utilisées pour catégoriser ou agréger les données sur les activités, et les procédures employées pour stratifier les données sur les activités par régions climatiques et types de sols. Les feuilles de travail ou le logiciel d'inventaire devront être archivés avec les fichiers d'entrées/de sorties générés pour obtenir les résultats.

Lorsque les données sur les activités ne sont pas directement disponibles dans des bases de données ou lorsqu'on a combiné plusieurs ensembles de données, les informations, hypothèses et procédures utilisées pour dériver les données sur les activités devront être décrites. La documentation devra inclure la fréquence du rassemblement des données, leur estimation, et les incertitudes associées. Il faudra documenter toutes les opinions requises auprès d'experts, et en archiver la correspondance.

Selon les *bonnes pratiques*, on documentera les tendances des stocks de C des sols et de la biomasse, et on les expliquera, ainsi que celles des émissions dues au brûlage de biomasse par rapport à l'affectation des terres et l'activité de gestion. Les variations des stocks de biomasse devront être liées directement à l'affectation des terres, aux changements de pratiques sylvopastorales ou à l'envahissement des plantes, alors que les tendances des stocks de C des sols pourront être dues à l'affectation des terres ou à des changements d'activités de gestion clés, comme décrit ci-dessus. Les émissions dues au brûlage de biomasse dépendront de l'étendue et de la fréquence des feux sauvages et des brûlages contrôlés. Il faudra expliquer toute fluctuation significative des émissions entre différentes années.

Les pays devront inclure des documents sur l'exhaustivité de leur inventaire, expliquer la cohérence ou l'incohérence de la série temporelle, et résumer les mesures d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité prises et leurs résultats.

Niveau 2

En plus des éléments vus au niveau 1, les compilateurs d'inventaires devront documenter la base sous-jacente des facteurs de variation des stocks de C spécifiques au pays, des stocks de C des sols de référence, de l'estimation de densité de la biomasse (charge de combustible), des facteurs d'émissions et de combustion pour le brûlage de biomasse, des classifications des systèmes de gestion, des régions climatiques et/ou types de sols. En outre, les *bonnes pratiques* exigent l'archivage des métadonnées et des sources des données pour toutes les informations utilisées pour estimer les valeurs spécifiques au pays.

Selon les *bonnes pratiques*, on inclura dans le rapport les nouveaux facteurs (c'est-à-dire moyennes et incertitudes), ainsi qu'une discussion des différences entre les facteurs spécifiques au pays et les valeurs par défaut de niveau 1 ainsi que les facteurs par défaut de niveau 2 de régions aux circonstances similaires à celles du pays soumettant le rapport. Si l'on a utilisé différents facteurs d'émissions, paramètres ou méthodes pour différentes années, il faudra expliquer et documenter les motifs de ce choix. En outre, les agences chargées des inventaires devront décrire les classifications spécifiques au pays de la gestion, du climat et/ou des types de sols, et il est recommandé de documenter les améliorations apportées aux méthodes d'inventaires en fonction des nouvelles classifications. Par exemple, les conditions dans lesquelles se trouvent les prairies peuvent être subdivisées en catégories supplémentaires au-delà des classes de niveau 1 (soit prairie nominale, améliorée, dégradée ou gravement dégradée), mais des subdivisions supplémentaires permettront d'améliorer les estimations d'inventaires si les variations des stocks ou les facteurs d'émissions diffèrent beaucoup dans les nouvelles catégories.

Il faudra faire la différence entre les variations des niveaux d'activités et les variations des coefficients d'émissions d'une année sur l'autre, et expliquer les raisons de ces variations, lors de l'explication des tendances des émissions et absorptions.

Niveau 3

Si les inventaires de niveau 3 nécessiteront une documentation sur les données sur les activités et les tendances des absorptions/émissions similaire à celle des approches de niveaux moins élevés, il faudra néanmoins inclure des documents supplémentaires permettant d'expliquer la base sous-jacente et le cadre utilisés par le système d'estimation spécifique au pays. Pour les inventaires basés sur des mesures, les *bonnes pratiques* exigent la documentation du plan d'échantillonnage, des procédures employées en laboratoire et des techniques d'analyse des données. Il faudra archiver les données des mesures avec les résultats obtenus par l'analyse des données. Pour les approches de niveau 3 utilisant des modèles, les *bonnes pratiques* exigent la documentation de la version du modèle et une description du modèle, ainsi qu'un archivage permanent des copies de tous les fichiers d'entrées du modèle, du code source et des programmes exécutables.

Annexe 6A.1 Estimation de facteurs de variation des stocks par défaut pour les émissions/absorptions de C des sols minéraux des prairies

Les facteurs de variation des stocks de C des sols par défaut sont fournis au tableau 6.2 ; ils ont été calculés à l'aide d'ensembles de données mondiales rassemblant des résultats d'expériences sur trois conditions générales affectant les prairies : prairies dégradées, prairies gérées de manière nominale, et prairies améliorées. Un facteur d'entrée supplémentaire a été inclus pour les prairies améliorées. Les améliorations de gestion prises en compte ici se limitent à l'apport d'engrais (organique ou inorganique), à l'ensemencement de légumineuses ou espèces herbacées, et à l'irrigation. Les prairies en surpâturage et les pâturages tropicaux mal gérés (soit, qui n'ont pas subi d'améliorations de gestion) ont été classés en tant que prairies dégradées. Les prairies indigènes ou introduites non améliorées ont été classées avec les prairies nominales. Les prairies dont la gestion a été améliorée d'une manière seulement ont été classées avec les prairies améliorées à taux d'entrées de C moyen. Pour les prairies améliorées soumises à des améliorations de gestion, les taux d'entrées de C ont été considérés comme élevés.

Les données expérimentales (voir liste de références) ont été analysées avec des modèles linéaires à effets mixtes, en prenant en compte les effets fixes et aléatoires. Parmi les effets fixes, on compte la profondeur, le nombre d'années depuis le changement de gestion et le type de changement de gestion (par exemple, d'un travail du sol réduit à une absence de travail du sol). Pour la profondeur, les données ne sont pas agrégées mais elles incluent les stocks de C mesurés pour toutes les augmentations de profondeur (par exemple, 0-5 cm, 5-10 cm, et 10-30 cm) en tant qu'élément séparé de l'ensemble de données. De même, les données collectées à différents moments mais depuis la même étude n'ont pas été agrégées. En conséquence, les effets aléatoires ont été utilisés pour tenir compte des dépendances des données de la série temporelle et parmi les éléments de données représentant différentes profondeurs dans la même étude. S'il est important, l'effet aléatoire d'un pays a été utilisé pour évaluer l'incertitude supplémentaire associée à l'application d'une valeur mondiale par défaut à un pays spécifique (compris dans les incertitudes par défaut). On a estimé des facteurs correspondant aux impacts des pratiques de gestion au bout de 20 ans, pour les 30 cm supérieurs des sols. Le taux de variance a été calculé pour toutes les valeurs des facteurs ; il peut être utilisé avec des simples méthodes de propagation d'erreur, pour obtenir des fonctions de distribution de la probabilité à densité normale.

Références

- Anderson, D.J., Perry, R.A. and Leigh, J.H. (1972). Some perspectives on shrub/environment interactions. In: McKell C.M., Blaisdell J.P., Goodon J.R. (eds), *Wildland Shrubs – Their Biology and Utilization*. USDA Forest Service, General Tech. Report INT-1.
- 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.
- Conant, R.T. and Paustian, K. (2002). Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* **16**: pp. 90_1-90_9.
- 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.
- 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.
- Follett, R. F., Kimble, J.M. and Lal, R. (2001). The potential of U.S. grazing lands to sequester soil carbon. Pages 401-430 in R. F. Follett, J.M. Kimble, and R. Lal, editor. *The Potential of U.S. Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- 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 (2003). Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Penman J., Gytarsky M., Hiraiishi 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.
- Kauffman, B., Cummings, D.L. and Ward, D.E. (1998). Fire in the Brazilian Amazon. 2. Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures. *Oecologia*, **113** pp 415-427.
- 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.
- McKeon, G.M., Hall, W.B., Henry, B.K., Stone, G.S. and Watson, I.W. (2004). Pasture Degradation and Recovery in Australia's Rangelands: Learning from History. Queensland Department of Natural Resources, Mines and Energy. pp. 256.
- Monte, L, Hakanson, L., Bergstrom, U., Brittain, J., and Heling, R. (1996). Uncertainty analysis and validation of environmental models: the empirically based uncertainty analysis. *Ecological Modelling* **91**:139-152.
- Naeth, M.A., Bailey, A.W., Pluth, D.J., Chanasyk, D.S., and Hardin, R.T. (1991). Grazing impacts on litter and soil organic matter in mixed prairie and fescue grassland ecosystems of Alberta. *Journal or Range Management* **44** pp 7-12.
- Nusser, S.M. and Goebel, J.J. (1997). The National Resources Inventory: a long-term multi-resource monitoring programme. *Environmental and Ecological Statistics* **4**:181-204.
- 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. (2006). Bias and variance in model results associated with spatial scaling of measurements for parameterization in regional assessments. *Global Change Biology* **12**:516-523.
- 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.
- Ojima, D.S., Parton, W.J., Schimel, D.S., Scurlock, J.M.O. and Kittel, T.G.F. (1993). Modeling the effects of climatic and CO₂ changes on grassland storage of soil C. *Water, Air, and Soil Pollution* **70**: pp. 643-657.
- Powers, J. S., Read, J. M., Denslow, J. S. and Guzman, S. M. (2004). Estimating soil carbon fluxes following land-cover change: a test of some critical assumptions for a region in Costa Rica. *Global Change Biology* **10**:170-181.

- 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) (1997). Evaluation and comparison of soil organic matter models. Special Issue, *Geoderma* **81**:1-225.
- Vanden Bygaart, 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.
- Veldkamp, E. (2001). Changes in soil carbon stocks following conversion of forest to pasture in the tropics. In: Holland E.A. (ed.): Notes from Underground: Soil Processes and Global Change. NATO ASI Series Berlin: Springer.
- VARIATIONS DES STOCKS DE CARBONE DES SOLS (REFERENCES UTILISEES POUR L'ANALYSE DES FACTEURS PAR DEFAUT DES SOLS MINERAUX, ANNEXE 6A.1)**
- Abril, A. and Bucher, E.H. (1999). The effects of overgrazing on soil microbial community and fertility in the Chaco dry savannas of Argentina. *Applied Soil Ecology* **12**:159-167.
- Aina, P.O. (1979). Soil changes resulting from long-term management practices in Western Nigeria. *Soil Science Society of America Journal* **43**:173-177.
- Arnold, P.W., Hunter, F. and Gonzalez Fernandez, P. (1976). Long-term grassland experiments at Cockle Park. *Annales Agronomiques* **27**:1027-1042.
- Banerjee, M.R., Burton, D.L., McCaughey, W.P. and Grant, C.A. (2000). Influence of pasture management on soil biological quality. *Journal of Range Management* **53**:127-133.
- Bardgett, R.D., Frankland, J.C. and Whittaker, J.B. (1993). The effects of agricultural practices on the soil biota of some upland grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **45**:25-45.
- Barrow, N.J. (1969). The accumulation of soil organic matter under pasture and its effect on soil properties. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry* **9**:437-445.
- Biondini, M.E., Patton, B.D. and Nyren, P.E. (1998). Grazing intensity and ecosystem processes in a northern mixed-grass prairie, USA. *Ecological Applications* **8**:469-479.
- Cantarutti, R.B., Brage, J.M., Boddey, R.M. and Resende, S.d.P. (1995). Caracterizacao do status de nitrogenio em solosob pastagm de Brachiaria humidicola pura e consorciada com Desmodium ovalifolium cv. Itabela. Pages 733-735 in Proceedings of the XXV Congresso Brasileiro do Ciencia do Solo, Micoso, MG, Brazil.
- Carr, S.C.M., and Turner, J.S. (1959). The ecology of the Bogong high plains II. Fencing experiments in grassland C. *Australian Journal of Botany* **7**:34-83.
- Carter, M.R., Angers, D.A. and Kunelius, H.T. (1994). Soil structural for and stability, and organic matter under cool-season perennial grasses. *Soil Science Society of America Journal* **58**:1194-1199.
- Cerri, C.C., Volkoff, B. and Andreaux, F. (1991). Nature and behavior of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. *Forest Ecology and Management* **38**:247-257.
- Chone, T., Andreuz, F., Correa, J.C., Volkhoff, B. and Cerri, C.C. (1991). Changes in organic matter in an Oxisol from the central Amazonian forest during eight years as pasture determined by ¹³C isotopic composition. Pages 397-405 in J. Berthelin, editor. Diversity of Environmental Biogeochemistry. Elsevier, Amsterdam.
- Chuluun, T., Tieszen, L.L. and Ojima, D. (1999). Land use impact on C4 plant cover of temperate east Asian grasslands. Pages 103-109 in K. Otsubo, editor. NIES Workshop on Information Bases and Modeling for Land-use and Land-cover Changes Studies in East Asia. Center for Global Environmental Research.
- Desjardins, T., Andreuz, F., Volkoff, B. and Cerri, C.C. (1994). Organic carbon and ¹³C content in soils and soil size-fractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in eastern Amazonia. *Geoderma* **61**:103-118.
- Eden, M.J., McGregor, D.F.M. and Viera, N.A.Q. (1990). Pasture development on cleared forest land in northern Amazonia. *The Geographical Journal* **156**:283-296.
- Escobar, C.J. and Toriatti Dematte, J.L. (1991). Distribution of organic matter and natural carbon-13 in an Ultisol in the Amazon piedmont. *Pasturas Tropicales* **13**:27-30.

- Feigl, B.J., Melillo, J. and Cerri, C.C. (1995). Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondonia (Brazil). *Plant and Soil* **175**:21-29.
- Fisher, M.J., Tao, I.M., Ayarza, M.A., Lascano, C.E., Sanz, J.I., Thomas, R.J. and Vera, R.R. (1994). Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature* **371**:236-238.
- Frank, A.B., Tanaka, D.L., Hofmann, L. and Follett, R.F. (1995). Soil carbon and nitrogen of Northern Great Plains grasslands as influenced by long-term grazing. *Journal of Range Management* **48**:470-474.
- Franzluebbers, A.J., Stuedmann, J.A., Schomberg, H.H. and Wilkinson, S.R. (2000). Soil organic C and N pools under long-term pasture management in the Southern Piedmont USA. *Soil Biology and Biochemistry* **32**:469-478.
- Franzluebbers, A.J., Nazih, N., Stuedmann, J.A., Fuhrmann, J.J., Schomberg, H.H. and Hartel, P.G. (1999). Soil carbon and nitrogen pools under low- and high-endophyte-infected tall fescue. *Soil Science Society of America Journal* **63**:1687-1694.
- Garcia-Oliva, F., Casar, I., Morales, P. and Maass, J.M. (1994). Forest-to-pasture conversion influences on soil organic carbon dynamics in a tropical deciduous forest. *Oecologia* **99**:392-396.
- Goh, K.M., Stout, J.D. and Rafter, T.A. (1977). Radiocarbon enrichment of soil organic matter fractions in New Zealand soils. *Soil Science* **123**:385-391.
- Jackman, R.H. (1964). Accumulation of organic matter in some New Zealand soils under permanent pasture I. Patterns of change of organic carbon, nitrogen, sulphur, and phosphorous. *New Zealand Journal of Agricultural Research* **7**:445-471.
- Kohn, G.D., Osborne, G.J., Batten, G.D., Smith, A.N. and Lill, W.J. (1977). The effect of topdressed superphosphate on changes in Nitrogen : Carbon : Sulphur : Phosphorous and pH on a red earth soil during a long term grazing experiment. *Australian Journal of Soil Research* **15**:147-158.
- Koutika, L.S., Bartoli, F., Andreux, F., Cerri, C.C., Burtin, G., Chone, T. and Philipppy, R. (1997). Organic matter dynamics and aggregation in soils under rain forest and pastures of increasing age in the eastern Amazon Basin. *Geoderma*, **76**, 87-112.
- Loiseau, P. and Grignani, C. (1991). Status of organic nitrogen and fate of mineral nitrogen in mid-mountain pastures. *Agronomie* **11**:143-150.
- Lovell, R.D., Jarvis, S.C. and Bardgett, R.D. (1995). Soil microbial biomass and activity in long-term grassland: effects of management changes. *Soil Biology and Biochemistry* **27**:969-975.
- Lytton Hitchins, J.A., Koppi, A.J. and McBratney, A.B. (1994). The soil condition of adjacent bio-dynamic and conventionally managed dairy pasture in Victoria, Australia. *Soil Use and Management* **10**:79-87.
- Malhi, S.S., Harapiak, J.T., Nyborg, M., Gill, K.S. and Flore, N.A. (2002). Autumn and spring applications of ammonium nitrate and urea to brome grass influence total and light fraction organic C and N in a thin Black Chernozem. *Canadian Journal of Soil Science* **82**:211-217.
- Malhi, S.S., Nyborg, M., Harapiak, J.T., Heier, K. and Flore, N.A. (1997). Increasing organic C and N in soil under brome grass with long-term N fertilization. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **49**:255-260.
- Manley, J.T., Schuman, G.E., Reeder, J.D. and Hart, R.H. (1995). Rangeland soil carbon and nitrogen responses to grazing. *Journal of Soil and Water Conservation* **50**:294-298.
- Moulin, A.P., McCartney, D.H., Bittman, S. and Nuttall, W.F. (1997). Long-term effects of fertilizer on soil carbon in a pasture soil.
- Naeth, M.A., Bailey, A.W., Pluth, D.J., Chanasyk, D.S. and Hardin, R.T. (1991). Grazing impacts on litter and soil organic matter in mixed prairie and fescue grassland ecosystems of Alberta. *Journal of Range Management* **44**:7-12.
- Neill, C., Melillo, J.M., Steudler, P.A., Cerri, C.C., Moraes, J.F.L.d., Piccolo, M.C. and Brito, M. (1997). Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the Southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications* **7**:1216-1225.
- Nyborg, M., Malhi, S.S., Solberg, E.D. and Izaurralde, R.C. (1999). Carbon storage and light fraction C in a grassland dark gray chernozem soil as influenced by N and S fertilization. *Canadian Journal of Soil Science* **79**:317-320.
- Oberson, A., Friesen, D.K., Tiessen, H., Morel, C. and Stahel, W. (1999). Phosphorus status and cycling in native savanna and improved pastures on an acid low-P Colombian oxisol. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **55**:77-88.

- Reiners, W.A., Bouwman, A.F., Parsons, W.F.J. and Keller, M. (1994). Tropical rain forest conversion to pasture: Changes in vegetation and soil properties. *Ecological Applications* **4**:363-377.
- Ridley, A.M., Slattery, W.J., Halyar, K.R. and Cowling, A. (1990). The importance of the carbon cycle to acidification of grazed animal pasture. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **30**:529-537.
- Rixon, A.J. (1966). Soil fertility changes in a redbrown earth under irrigated pastures. *Australian Journal of Agricultural Research* **17**:303-316.
- Russell, J.S. (1960). Soil fertility changes in the long term experimental plots at Kybybolite, South Australia. I. Changes in pH, total nitrogen, organic carbon and bulk density. *Australian Journal of Agricultural Research* **11**:902-926.
- Schuman, G.E., Reeder, J.D., Manley, J.T., Hart, R.H. and Manley, W.A. (1999). Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. *Ecological Applications* **9**:65-71.
- Shiel, R.S. (1986). Variation in amounts of carbon and nitrogen associated with particle size fractions of soils from the Palace Leas meadow hay plots. *Journal of Soil Science* **37**:249-257.
- Skjemstad, J.O., Catchpoole, V.R., Feuvre, R.P.I. and Le Feuvre, R.P. (1994). Carbon dynamics in Vertisols under several crops as assessed by natural abundance ^{13}C . *Australian Journal of Soil Research* **32**:311-321.
- Smoliak, S., Dormaar, J.F. and Johnston, A. (1972). Long-term grazing effects on Stipa-Bouteloua prairie soils. *Journal of Range Management* **25**:246-250.
- Trumbore, S.E., Davidson, E.A., Barbosa De Camargo, P., Nepstad, D.C. and Martinelli, L.A. (1995). Below-ground cycling of carbon in forests and pastures of Eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles* **9**:515-528.
- Veldkamp, E. (1994). Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. *Soil Science Society of America Journal* **58**:175-180.
- Walker, T.W., Thapa, B.K. and Adams, A.F.R. (1959). Studies on soil organic matter. 3. Accumulation of carbon, nitrogen, sulphur, organic and total phosphorous in improved grassland soils. *Soil Science* **87**:135-140.
- Wang, Y. and Chen, Z. (1998). Distribution of soil organic carbon in the major grasslands of Xilinguole, Inner Mongolia, China. *Acta Phytocologica Sinica* **22**:545-551.
- Wood, K.M., and Blackburn, W.H. (1984). Vegetation and soil responses to cattle grazing systems in the Texas rolling plains. *Journal of Range Management* **37**:303-308