

## **CHAPITRE 11**

---

# **EMISSIONS DE N<sub>2</sub>O DES SOLS GERES ET EMISSIONS DE CO<sub>2</sub> DUES AU CHAULAGE ET A L'APPLICATION D'UREE**

## **Auteurs**

Cecile De Klein (Nouvelle Zélande), Rafael S.A. Novoa (Chili), Stephen Ogle (États-Unis), Keith A. Smith (Royaume-Uni), Philippe Rochette (Canada) et Thomas C. Wirth (États-Unis)

Brian G. McConkey (Canada), Arvin Mosier (États-Unis) et Kristin Rypdal (Norvège)

## **Contributeurs**

Margaret Walsh (États-Unis) et Stephen A. Williams (États-Unis),

## Table des matières

|          |   |       |
|----------|---|-------|
| 11       | Émissions de N <sub>2</sub> O des sols gérés et émissions de CO <sub>2</sub> dues au chaulage et à l'application d'urée ..... | 11.5  |
| 11.1     | Introduction.....   | 11.5  |
| 11.2     | Émissions de N <sub>2</sub> O des sols gérés.....   | 11.5  |
| 11.2.1   | Émissions directes de N <sub>2</sub> O .....  | 11.6  |
| 11.2.1.1 | Choix de la méthode .....   | 11.7  |
| 11.2.1.2 | Choix des facteurs d'émissions.....   | 11.11 |
| 11.2.1.3 | Choix des données sur les activités.....  | 11.13 |
| 11.2.1.4 | Évaluation des incertitudes .....   | 11.18 |
| 11.2.2   | Émissions indirectes de N <sub>2</sub> O .....  | 11.22 |
| 11.2.2.1 | Choix de la méthode .....   | 11.22 |
| 11.2.2.2 | Choix des facteurs d'émission, de volatilisation et de lixiviation.....   | 11.26 |
| 11.2.2.3 | Choix des données sur les activités.....  | 11.26 |
| 11.2.2.4 | Évaluation des incertitudes .....   | 11.27 |
| 11.2.3   | Exhaustivité, série temporelle, AQ/CQ .....   | 11.28 |
| 11.3     | Émissions de CO <sub>2</sub> dues au chaulage.....  | 11.30 |
| 11.3.1   | Choix de la méthode.....  | 11.30 |
| 11.3.2   | Choix des facteurs d'émissions .....  | 11.33 |
| 11.3.3   | Choix des données sur les activités .....   | 11.33 |
| 11.3.4   | Évaluation des incertitudes.....  | 11.34 |
| 11.3.5   | Exhaustivité, série temporelle, AQ/CQ .....   | 11.34 |
| 11.4     | Émissions de CO <sub>2</sub> dues aux engrais à l'urée .....  | 11.36 |
| 11.4.1   | Choix de la méthode.....  | 11.36 |
| 11.4.2   | Choix du facteur d'émissions .....  | 11.39 |
| 11.4.3   | Choix des données sur les activités .....   | 11.39 |
| 11.4.4   | Évaluation des incertitudes.....  | 11.39 |
| 11.4.5   | Exhaustivité, cohérence des séries temporelles, AQ/CQ.....  | 11.40 |
|          | Annexe 11A.1 Références des données sur les résidus de récoltes du tableau 11.2.....  | 11.43 |
|          | Références.....   | 11.59 |

## Équations

|  |       |
|--|-------|
| Équation 11.1 Émissions directes de N <sub>2</sub> O des sols gérés (niveau 1).....  | 11.7  |
| Équation 11.2 Émissions directes de N <sub>2</sub> O des sols gérés (niveau 2).....  | 11.11 |
| Équation 11.3 N dû à l'ajout de N organique appliqué aux sols (niveau 1).....  | 11.14 |
| Équation 11.4 N dû au fumier animal appliqué aux sols (niveau 1) .....   | 11.14 |
| Équation 11.5 N dans l'urine et les fèces déposées par les animaux paissant sur des pâturages, parcours et parcelles (niveau 1).....   | 11.15 |
| Équation 11.6 N des résidus de récoltes et du renouvellement des fourrages/pâturages (niveau 1) .....  | 11.15 |
| Équation 11.7 Correction du poids sec des rendements agricoles inclus dans les rapports.....   | 11.16 |
| Équation 11.7A Autre approche à l'estimation de F <sub>RR</sub> (à l'aide du tableau 11.2).....  | 11.17 |
| Équation 11.8 N minéralisé dans les sols minéraux en conséquence de pertes du C des sols en raison de changements d'affectations des terres ou de gestion (niveaux 1 et 2) ..... | 11.17 |
| Équation 11.9 N <sub>2</sub> O dû au dépôt atmosphérique de N volatilisé depuis des sols gérés (niveau 1).....   | 11.24 |
| Équation 11.10 N <sub>2</sub> O dû à la lixiviation/écoulements de N de sols gérés dans les régions où existent la lixiviation et les écoulements (niveau 1).....                | 11.24 |
| Équation 11.11 N <sub>2</sub> O dû au dépôt atmosphérique de N volatilisé depuis des sols gérés (niveau 2).....  | 11.25 |
| Équation 11.12 Émissions annuelles de CO <sub>2</sub> dues à l'application de chaux .....  | 11.30 |
| Équation 11.13 Émissions annuelles de CO <sub>2</sub> dues à l'application d'urée .....  | 11.37 |

## Figures

|   |       |
|---|-------|
| Figure 11.1 Figure schématique d'illustration des sources et chemins pris par le N entraînant des émissions directes et indirectes de N <sub>2</sub> O depuis les sols et l'eau ..... | 11.9  |
| Figure 11.2 Diagramme décisionnel pour les émissions directes de N <sub>2</sub> O des sols gérés.....   | 11.10 |
| Figure 11.3 Diagramme décisionnel pour les émissions indirectes de N <sub>2</sub> O des sols gérés.....   | 11.23 |
| Figure 11.4 Diagramme décisionnel d'identification du niveau approprié pour l'estimation des émissions de CO <sub>2</sub> dues au chaulage. ....                                      | 11.32 |
| Figure 11.5 Diagramme décisionnel d'identification du niveau approprié pour l'estimation des émissions de CO <sub>2</sub> dues aux engrais à l'urée. ....                             | 11.38 |

## Tableaux

|  |       |
|--|-------|
| Tableau 11.1 Facteurs d'émissions par défaut pour les émissions directes de N <sub>2</sub> O des sols gérées .....                                 | 11.12 |
| Tableau 11.2 Facteurs par défaut d'estimation du N ajouté aux sols par les résidus de récoltes <sup>a</sup> .....                                  | 11.19 |
| Tableau 11.2 (Suite) Facteurs par défaut d'estimation du N ajouté aux sols par les résidus de récoltes <sup>a</sup> .....                          | 11.20 |
| Tableau 11.2 (Suite) Facteurs par défaut d'estimation du N ajouté aux sols par les résidus de récoltes <sup>a</sup> .....                          | 11.21 |
| Tableau 11.3 Facteurs d'émissions, de volatilisation et de lixiviation par défaut pour les émissions indirectes de N <sub>2</sub> O des sols ..... | 11.27 |

# 11 ÉMISSIONS DE N<sub>2</sub>O DES SOLS GERES ET EMISSIONS DE CO<sub>2</sub> DUES AU CHAULAGE ET A L'APPLICATION D'UREE

## 11.1 INTRODUCTION

Le chapitre 11 fournit une description des méthodologies génériques à adopter pour l'inventaire des émissions d'oxyde nitreux (N<sub>2</sub>O) des sols gérés, y compris les émissions indirectes de N<sub>2</sub>O dues à l'ajout de N aux terres par dépôt ou lixiviation, et les émissions de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) dues à l'ajout de matériau de chaulage et d'engrais contenant de l'urée.

Les sols gérés<sup>1</sup> sont tous les sols gérés sur toutes terres, y compris les terres forestières. Pour le N<sub>2</sub>O, la méthode de base, à trois niveaux, est la même que celle des *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques pour l'utilisation des terres, les changements d'affectation des terres et la foresterie (GPG-LULUCF)* pour les prairies et les terres cultivées, ainsi que celle des *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (GPG2000)* pour les sols agricoles ; les parties pertinentes de la méthodologie du *GPG-LULUCF* ont été incluses pour les terres forestières. Puisque les méthodes se basent sur des pools et flux ayant lieu dans toutes les catégories d'affectation des terres, et puisque dans la plupart des cas, on ne disposera que de données agrégées nationales (c'est-à-dire non spécifiques aux affectations des terres), le présent chapitre fournit des informations génériques sur les méthodologies appliquées au niveau national. Elles comprennent :

- Un cadre général d'application des méthodes, et les équations nécessaires aux calculs ;
- Une explication des processus sous-jacents aux émissions (directes et indirectes) de N<sub>2</sub>O des sols gérés et aux émissions de CO<sub>2</sub> dues au chaulage et à l'engrais contenant de l'urée, et leurs incertitudes associées ; et
- Le choix de méthodes, de facteurs d'émissions (y compris des valeurs par défaut) et de données sur les activités, et de facteurs de volatilisation et de lixiviation.
- Si l'on dispose de données sur les activités pour des catégories d'affectation des terres spécifiques, les équations fournies pourront aussi être utilisées.

Les changements apportés aux *Lignes directrices GIEC 2006* par rapport aux *Lignes directrices GIEC 1996* comprennent :

- des conseils sur l'estimation des émissions de CO<sub>2</sub> associées à l'utilisation d'urée comme engrais ;
- une couverture complète des émissions indirectes de N<sub>2</sub>O par secteurs ;
- une étude extensive des recherches publiées menant à une révision des facteurs d'émissions de l'oxyde nitreux des sols agricoles ; et
- la suppression de la fixation de l'azote biologique comme source directe de N<sub>2</sub>O en raison du manque de preuves d'émissions importantes provenant du processus de fixation.

## 11.2 ÉMISSIONS DE N<sub>2</sub>O DES SOLS GERES

La présente section présente les méthodes et équations permettant d'estimer toutes les émissions nationales anthropiques de N<sub>2</sub>O (directes et indirectes) des sols gérés. Les équations génériques présentées ici peuvent également être utilisées pour estimer le N<sub>2</sub>O de catégories d'affectation des terres spécifiques ou par variables spécifiques à certaines conditions (par exemple, ajouts de N aux rizières), si le pays peut désagréger les données sur les activités à ce niveau (c'est-à-dire activités relatives à l'utilisation de N pour une affectation des terres spécifique).

L'oxyde nitreux se produit naturellement dans les sols *via* les processus de nitrification et de dénitrification. La nitrification est l'oxydation microbienne aérobie d'ammonium en nitrate, et la dénitrification est la réduction microbienne anaérobie de nitrate en gaz azoté (N<sub>2</sub>). L'oxyde nitreux est un intermédiaire gazeux de la séquence de réactions qu'est la dénitrification, et est un sous-produit de la nitrification s'écoulant des cellules microbiennes dans le sol et ensuite dans l'atmosphère. L'un des principaux facteurs contrôlant cette réaction est

---

<sup>1</sup> Les terres gérées sont définies à la section 1.1 du chapitre 1.

la disponibilité en N inorganique dans le sol. La présente méthodologie permet donc d'estimer les émissions de  $N_2O$  à l'aide des ajouts anthropiques de N dans les sols (par exemple engrais organiques ou synthétiques, dépôt de fumier, résidus de récoltes, boues d'épuration), ou de la minéralisation du N dans la matière organique des sols suite à un drainage/à la gestion de sols organiques, ou à des changements d'affectation des terres/de cultures sur des sols minéraux (par exemple des terres forestières/prairies/établissements convertis en terres cultivées).

Les émissions de  $N_2O$  résultant d'entrées anthropiques de N ou de la minéralisation du N peuvent avoir lieu directement (c'est-à-dire directement des sols sur lesquels on ajoute/émet du N) ou indirectement de deux manières : (i) suite à la volatilisation de  $NH_3$  et de  $NO_x$  de sols gérés, à la combustion de combustibles fossiles, au brûlage de biomasse, et au redépôt de ces gaz en découlant, ainsi que de leurs produits  $NH_4^+$  et  $NO_3^-$  sur les sols et l'eau ; et (ii) après lixiviation et écoulements de N, surtout sous forme de  $NO_3^-$ , sur des sols gérés. Ces principaux chemins pris par le  $N_2O$  sont illustrés à la figure 11.1.

Les émissions directes de  $N_2O$  des sols gérés sont estimées séparément des émissions indirectes, en utilisant un ensemble commun de données sur les activités. Les méthodologies de niveau 1 ne prennent pas en compte les différents types de couvertures terrestres, de conditions climatiques ou de pratiques de gestion (autres que celles spécifiées ci-dessus). Elles ne prennent pas non plus en compte tout temps de latence possible des émissions directes du N de résidus de récoltes, et attribuent ces émissions à l'année au cours de laquelle on retourne les résidus aux sols. Ces facteurs ne sont pas considérés lors du calcul des émissions directes (ou indirectes, le cas échéant) parce qu'on dispose de données limitées permettant d'obtenir des facteurs d'émissions appropriés. Les pays disposant de données montrant que les facteurs par défaut sont inappropriés pour leurs pays devront utiliser des équations de niveau 2 ou des approches de niveau 3 et inclure une explication complète des valeurs utilisées.

## 11.2.1 Émissions directes de $N_2O$

Dans la plupart des sols, l'accroissement de la disponibilité en N fait augmenter les taux de nitrification et de dénitrification, qui font ensuite augmenter la production de  $N_2O$ . Les augmentations de la disponibilité de N peuvent avoir lieu en raison d'ajouts anthropiques de N ou de changements d'affectation des terres et/ou de pratiques de gestion, qui minéralisent le N organique des sols.

Les sources de N suivantes sont incluses dans la méthodologie d'estimation des émissions directes de  $N_2O$  des sols gérés :

- engrais synthétiques au N ( $F_{SN}$ ) ;
- N organique appliqué comme engrais (par exemple fumier animal, compost, boues d'épuration, déchets d'équarrissage) ( $F_{ON}$ ) ;
- N de l'urine et des fèces déposé sur les pâturages, les parcours et les parcelles par les animaux paissant ( $F_{PPP}$ ) ;
- N des résidus de récoltes (aériens et souterrains), y compris de cultures fixatrices d'azote<sup>2</sup> et de fourrages lors du renouvellement des pâturages<sup>3</sup> ( $F_{RR}$ ) ;
- Minéralisation du N associée aux pertes de matière organique des sols en raison de changements d'affectation des terres ou de gestion des sols minéraux ( $F_{MOS}$ ) ; et
- drainage/gestion des sols organiques (c'est-à-dire des histosols)<sup>4</sup> ( $F_{SO}$ ).

<sup>2</sup> La fixation de l'azote biologique comme source directe de  $N_2O$  a été supprimée en raison du manque de preuves d'émissions importantes provenant du processus de fixation (Rochette et Janzen, 2005). Ces auteurs concluaient que les émissions de  $N_2O$  dues à la culture de légumineuses/fourrages ne pouvaient être estimées qu'en tant que fonction des entrées azotées aériennes et souterraines dues aux résidus de cultures/fourrages (les résidus azotés des fourrages ne sont pris en compte que lors du renouvellement des pâturages). *A contrario*, les émissions de N dues à la minéralisation de la matière organique des sols en raison d'un changement d'affectation des terres ou de gestion sont aujourd'hui incluses en tant que source additionnelle. Ces ajustements sont importants par rapport à la méthodologie précédemment décrite dans les *Lignes directrices GIEC 1996*.

<sup>3</sup> Le résidu azoté des cultures de fourrages vivaces n'est pris en compte que lors du renouvellement périodique des pâturages, c'est-à-dire pas nécessairement annuellement comme pour les cultures annuelles.

<sup>4</sup> Les sols sont dits organiques s'ils satisfont aux critères 1 et 2, ou 1 et 3 ci-dessous (FAO, 1998) : 1. Épaisseur de 10 cm minimum. Un horizon d'épaisseur inférieure à 20 cm doit avoir 12 pour cent ou plus de carbone organique lorsqu'il est mélangé à une profondeur de 20 cm ; 2. Si le sol n'est jamais saturé pendant plus de quelques jours, et contient plus de 20 pour cent (par poids) de carbone organique (environ 35 pour cent de matière organique) ; 3. Si le sol est saturé périodiquement et a : (i) au moins 12 pour cent (en poids) de carbone organique (environ 20 pour cent de matière organique) s'il n'a pas d'argile ; ou (ii) au moins 18 pour cent (par poids) de carbone organique (environ 30 pour cent de

### 11.2.1.1 CHOIX DE LA METHODE

Le diagramme décisionnel présenté à la figure 11.2 fournit des recommandations sur le niveau de méthode à utiliser.

#### Niveau 1

Dans leur forme la plus basique, les émissions de N<sub>2</sub>O des sols gérés sont estimées à l'aide de l'équation 11.1 comme suit :

**ÉQUATION 11.1**  
**ÉMISSIONS DIRECTES DE N<sub>2</sub>O DES SOLS GERES (NIVEAU 1)**

$$N_2O_{Directes} - N = N_2O - N_{N\text{ entrées}} + N_2O - N_{SO} + N_2O - N_{PPP}$$

Où :

$$N_2O - N_{N\text{ entrées}} = \left[ \left[ (F_{SN} + F_{ON} + F_{RR} + F_{MOS}) \cdot FE_1 \right] + \left[ (F_{SN} + F_{ON} + F_{RR} + F_{MOS})_{RI} \cdot FE_{1RI} \right] \right]$$

$$N_2O - N_{SO} = \left[ \left( F_{SO,CP,Temp} \cdot FE_{2CP,Temp} \right) + \left( F_{SO,CP,Trop} \cdot FE_{2CP,Trop} \right) + \left( F_{SO,F,Temp,RN} \cdot FE_{2F,Temp,RN} \right) + \left( F_{SO,F,Temp,PN} \cdot FE_{2F,Temp,PN} \right) + \left( F_{SO,F,Trop} \cdot FE_{2F,Trop} \right) \right]$$

$$N_2O - N_{PPP} = \left[ \left( F_{PPP,BVS} \cdot FE_{3PPP,BVS} \right) + \left( F_{PPP,MA} \cdot FE_{3PPP,MA} \right) \right]$$

Où :

$N_2O_{Directes} - N$  = émissions annuelles directes de N<sub>2</sub>O–N imputables aux sols gérés, kg N<sub>2</sub>O–N an<sup>-1</sup>

$N_2O - N_{N\text{ Entrées}}$  = émissions annuelles directes de N<sub>2</sub>O–N imputables aux entrées de N sur les sols gérés, kg N<sub>2</sub>O–N an<sup>-1</sup>

$N_2O - N_{SO}$  = émissions annuelles directes de N<sub>2</sub>O–N imputables aux sols organiques gérés, kg N<sub>2</sub>O–N an<sup>-1</sup>

$N_2O - N_{PPP}$  = émissions annuelles directes de N<sub>2</sub>O–N imputables aux entrées d'urine et de fèces sur les sols de paissance, kg N<sub>2</sub>O–N an<sup>-1</sup>

$F_{SN}$  = quantité annuelle de N d'engrais synthétique appliqué aux sols, kg N an<sup>-1</sup>

$F_{ON}$  = quantité annuelle de fumier animal, compost, boues d'égouts et autres ajouts de N organiques appliquée aux sols (Note : Si les boues d'égouts sont incluses, contre-vérifier avec le secteur *Déchets* afin de ne pas double compter les émissions de N<sub>2</sub>O dues au N des boues d'égout), kg N an<sup>-1</sup>

$F_{RR}$  = quantité annuelle de N retourné aux sols dans les résidus de récoltes (aériens et souterrains), y compris les cultures fixatrices d'azote et dues au renouvellement des fourrages/pâturages, kg N an<sup>-1</sup>

$F_{MOS}$  = quantité annuelle de N minéralisé dans les sols minéraux associée aux pertes de C des sols de la matière organique des sols en raison de changements d'affectation des terres ou de gestion, kg N an<sup>-1</sup>

$F_{SO}$  = superficie annuelle de sols organiques drainés/gérés, ha (Note : les indices inférieurs CP, F, Temp, Trop, RN et PN se réfèrent à terres cultivées et prairies, terres forestières, tempérée, tropicale, riche en nutriments et pauvre en nutriments, respectivement)

$F_{PPP}$  = quantité annuelle de N d'urine et de fèces déposée par les animaux paissant sur des pâturages,

---

matière organique) s'il contient 60 pour cent ou plus d'argile ; ou (iii) une quantité intermédiaire et proportionnelle de carbone organique pour des quantités intermédiaires d'argile (FAO, 1998).

parcours et parcelles, kg N an<sup>-1</sup> (Note : les indices inférieurs BVS et MA se réfèrent aux bovins, volaille et suidés, et moutons et autres animaux, respectivement)

FE<sub>1</sub> = facteur d'émissions des émissions de N<sub>2</sub>O dues aux entrées de N, kg N<sub>2</sub>O-N (kg entrées de N)<sup>-1</sup> (tableau 11.1)

FE<sub>1RI</sub> représente le facteur d'émissions des émissions de N<sub>2</sub>O dues aux entrées de N sur le riz inondé, kg N<sub>2</sub>O-N (kg entrées de N)<sup>-1</sup> (tableau 11.1) <sup>5</sup>

FE<sub>2</sub> = facteur d'émissions des émissions de N<sub>2</sub>O dues sols organiques drainés/gérés, kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (tableau 11.1) (Note : les indices inférieurs CP, F, Temp, Trop, RN et PN se réfèrent à terres cultivées et prairies, terres forestières, tempérée, tropicale, riche en nutriments et pauvre en nutriments, respectivement)

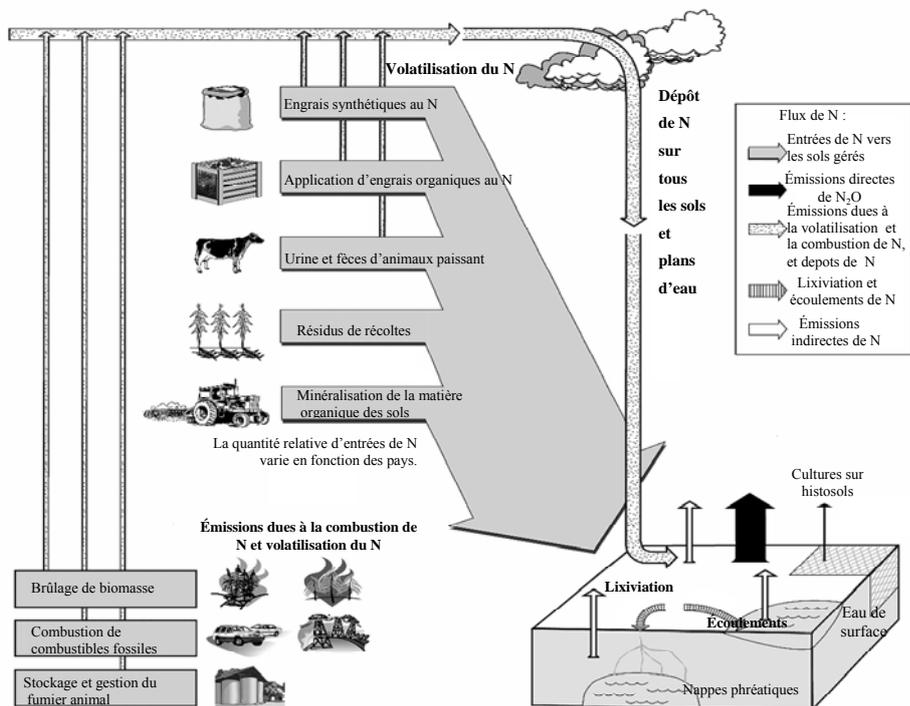
FE<sub>3PPP</sub> = facteur d'émissions des émissions de N<sub>2</sub>O dues au N de l'urine et des fèces déposé sur les pâturages, parcours et parcelles par les animaux paissant, kg N<sub>2</sub>O-N (kg entrées de N)<sup>-1</sup>; (tableau 11.1) (Note : les indices inférieurs BVS et MA se réfèrent aux bovins, volaille et suidés, et moutons et autres animaux, respectivement)

---

<sup>5</sup> Lorsqu'on connaît la quantité annuelle totale de N appliquée aux rizières inondées, cette entrée de N peut être multipliée par un facteur d'émissions plus faible applicable à la riziculture, FE<sub>1RI</sub> (tableau 11.1) (Akiyama *et al.*, 2005) ou, lorsqu'on a déterminé un facteur d'émissions spécifique au pays, par ce facteur. Si l'on a des preuves que les inondations intermittentes (décrites au chapitre 5.5) peuvent faire augmenter les émissions de N<sub>2</sub>O, les données scientifiques actuelles indiquent que FE<sub>1RI</sub> s'applique aussi aux situations d'inondations intermittentes.

**Figure 11.1** Figure schématique d'illustration des sources et chemins pris par le N entraînant des émissions directes et indirectes de N<sub>2</sub>O depuis les sols et l'eau

Note : Les sources de N appliqué ou déposé sur les sols sont représentées par des flèches, à gauche du graphique. Les chemins pris par les émissions sont également représentés par des flèches, et incluent les divers chemins de la volatilisation du NH<sub>3</sub> et du NO<sub>x</sub> de sources agricoles et non agricoles ; le dépôt de ces gaz et de leurs produits NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, et les émissions indirectes de N<sub>2</sub>O en découlant sont également représentées. « Application d'engrais organiques au N » signifie le fumier animal, tout compost, les boues d'égouts, les déchets d'abattoir étuvés, etc. Les « résidus de récoltes » incluent les résidus aériens et souterrains pour toutes les cultures (fixatrices d'azote ou non), les cultures de fourrages vivaces et les pâturages après renouvellement. En bas à droite se trouve une reproduction des sections représentatives des terres gérées ; les cultures sur histosols y sont représentées.




---



---

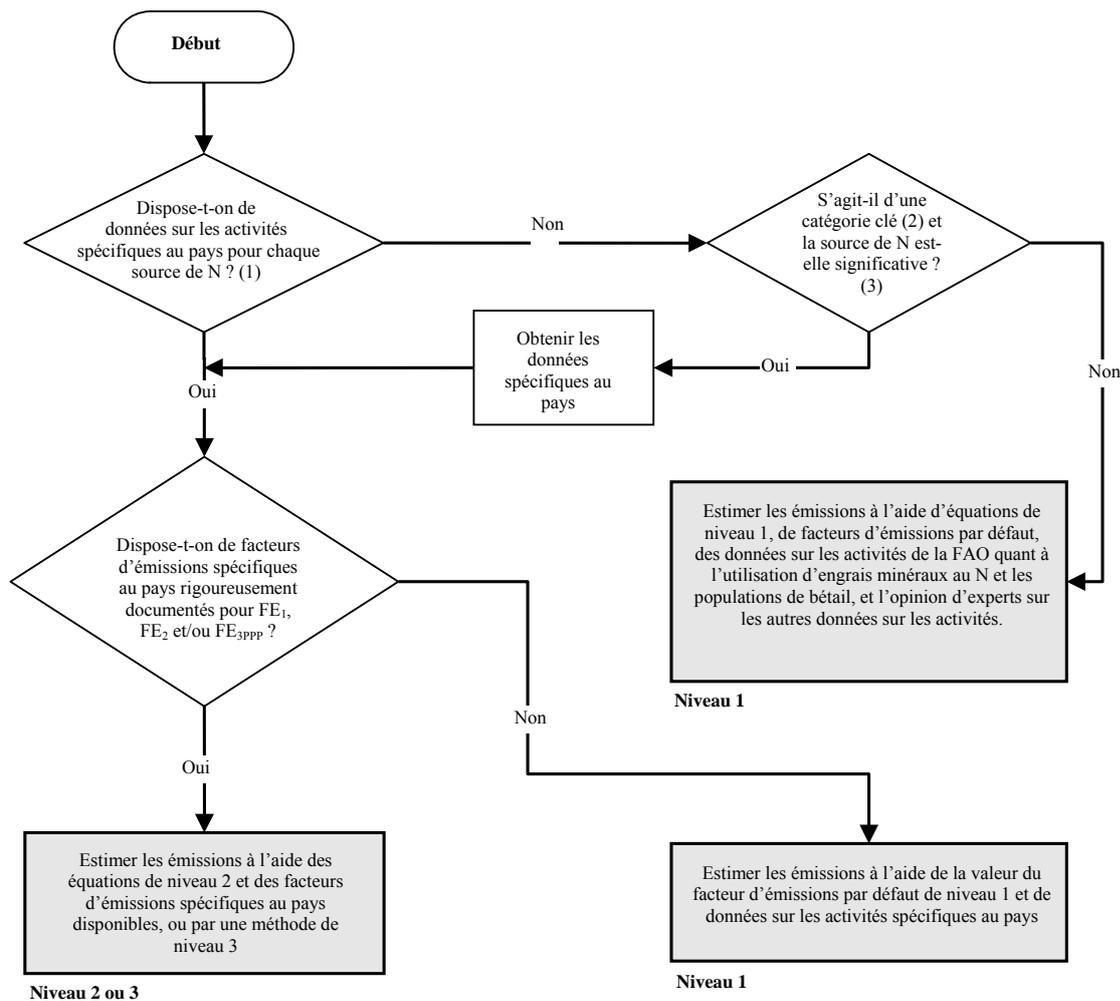


---



---

Figure 11.2 Diagramme décisionnel pour les émissions directes de N<sub>2</sub>O des sols gérés



Notes :

- (1) Les sources de N comprennent : engrais synthétique au N, ajout organique de N, dépôt d'urine et de fèces en cours de paissance, résidus de récoltes/fourrages, minéralisation du N contenu dans la matière organique des sols accompagnant les pertes de C des sols lors de changements d'affectations des terres ou de gestion et lors du drainage/gestion des sols organiques. On peut inclure d'autres ajouts de N organique dans le calcul si l'on dispose d'informations suffisantes (par exemple compost, boues d'épuration, déchets d'équarrissage). Les entrées sous formes de déchets se mesurent en unités de N et sont ajoutées comme source additionnelle en indice inférieur à F<sub>ON</sub> à l'équation 11.1, à multiplier par FE<sub>1</sub>.
- (2) Lire le chapitre 4 du volume 1 (*Choix méthodologique – Identification des catégories clés*) et particulièrement la section 4.1.2 traitant des ressources limitées, pour une discussion des *catégories clés* et de l'emploi des diagrammes décisionnels.
- (3) On considère empiriquement qu'une sous-catégorie est significative si elle est responsable de 25 à 30 % des émissions de la catégorie de source.

La conversion des émissions de N<sub>2</sub>O–N en émissions de N<sub>2</sub>O, pour l'établissement des rapports, se fait à l'aide de l'équation suivante :

$$N_2O = N_2O-N \bullet 44/28$$

## Niveau 2

Si l'on dispose de facteurs d'émissions et données sur les activités correspondantes plus précis que ceux de l'équation 11.1, on pourra entreprendre une désagrégation plus avancée des termes de l'équation. Par exemple, si l'on dispose des facteurs d'émissions et des données sur les activités pour l'application d'engrais synthétique et de N organique (F<sub>SN</sub> et F<sub>ON</sub>) dans des conditions *i* différentes, il faudra développer l'équation 11.1 pour obtenir<sup>6</sup> :

**ÉQUATION 11.2**  
**ÉMISSIONS DIRECTES DE N<sub>2</sub>O DES SOLS GERES (NIVEAU 2)**

$$N_2O_{Directes}-N = \sum_i (F_{SN} + F_{ON})_i \bullet FE_{i1} + (F_{RR} + F_{MOS}) \bullet FE_1 + N_2O-N_{SO} + N_2O-N_{PPP}$$

Où :

FE<sub>i1</sub> = facteurs d'émissions développés pour les émissions de N<sub>2</sub>O dues à l'application d'engrais synthétique et de N organique dans les conditions *i* (kg N<sub>2</sub>O–N (kg entrées de N)<sup>-1</sup>); *i* = 1, ...n.

L'équation 11.2 peut être modifiée de plusieurs façons afin de prendre en compte toute combinaison de facteurs d'émissions spécifiques aux sources de N, types de cultures, gestion, affectation des terres, climats, sols ou toute autre condition dont les données peuvent être obtenues par le pays pour toutes les variables individuelles d'entrées de N (F<sub>SN</sub>, F<sub>ON</sub>, F<sub>RR</sub>, F<sub>MOS</sub>, F<sub>SO</sub>, F<sub>PPP</sub>).

La conversion des émissions de N<sub>2</sub>O–N en émissions de N<sub>2</sub>O, pour l'établissement des rapports, se fait à l'aide de l'équation suivante :

$$N_2O = N_2O-N \bullet 44/28$$

## Niveau 3

Les méthodes de niveau 3 sont des approches par mesures ou modélisation. Il est utile d'employer des modèles car s'ils sont appropriés ils permettent de relier les variables des sols et de l'environnement responsables des émissions de N<sub>2</sub>O à la quantité d'émissions. Ces relations peuvent ensuite être utilisées pour prévoir les émissions de pays entiers ou de régions pour lesquelles il est impossible pratiquement de faire des mesures expérimentales. Les modèles ne devront être utilisés qu'après validation par des mesures expérimentales représentatives. Il faudra aussi faire attention à ce que les estimations des émissions développées par les modèles ou les mesures comptabilisent bien toutes les émissions anthropiques de N<sub>2</sub>O.<sup>7</sup> Des recommandations fournissant une base scientifique solide permettant de développer un système de comptabilisation basé sur des modèles se trouvent à la section 2.5, chapitre 2.

### 11.2.1.2 CHOIX DES FACTEURS D'EMISSIONS

#### Niveaux 1 et 2

Pour estimer les émissions directes de N<sub>2</sub>O des sols gérés, trois facteurs d'émissions (FE) sont nécessaires. Les valeurs par défaut présentées ici peuvent être utilisées à l'équation de niveau 1 ou à l'équation de niveau 2 si l'on y combine des facteurs d'émissions spécifiques au pays. Le premier FE (FE<sub>1</sub>) porte sur la quantité de N<sub>2</sub>O émise par diverses applications de N organique et synthétique aux sols, y compris les résidus de récoltes et la minéralisation du carbone organique des sols dans les sols minéraux en raison de changements d'affectation des terres ou de la gestion. Le deuxième FE (FE<sub>2</sub>) porte sur la quantité de N<sub>2</sub>O émise par une superficie de sols

<sup>6</sup> Il faut noter que l'équation 11.2 représente une modification parmi beaucoup de l'équation 11.1 à la méthode de niveau 2. La forme finale de l'équation 11.2 dépendra de la disponibilité des facteurs d'émissions spécifiques aux conditions et des capacités à désagréger les données sur les activités du pays.

<sup>7</sup> On suppose que les émissions naturelles de N<sub>2</sub>O des terres gérées sont égales aux émissions de terres non gérées, qui sont très faibles. En conséquence, presque toutes les émissions des terres gérées sont considérées comme anthropiques. Les estimations employant la méthodologie GIEC sont du même ordre de grandeur que les émissions totales mesurées sur les terres gérées. Les émissions nommées « de radiation » estimées par Bouwman (1996) (soit environ 1 kg N<sub>2</sub>O–N/ha/an sans ajout d'engrais au N) ne sont pas des émissions « naturelles » mais principalement dues aux contributions du N provenant des résidus de récoltes. Ces émissions sont anthropiques et incluses dans la méthodologie GIEC.

organiques gérés/drainés, et le troisième FE (FE<sub>3PPP</sub>) estime la quantité de N<sub>2</sub>O émise par le dépôt d'urine et de fèces par les animaux paissant sur les pâturages, parcours et parcelles. Les facteurs d'émissions par défaut des méthodes de niveau 1 se trouvent au tableau 11.1.

Suite à de nouvelles découvertes scientifiques, la valeur par défaut de FE<sub>1</sub> a été fixée à 1 % du N appliqué aux sols ou émis par des activités entraînant la minéralisation de la matière organique des sols minéraux<sup>8</sup>. Dans de nombreux cas, ce facteur sera approprié ; toutefois des données récentes suggèrent que ce facteur d'émissions pourrait être désagrégé en fonction de (1) facteurs environnementaux (climat, teneur en C organique des sols, texture des sols, drainage et pH des sols) ; et (2) facteurs liés à la gestion (taux d'application de N par type d'engrais, type de culture (avec différence entre les légumineuses, les cultures arables non légumineuses et les herbacées) (Bouwman *et al.*, 2002 ; Stehfest et Bouwman, 2006). Les pays capables de désagréger leurs données sur les activités à partir de tous ces facteurs ou de certains pourront choisir d'utiliser les facteurs d'émissions désagrégés et l'approche de niveau 2.

**TABEAU 11.1**  
**FACTEURS D'ÉMISSIONS PAR DÉFAUT POUR LES ÉMISSIONS DIRECTES DE N<sub>2</sub>O DES SOLS GÉRÉS**

| Facteur d'émission  | Valeur par défaut | Plage d'incertitude |
|---|-------------------|---------------------|
| FE <sub>1</sub> pour les ajouts de N par les engrais minéraux, les amendements organiques et les résidus de récoltes, et N minéralisé des sols minéraux en raison de pertes de carbone des sols [kg N <sub>2</sub> O–N (kg N) <sup>-1</sup> ]   | 0,01              | 0,003 – 0,03        |
| FE <sub>1RI</sub> pour les rizières inondées [kg N <sub>2</sub> O–N (kg N) <sup>-1</sup> ]  | 0,003             | 0,000 – 0,006       |
| FE <sub>2CP, Temp</sub> pour les sols de cultures organiques tempérées et de prairies (kg N <sub>2</sub> O–N ha <sup>-1</sup> )   | 8                 | 2 - 24              |
| EF <sub>2CP, Trop</sub> pour les sols de cultures organiques tropicales et de prairies (kg N <sub>2</sub> O–N ha <sup>-1</sup> )  | 16                | 5 - 48              |
| FE <sub>2F, Temp Org R</sub> pour les sols de forêts organiques tempérées et boréales riches en nutriments (kg N <sub>2</sub> O–N ha <sup>-1</sup> )  | 0,6               | 0,16 – 2,4          |
| FE <sub>2F, Temp Org P</sub> pour les sols de forêts organiques tempérées et boréales pauvres en nutriments (kg N <sub>2</sub> O–N ha <sup>-1</sup> )   | 0,1               | 0,02 – 0,3          |
| EF <sub>2F, Trop</sub> pour les sols de forêts organiques tropicales (kg N <sub>2</sub> O–N ha <sup>-1</sup> )  | 8                 | 0 - 24              |
| FE <sub>3PPP, BVS</sub> pour les bovins (laitiers, non laitiers et buffles), la volaille et les suidés [kg N <sub>2</sub> O–N (kg N) <sup>-1</sup> ]  | 0,02              | 0,007 – 0,06        |
| FE <sub>3PPP, MA</sub> pour les mouton et « autres animaux » [kg N <sub>2</sub> O–N (kg N) <sup>-1</sup> ]  | 0,01              | 0,003 – 0,03        |
| Sources :   |                   |                     |
| FE <sub>1</sub> : Bouwman <i>et al.</i> 2002a,b ; Stehfest & Bouwman, 2006 ; Novoa & Tejeda, 2006 ; FE <sub>1RI</sub> : Akiyama <i>et al.</i> , 2005 ; FE <sub>2CP, Temp</sub> , FE <sub>2CP, Trop</sub> , FE <sub>2F, Trop</sub> : Klemetsson <i>et al.</i> , 1999, <i>Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques</i> , 2000 ; FE <sub>2F, Temp</sub> : Alm <i>et al.</i> , 1999 ; Laine <i>et al.</i> , 1996 ; Martikainen <i>et al.</i> , 1995 ; Minkkinen <i>et al.</i> , 2002 ; Regina <i>et al.</i> , 1996 ; Klemetsson <i>et al.</i> , 2002 ; FE <sub>3, BVS</sub> , FE <sub>3, MA</sub> : de Klein, 2004. |                   |                     |

La valeur par défaut de FE<sub>2</sub> est 8 kg N<sub>2</sub>O–N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> pour les climats tempérés. Puisqu'on suppose que les taux de minéralisation sont deux fois plus importants dans les climats tropicaux que dans les climats tempérés, le

<sup>8</sup> La valeur de FE<sub>1</sub> a été modifiée de 1,25 % à 1 %, par rapport aux *Lignes directrices GIEC 1996*, en raison de la disponibilité de nouvelles analyses des données expérimentales (Bouwman *et al.*, 2002a,b ; Stehfest et Bouwman, 2006 ; Novoa et Tejeda, 2006). Ces analyses se basent sur un nombre de mesures bien plus élevé que lors de l'étude précédente, dont les valeurs disponibles avaient permis d'obtenir l'ancienne valeur de FE<sub>1</sub> (Bouwman, 1996). La valeur moyenne pour les émissions provoquées par les engrais et le fumier calculée dans ces études est proche de 0,9 % ; néanmoins on considère qu'étant données les incertitudes associées à cette valeur et l'inclusion d'autres contributions aux ajouts de N aux calculs des inventaires (par exemple des résidus de récoltes et de la minéralisation de la matière organique des sols), la valeur arrondie à 1 % est appropriée.

facteur d'émissions de FE<sub>2</sub> est de 16 kg N<sub>2</sub>O–N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> pour les climats tropicaux<sup>9</sup>. Les définitions des climats se trouvent à l'annexe 3A.5 du chapitre 3.

Les valeurs par défaut de FE<sub>3PPP</sub> sont de 2 % du N déposé par tous les types d'animaux sauf les « moutons et autres animaux ». Pour ces derniers, un facteur d'émissions par défaut de 1 % du N déposé peut être utilisé<sup>10</sup>.

### 11.2.1.3 CHOIX DES DONNEES SUR LES ACTIVITES

#### Niveaux 1 et 2

La présente section décrit les méthodes génériques d'estimation de la quantité de diverses entrées de N dans les sols (F<sub>SN</sub>, F<sub>ON</sub>, F<sub>RR</sub>, F<sub>MOS</sub>, F<sub>SO</sub>, F<sub>PPP</sub>) nécessaire aux méthodologies de niveau 1 ou 2 (équations 11.1 et 11.2).

#### Application d'engrais synthétique au N (F<sub>SN</sub>)

Le terme F<sub>SN</sub> porte sur la quantité annuelle d'engrais synthétique au N appliqué aux sols<sup>11</sup>. On l'estime à partir de la quantité totale d'engrais synthétique consommée annuellement. Les données sur la consommation annuelle d'engrais peuvent être tirées de statistiques officielles nationales, souvent sous forme de ventes d'engrais et/ou de production et importations nationales. Si l'on ne dispose pas de données spécifiques au pays, on pourra utiliser les données de l'International Fertilizer Industry Association (IFA) (<http://www.fertilizer.org/ifa/statistics.asp>) sur l'utilisation totale d'engrais par types et récoltes, ou de l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) : (<http://faostat.fao.org/>) sur la consommation d'engrais synthétique. Il pourra être utile de comparer les statistiques nationales aux bases de données internationales comme celles de l'IFIA et de la FAO. Si l'on a assez de données, on pourra désagréger l'utilisation d'engrais par types d'engrais, de cultures et régimes climatiques pour les principales cultures. Ces données pourront être utiles à l'élaboration d'estimations d'émissions révisées en cas d'amélioration des méthodes d'inventaires à l'avenir. À noter que la plupart des sources des données (y compris la FAO) peuvent limiter leurs données à l'utilisation agricole du N, toutefois celui-ci peut aussi être appliqué sur les terres forestières, établissements ou autres terres. Ce N non comptabilisé ne formera probablement qu'une petite partie des émissions totales. Néanmoins on recommande aux pays de chercher à obtenir ces informations supplémentaires, si possible.

#### Application d'engrais organique au N (F<sub>ON</sub>)

L'expression « application d'engrais organique au N » (F<sub>ON</sub>) porte sur la quantité d'entrées de N organique appliqué aux sols autrement que par des animaux paissant, et se calcule à l'aide de l'équation 11.3. Sont inclus le

<sup>9</sup> Les valeurs de FE<sub>2</sub> pour les climats tempérés et tropicaux du *GPG2000* sont différentes des valeurs fournies dans les *Lignes directrices GIEC 1996*.

<sup>10</sup> Il n'y avait pas de facteur d'émissions par défaut pour les moutons dans les *Lignes directrices GIEC 1996*. La valeur du facteur d'émissions par défaut de FE<sub>3PPP</sub> a été désagrégée à partir de différents types d'animaux en fonction d'une étude récente des émissions de N<sub>2</sub>O dues au dépôt d'urine et de fèces (de Klein, 2004). Cette étude indiquait que le facteur d'émissions des moutons était plus faible que celui des bovins et qu'il était plus approprié d'employer une valeur de 1 % de l'azote déposé. Le FE<sub>3PPP</sub> des moutons est plus faible en partie parce que ces animaux distribuent l'urine plus régulièrement (ils urinent moins et plus souvent) et donc ont moins d'impact sur la compaction du sol lors de la paissance. Il existe peu, voire pas de données sur les facteurs d'émissions du N<sub>2</sub>O d'autres types d'animaux, et le facteur d'émissions de la volaille et des suidés reste à 2 % de l'azote déposé. Toutefois, on peut utiliser une valeur de 1 % de l'azote déposé pour les animaux classés comme « autres animaux », c'est-à-dire les chèvres, les chevaux, les mules, les ânes, les chameaux, les rennes et les camélidés, car leurs taux et schémas d'excrétion sont probablement similaires à ceux des moutons, plutôt qu'à ceux des bovins. L'étude suggérait aussi la désagrégation possible de FE<sub>3PPP</sub> pour l'azote des fèces par rapport à l'urine. Toutefois cette désagrégation semble difficile à mettre en place car il est improbable que les pays disposent facilement des informations nécessaires pour évaluer les taux d'excrétion de l'urine et des fèces. Néanmoins les pays ayant choisi une méthodologie de niveau plus élevé pourront penser à utiliser cette approche. Et pour finir l'étude concluait que les informations actuelles restaient insuffisantes, voire peu concluantes et ne permettaient pas de désagréger FE<sub>3PPP</sub> en fonction des régions climatiques, des types de sols ou de drainage, et/ou de l'intensité de la paissance.

<sup>11</sup> À l'approche de niveau 1, la quantité d'application d'engrais minéraux azotés (F<sub>SN</sub>) et d'engrais organique azoté (F<sub>ON</sub>) n'est plus ajustée en fonction de la quantité de volatilisation de NH<sub>3</sub> et de NO<sub>x</sub> après application aux sols. Il s'agit d'une modification par rapport à la méthodologie précédemment décrite dans les *Lignes directrices GIEC 1996*. On a effectué ce changement parce que les études de terrain ont montré que lorsqu'ils étaient estimés, les facteurs d'émissions de N<sub>2</sub>O pour l'application de N n'étaient pas ajustés pour la volatilisation. En d'autres termes, ces facteurs d'émissions étaient déterminés à partir de : émissions de N<sub>2</sub>O–N dues aux engrais/quantité totale de N appliqué, au lieu de : émissions de N<sub>2</sub>O–N dues aux engrais/(quantité totale de N appliqué – NH<sub>3</sub> et NO<sub>x</sub> volatilisé). En conséquence, l'ajustement de la quantité d'entrées de N pour la volatilisation avant de multiplier le résultat par le facteur d'émissions entraînerait une sous-estimation des émissions totales de N<sub>2</sub>O. Les pays utilisant des approches de niveau 2 ou 3 doivent savoir qu'il faudra peut-être corriger les valeurs de la volatilisation de NH<sub>3</sub>/NO<sub>x</sub> après application de N organique ou minéral aux sols, en fonction du facteur d'émissions et/ou de la méthodologie d'inventaire utilisés.

fumier animal, les boues d'égouts appliquées aux sols, le compost appliqué aux sols ainsi que d'autres amendements organiques d'importance agricole régionale (par exemple, les déchets d'équarrissage, le guano, les déchets de brasseries, etc.). L'engrais au N organique ( $F_{ON}$ ) se calcule à l'aide de l'équation 11.3 :

**ÉQUATION 11.3**  
**N DU A L'AJOUT DE N ORGANIQUE APPLIQUE AUX SOLS (NIVEAU 1)**

$$F_{ON} = F_{FA} + F_{BOUES} + F_{COMP} + F_{AAO}$$

Où :

$F_{ON}$  = quantité totale annuelle d'engrais au N organique appliqué aux sols autrement que par les animaux paissant, kg N an<sup>-1</sup>

$F_{FA}$  = quantité annuelle de N de fumier animal appliqué aux sols, kg N an<sup>-1</sup>

$F_{BOUES}$  = quantité annuelle totale de N des boues d'égouts appliqué aux sols (se coordonner avec le secteur *Déchets* pour s'assurer que le N des boues d'égouts n'est pas double compté), kg N an<sup>-1</sup>

$F_{COMP}$  = quantité annuelle totale de N de compost appliqué aux sols (veiller à ne pas double compter le N du fumier du compost), kg N an<sup>-1</sup>

$F_{AAO}$  = quantité annuelle d'autres amendements organiques utilisés comme engrais (par exemple, les déchets d'équarrissage, le guano, les déchets de brasseries, etc.), kg N an<sup>-1</sup>

Le terme  $F_{FA}$  est déterminé en ajustant la quantité de N du fumier disponible ( $N_{SGF\_disp}$ ; voir équation 10.34 au chapitre 10) pour la quantité de fumier géré utilisée pour l'alimentation ( $Frac_{ALIM}$ ), brûlée comme combustible ( $Frac_{COMBUS}$ ) ou utilisée pour la construction ( $Frac_{CNST}$ ), comme le montre l'équation 11.4. Les données de  $Frac_{COMBUS}$ ,  $Frac_{ALIM}$ ,  $Frac_{CNST}$  pourront être tirées de statistiques officielles ou en consultant des experts. Néanmoins si ces données ne sont pas disponibles, utiliser  $N_{SGF\_Disp}$  pour  $F_{FA}$  sans faire d'ajustements pour  $Frac_{COMBUS}$ ,  $Frac_{ALIM}$ ,  $Frac_{CNST}$ .

**ÉQUATION 11.4**  
**N DU AU FUMIER ANIMAL APPLIQUE AUX SOLS (NIVEAU 1)**

$$F_{FA} = N_{SGF\_Disp} \cdot \left[ 1 - \left( Frac_{ALIM} + Frac_{COMBUS} + Frac_{CNST} \right) \right]$$

Où :

$F_{FA}$  = quantité annuelle de N de fumier animal appliqué aux sols, kg N an<sup>-1</sup>

$N_{SGF\_Disp}$  = quantité de N de fumier géré disponible à l'application aux sols, l'alimentation ou la construction, kg N an<sup>-1</sup> (voir équation 10.34 au chapitre 10)

$Frac_{ALIM}$  = fraction de fumier géré utilisée pour l'alimentation

$Frac_{COMBUS}$  = fraction de fumier géré utilisée comme combustible

$Frac_{CNST}$  = fraction de fumier géré utilisée pour la construction

*Urine et fèces des animaux paissant ( $F_{PPP}$ )*

Le terme  $F_{PPP}$  porte sur la quantité annuelle de N déposée sur les sols des pâturages, parcours et parcelles par les animaux paissant. Il faut noter que le N du fumier animal géré appliqué aux sols est inclus dans le terme  $F_{FA}$  de  $F_{ON}$ . Le terme  $F_{PPP}$  est estimé à l'aide de l'équation 11.5 à partir du nombre d'animaux de chaque espèce/catégorie de bétail  $T$  ( $N_{(T)}$ ), de la quantité moyenne annuelle de N excrétée par chaque espèce/catégorie de bétail  $T$  ( $N_{ex(T)}$ ), et de la fraction de ce N déposée sur les sols des pâturages, parcours et parcelles par chaque espèce/catégorie de bétail  $T$  ( $GF_{(T,PPP)}$ ). Les données nécessaires à cette équation pourront être tirées du chapitre sur le bétail (voir section 10.5, chapitre 10).

L'équation 11.5 fournit une estimation de la quantité de N déposée par les animaux paissant :

**ÉQUATION 11.5**  
**N DANS L'URINE ET LES FECES DEPOSEES PAR LES ANIMAUX PAISSANT SUR DES PATURAGES, PARCOURS ET PARCELLES (NIVEAU 1)**

$$F_{PPP} = \sum_T \left[ \left( N_{(T)} \cdot Nex_{(T)} \right) \cdot GF_{(T,PPP)} \right]$$

Où :

$F_{PPP}$  = quantité annuelle de N d'urine et de fèces déposée par des animaux paissant sur des pâturages, parcours et parcelles, kg N an<sup>-1</sup>

$N_{(T)}$  = nombre de têtes de l'espèce de bétail/catégorie T dans le pays (voir section 10.2, chapitre 10)

$Nex_{(T)}$  = excréments annuels moyennes de N par tête de l'espèce/catégorie T dans le pays, kg N animal<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (voir section 10.5, chapitre 10)

$GF_{(T,PPP)}$  = fraction d'excréments annuels totales de N par espèce/catégorie de bétail T déposées sur les pâturages, parcours et parcelles<sup>12</sup> (voir section 10.5, chapitre 10)

*N de résidus de récoltes, y compris cultures fixatrices d'azote et renouvellement des fourrages/pâturages, retourné aux sols ( $F_{RR}$ )*

Le terme  $F_{RR}$  porte sur la quantité de N dans les résidus de récoltes (aériens et souterrains), y compris les cultures fixatrices d'azote, retournée annuellement aux sols<sup>13</sup>. Il inclut également le N des fourrages fixateurs et non fixateurs de N minéralisé lors du renouvellement du fourrage ou des pâturages<sup>14</sup>. On l'estime d'après les statistiques de rendement agricole et les facteurs par défaut des rapports résidus aériens et souterrains/rendement et la teneur en N des résidus. En outre, la méthode comptabilise l'impact du brûlage des résidus ou autre méthode d'extraction des résidus (les émissions directes de N<sub>2</sub>O dues au brûlage de résidus sont traitées à la section 2.4 du chapitre 2). Puisque les rapports rendement/résidus, les temps de renouvellement et la teneur en N varient en fonction des différents types de cultures, il faudra faire des calculs séparés pour les principaux types de cultures ; ensuite on additionnera les valeurs de N de tous les types de cultures. Au minimum, il faudra séparer les cultures en : 1) cultures céréalières non fixatrices d'azote (par exemple, maïs, riz, blé, orge) ; 2) céréales et légumineuses fixatrices d'azote (par exemple soja, pois sec, pois chiches, lentilles) ; 3) cultures de racines et de tubercules (par exemple, pommes de terre, patate douce, manioc) ; 4) cultures de fourrages fixateurs d'azote (luzerne, trèfle) ; et 5) autres fourrages y compris herbacées vivaces et pâturages de trèfles/herbes. L'équation 11.6 permet d'estimer le N des résidus de récoltes et du renouvellement des fourrages/pâturages à l'approche de niveau 1.

**ÉQUATION 11.6**  
**N DES RESIDUS DE RECOLTES ET DU RENOUVELLEMENT DES FOURRAGES/PATURAGES (NIVEAU 1)**

$$F_{RR} = \sum_T \left\{ \left[ Récolte_{(T)} \cdot \left( Superficie_{(T)} - Superficie brûlée_{(T)} \cdot C_f \right) \cdot Frac_{Renouv(T)} \right] \cdot \left[ R_{AE(T)} \cdot N_{AE(T)} \cdot \left( 1 - Frac_{Extraction(T)} \right) + R_{ST(T)} \cdot N_{ST(T)} \right] \right\}$$

Où :

$F_{RR}$  = quantité annuelle de N retourné aux sols depuis les résidus de récoltes (aériens et souterrains), y compris les cultures fixatrices d'azote, et due au renouvellement des fourrages/pâturages, , kg N an<sup>-1</sup>

$Récolte_{(T)}$  = rendement en matière sèche récoltée annuellement pour la culture T, kg m.s. ha<sup>-1</sup>

$Superficie_{(T)}$  = superficie totale annuelle récoltée pour la culture T, ha an<sup>-1</sup>

<sup>12</sup> À la section « bétail », les pâturages, parcours et parcelles sont considérées comme un système de gestion du fumier nommé « S ».

<sup>13</sup> L'équation permettant d'estimer  $F_{RR}$  a été modifiée par rapport aux *Lignes directrices GIEC 1996*, afin de prendre en compte la contribution de l'azote souterrain aux entrées totales d'azote dues aux résidus de récoltes, qui était précédemment ignorée lors de l'estimation de  $F_{RR}$ . En conséquence,  $F_{RR}$  représente désormais une estimation plus exacte de la quantité d'entrées d'azote dues aux résidus de récoltes, grâce à laquelle on peut évaluer la contribution à l'azote résiduel provenant des cultures de légumineuses à fourrage comme la luzerne, où la récolte de la quasi-totalité de la matière sèche aérienne entraîne peu de résidus sauf au niveau du système racinaire.

<sup>14</sup> L'inclusion de l'azote du renouvellement du fourrage ou des pâturages est un ajout par rapport aux *Lignes directrices GIEC 1996*.

Superficie brûlée<sub>(T)</sub> = superficie annuelle de culture *T* brûlée, ha an<sup>-1</sup>

C<sub>f</sub> = facteur de combustion (non dimensionnel) (voir le tableau 2.6 du chapitre 2)

Frac<sub>Renouv</sub><sub>(T)</sub> = fraction de superficie totale de culture *T* renouvelée annuellement<sup>15</sup>. Dans les pays où les pâturages sont renouvelés en moyenne toutes les *X* années, Frac<sub>Renouv</sub> = 1/*X*. Pour les cultures annuelles, Frac<sub>Renouv</sub> = 1

R<sub>AE</sub><sub>(T)</sub> = rapport entre la matière sèche des résidus aériens (AÉ<sub>MS</sub><sub>(T)</sub>) et le rendement de la récolte *T* (Récolte<sub>(T)</sub>), kg m.s. (kg m.s.)<sup>-1</sup>,  
= AÉ<sub>MS</sub><sub>(T)</sub> • 1000 / Récoltes<sub>(T)</sub> (en calculant AÉ<sub>MS</sub><sub>(T)</sub> à l'aide des informations du tableau 11.2)

N<sub>AE</sub><sub>(T)</sub> = teneur en N des résidus aériens de la récolte *T*, kg N (kg m.s.)<sup>-1</sup>, (tableau 11.2)

Frac<sub>Extraction</sub><sub>(T)</sub> = fraction de résidus aériens de la récolte *T* extraite annuellement pour l'alimentation, la litière et la construction, kg N (kg récoltes-N)<sup>-1</sup>. Pour ces données, il faudra consulter les experts du pays. Si les données de Frac<sub>Extraction</sub> ne sont pas disponibles, supposer qu'il n'y a pas d'extraction.

R<sub>ST</sub><sub>(T)</sub> = rapport entre les résidus souterrains et le rendement de récolte de la culture *T*, kg m.s. (kg m.s.)<sup>-1</sup>.  
Si l'on ne dispose pas d'autres données, R<sub>ST</sub><sub>(T)</sub> pourra être calculé en multipliant R<sub>ST-BIO</sub> (tableau 11.2) par le rapport entre la biomasse aérienne totale et le rendement de récolte (= [(AÉ<sub>MS</sub><sub>(T)</sub> • 1000 + Récolte<sub>(T)</sub>) / Récolte<sub>(T)</sub>], (en calculant aussi AÉ<sub>MS</sub><sub>(T)</sub> à partir des informations tirées du tableau 11.2).

N<sub>ST</sub><sub>(T)</sub> = teneur en N des résidus souterrains de la récolte *T*, kg N (kg m.s.)<sup>-1</sup>, (tableau 11.2)

*T* = type de culture ou de fourrage

Les données correspondant aux statistiques sur les rendements des récoltes (rendement et superficie récoltée, par culture) pourront être tirées de sources nationales. Si ces données ne sont pas disponibles, la FAO publie des données relatives à la production agricole : <http://faostat.fao.org/>.

Puisque les statistiques relatives au rendement de nombreuses cultures se font en poids à l'état frais ou séché sur le terrain, on pourra appliquer un facteur de correction permettant d'estimer le rendement en matière sèche (Récolte<sub>(T)</sub>), le cas échéant (équation 11.7). Il faudra utiliser la correction appropriée, c'est-à-dire indépendante des normes des rapports sur le rendement, qui varient entre les pays. Autre solution, utiliser les valeurs par défaut de la teneur en matière sèche du tableau 11.2.

**ÉQUATION 11.7**  
**CORRECTION DU POIDS SEC DES RENDEMENTS AGRICOLES INCLUS DANS LES RAPPORTS**

$$\text{Récolte}_{(T)} = \text{Rendement Frais}_{(T)} \bullet \text{SECHE}$$

Où :

Récolte<sub>(T)</sub> = rendement en matière sèche récoltée pour la culture *T*, kg m.s. ha<sup>-1</sup>

Rendement\_Frais<sub>(T)</sub> = rendement frais récolté pour la culture *T*, kg poids à l'état frais ha<sup>-1</sup>

SECHE = fraction de matière sèche de la culture récoltée *T*, kg m.s. (kg poids à l'état frais)<sup>-1</sup>

Les équations de régression du tableau 11.2 peuvent également servir à calculer la matière sèche totale de résidus aériens, et les autres données du tableau permettent ensuite de calculer le N des résidus aériens, la matière sèche souterraine, et le N total des résidus souterrains. L'ajout total de N, F<sub>RR</sub>, est la somme des teneurs en N aérien et souterrain. À cette approche, F<sub>RR</sub> est obtenu par l'équation 11.7A :

<sup>15</sup> Ce terme se trouve à l'équation afin de pouvoir prendre en compte les émissions de N et les augmentations en découlant d'émissions de N<sub>2</sub>O (par exemple, van der Weerden *et al.*, 1999 ; Davies *et al.*, 2001), dues au renouvellement/la culture d'herbe à pâturages ou de pâturages d'herbes/de trèfles et autres cultures de fourrages.

**ÉQUATION 11.7A**

**AUTRE APPROCHE A L'ESTIMATION DE F<sub>RR</sub> (A L'AIDE DU TABLEAU 11.2)**

$$F_{RR} = \sum_T \left\{ \left[ AE_{MS(T)} \cdot (Superficie_{(T)} - Superficiebrûlée_{(T)} \cdot FC) \cdot Frac_{Renouv(T)} \cdot \right] \right. \\ \left. \left[ N_{AE(T)} \cdot (1 - Frac_{Remove(T)}) + R_{ST-BIO(T)} \cdot N_{ST(T)} \right] \right\}$$

Pour améliorer cette approche à l'estimation de F<sub>RR</sub> (soit, niveau 2) on pourra utiliser des données spécifiques au pays plutôt que les valeurs du tableau 11.2, ainsi que des valeurs spécifiques au pays pour la fraction de résidus aériens brûlés.

*N minéralisé résultant des pertes des stocks de C organique des sols dans les sols minéraux en raison de changements d'affectation des terres ou de pratiques de gestion (F<sub>MOS</sub>)*<sup>16</sup>

Le terme F<sub>MOS</sub> traite de la quantité de N minéralisé résultant des pertes de C organique des sols dans les sols minéraux en raison de changements d'affectation des terres ou de pratiques de gestion. Comme l'explique la section 2.3.3 du chapitre 2, les changements d'affectation des terres et diverses pratiques de gestion peuvent avoir un impact important sur le stockage de C organique des sols. Le C et le N organiques sont intimement liés dans la matière organique des sols. Lorsque le C des sols est perdu par oxydation en raison d'un changement de gestion ou d'affectation des terres, cette perte s'accompagne d'une minéralisation simultanée du N. Lorsqu'il y a perte du C des sols, le N minéralisé est considéré comme une source supplémentaire de N, disponible à la conversion en N<sub>2</sub>O (Smith et Conen, 2004) ; tout comme le N minéral émis par la décomposition des résidus de récoltes, par exemple, qui devient une source. Le facteur d'émissions par défaut (FE<sub>1</sub>) s'applique au N minéralisé des pertes de matière organique des sols comme aux émissions directes dues aux entrées de N organiques et d'engrais sur les sols agricoles. Ceci s'explique parce que l'ammonium et le nitrate résultant de la minéralisation de la matière organique des sols sont d'une valeur égale à un substrat pour les micro-organismes produisant le N<sub>2</sub>O par la nitrification et la dénitrification, que la source du N minéral soit due à des pertes de matière organique des sols en raison de changements d'affectation des terres et de gestion, à la décomposition de résidus de récoltes, à des engrais synthétiques ou à des amendements organiques. (Note : le processus opposé de la minéralisation, par lequel le N inorganique est séquestré dans la MOS nouvellement formée, n'est pas pris en compte dans le calcul de la source de N dû à la minéralisation, et ce en raison des différentes dynamiques de la décomposition et de la formation de la MOS mais aussi du travail du sol réduit qui dans certaines circonstances peut faire augmenter à la fois la MOS et les émissions de N<sub>2</sub>O.)

Dans tous les cas où il y a des pertes du C des sols (comme calculé à l'équation 2.25 du chapitre 2), les méthodes de niveaux 1 et 2 de calcul des émissions de N dues à la minéralisation se présentent ainsi :

*Étapes des calculs permettant d'estimer les variations du N dû à la minéralisation*

**Étape 1 :** Calculer les pertes annuelles moyennes de C des sols ( $\Delta C_{Minéraux, AFT}$ ) de la superficie, pendant la période d'inventaire, à l'aide de l'équation 2.25 du chapitre 2. À l'approche de niveau 1, la valeur de  $\Delta C_{Minéraux, AFT}$  présentera une valeur unique pour toutes les affectations des terres et systèmes de gestion. Au niveau 2, la valeur de  $\Delta C_{Minéraux, AFT}$  sera désagrégée par affectation des terres et/ou système de gestion individuel(le).

**Étape 2 :** Estimer le N minéralisé par conséquence de cette perte de C des sols (F<sub>MOS</sub>) à l'aide de l'équation 11.8 :

**ÉQUATION 11.8**

**N MINERALISE DANS LES SOLS MINERAUX EN CONSEQUENCE DE PERTES DU C DES SOLS EN RAISON DE CHANGEMENTS D'AFFECTATIONS DES TERRES OU DE GESTION (NIVEAUX 1 ET 2)**

$$F_{MOS} = \sum_{AFT} \left[ \left( \Delta C_{Minéraux, AFT} \cdot \frac{1}{R} \right) \cdot 1000 \right]$$

Où :

F<sub>MOS</sub> = quantité annuelle nette de N minéralisé dans les sols minéraux en conséquence de pertes du C des sols en raison de changements d'affectations des terres ou de gestion, kg N

<sup>16</sup> L'inclusion du terme F<sub>MOS</sub> est une modification par rapport aux *Lignes directrices GIEC 1996*, qui n'incluaient pas le N de la minéralisation associé aux pertes de C organique des sols.

$\Delta C_{\text{Minéraux, AfT}}$  = pertes annuelles moyennes de carbone des sols par type d'affectation des terres (AfT), tonnes C (Note : au niveau 1,  $\Delta C_{\text{minéraux, AfT}}$  présentera une valeur unique pour toutes les affectations des terres et tous les systèmes de gestion. Au niveau 2, la valeur de  $\Delta C_{\text{Minéraux, AfT}}$  sera désagrégée par affectation des terres et/ou système de gestion individuel(le).

R = rapport C:N de la matière organique des sols. Une valeur par défaut de 15 (plage d'incertitude allant de 10 à 30) pour le rapport C:N (R) pourra être utilisée dans les cas où on a des changements d'affectation des terres de terres forestières ou de prairies en terres cultivées, en l'absence de données plus spécifiques pour la superficie. Une valeur par défaut de 10 (plage allant de 8 à 15) pourra être utilisée pour les cas où il y a un changement de gestion sur des *terres cultivées restant terres cultivées*. Le rapport C:N peut varier dans le temps, en fonction des affectations des terres ou des pratiques de gestion<sup>17</sup>. Si les pays peuvent documenter les variations du rapport C:N, différentes valeurs peuvent alors être utilisées pour la série temporelle, les affectations des terres ou les pratiques de gestion.

AfT = type d'affectation des terres ou de système de gestion

**Étape 3 :** Au niveau 1, la valeur de  $F_{\text{MOS}}$  se calcule en une seule étape. Au niveau 2,  $F_{\text{MOS}}$  se calcule en additionnant les résultats de tous les types d'affectations des terres et/ou de systèmes de gestion (AfT).

Les pays incapables d'estimer les variations brutes de C des sols minéraux obtiendront un biais dans leur estimation du  $\text{N}_2\text{O}$  ; les *bonnes pratiques* exigent la reconnaissance de ce problème dans la documentation des rapports. Conformément aux *bonnes pratiques*, on utilisera aussi des données spécifiques pour le rapport C:N pour les superficies de terres désagrégées, le cas échéant, avec les données sur les variations du carbone.

*Superficie de sols organiques drainés/gérés ( $F_{\text{SO}}$ )*

Le terme  $F_{\text{SO}}$  traite de la superficie totale annuelle (ha) de sols organiques drainés/gérés (voir la définition à la note de bas de page 4). Cette définition s'applique à la fois aux méthodes de niveau 1 et 2. Les superficies devront être stratifiées par zones climatiques (tempérées et tropicales) pour toutes les affectations des terres. En outre, pour les terres forestières tempérées, les superficies devront être stratifiées plus avant en fonction de la fertilité du sol (riche ou pauvre en nutriments). La superficie de sols organiques drainés/gérés ( $F_{\text{SO}}$ ) pourra être tirée de statistiques officielles nationales. On pourra aussi tirer les superficies totales de sols organiques de chaque pays de la FAO (<http://faostat.fao.org/>), et solliciter l'opinion d'experts pour estimer les superficies drainées/gérées. Pour les terres forestières, on pourra obtenir les données nationales auprès d'organisations chargées des relevés des sols et d'enquêtes sur les terres humides, par exemple dans le cadre de conventions internationales. Si les pays ne peuvent pas stratifier en fonction de la fertilité des sols, ils pourront solliciter l'opinion d'experts.

#### 11.2.1.4 ÉVALUATION DES INCERTITUDES

Les incertitudes des estimations des émissions directes de  $\text{N}_2\text{O}$  des sols gérés proviennent d'incertitudes liées aux facteurs d'émissions (voir les plages d'incertitude au tableau 11.11), à la variabilité naturelle, aux fractions de partition, aux données sur les activités, au manque de couverture des mesures, à l'agrégation spatiale et au manque d'informations sur les pratiques spécifiques des exploitations agricoles. D'autres incertitudes seront introduites dans l'inventaire si les mesures des émissions utilisées ne sont pas représentatives de toutes les conditions rencontrées dans le pays. En général, la fiabilité des données sur les activités sera plus élevée que celle des facteurs d'émissions. Par exemple, on pourra avoir d'autres incertitudes si l'on manque d'informations sur le respect des lois et réglementations liées à l'utilisation et l'application d'engrais et de fumier, et sur les changements des pratiques de gestion agricole. Obtenir des informations sur le respect réel des lois et donc sur les réductions possibles des émissions – tout comme sur les pratiques agricoles – est généralement difficile. Lire au chapitre 3 du volume 1 des recommandations plus précises sur l'évaluation des incertitudes.

<sup>17</sup> Des informations sur les rapports C:N des forêts et des sols cultivés se trouvent dans les références suivantes : Aitkenhead-Peterson *et al.*, 2005 ; Garten *et al.*, 2000 ; John *et al.*, 2005 ; Lobe *et al.*, 2001 ; Snowdon *et al.*, 2005 et autres références citées par ces auteurs.

**TABEAU 11.2**  
**FACTEURS PAR DEFAUT D'ESTIMATION DU N AJOUTE AUX SOLS PAR LES RESIDUS DE RECOLTES <sup>a</sup>**

| Récolte                              | Fraction de matière sèche du produit récolté (SÈCHE) | Matière sèche des résidus aériens AÉ <sub>MS(T)</sub> (Mg/ha) : |                                      |           |                                      |                     | Teneur en N des résidus aériens (N <sub>AÉ</sub> ) | Rapport résidus souterrains/bio masse aérienne (R <sub>ST-BIO</sub> ) | Teneur en N des résidus souterrains (N <sub>ST</sub> ) |
|--------------------------------------|--|---|--------------------------------------|-----------|--------------------------------------|---------------------|--|---|--|
|                                      |  | Pente   | ± 2 d.t. en tant que % de la moyenne | Intercept | ± 2 d.t. en tant que % de la moyenne | R <sup>2</sup> adj. |  |   |  |
| <i>Principaux types de récoltes</i>  |  |   |                                      |           |                                      |                     |  |   |  |
| Céréales                             | 0,88   | 1,09  | ± 2%                                 | 0,88      | ± 6%                                 | 0,65                | 0,006  | 0,22 (± 16 %)   | 0,009  |
| Haricots & légumineuses <sup>b</sup> | 0,91   | 1,13  | ± 19%                                | 0,85      | ± 56%                                | 0,28                | 0,008  | 0,19 (± 45 %)   | 0,008  |
| Tubercules <sup>c</sup>              | 0,22   | 0,10  | ± 69%                                | 1,06      | ± 70%                                | 0,18                | 0,019  | 0,20 (± 50 %)   | 0,014  |
| Racines, autres <sup>d</sup>         | 0,94   | 1,07  | ± 19%                                | 1,54      | ± 41%                                | 0,63                | 0,016  | 0,20 (± 50 %)   | 0,014  |
| Fourrages fixateurs d'azote          | 0,90   | 0,3   | ± 50 % par défaut                    | 0         | -                                    | -                   | 0,027  | 0,40 (± 50 %)   | 0,022  |
| Fourrages non fixateurs d'azote      | 0,90   | 0,3   | ± 50 % par défaut                    | 0         | -                                    | -                   | 0,015  | 0,54 (± 50 %)   | 0,012  |
| Herbacées vivaces                    | 0,90   | 0,3   | ± 50 % par défaut                    | 0         | -                                    | -                   | 0,015  | 0,80 (± 50 %) <sup>l</sup>  | 0,012  |
| Mélanges herbes-trèfle               | 0,90   | 0,3   | ± 50 % par défaut                    | 0         | -                                    | -                   | 0,025  | 0,80 (± 50 %) <sup>l</sup>  | 0,016 <sup>p</sup>                                     |
| <i>Récoltes individuelles</i>        |  |   |                                      |           |                                      |                     |  |   |  |
| Maïs                                 | 0,87   | 1,03  | ± 3%                                 | 0,61      | ± 19%                                | 0,76                | 0,006  | 0,22 (± 26 %)   | 0,007  |
| Blé                                  | 0,89   | 1,51  | ± 3%                                 | 0,52      | ± 17%                                | 0,68                | 0,006  | 0,24 (± 32 %)   | 0,009  |
| Blé d'hiver                          | 0,89   | 1,61  | ± 3%                                 | 0,40      | ± 25%                                | 0,67                | 0,006  | 0,23 (± 41 %)   | 0,009  |

**TABLEAU 11.2 (SUITE)**  
**FACTEURS PAR DEFAUT D'ESTIMATION DU N AJOUTE AUX SOLS PAR LES RESIDUS DE RECOLTES <sup>a</sup>**

| Récolte                             | Fraction de matière sèche du produit récolté (SÈCHE) | Matière sèche des résidus aériens $A\dot{E}_{MS(T)}$ (Mg/ha) :     |                                      |           |                                      |            | Teneur en N des résidus aériens ( $N_{A\dot{E}}$ ) | Rapport résidus souterrains/bio masse aérienne ( $R_{ST-BIO}$ ) | Teneur en N des résidus souterrains ( $N_{ST}$ ) |
|-------------------------------------|--|--|--------------------------------------|-----------|--------------------------------------|------------|--|---|--|
|                                     |  | $A\dot{E}_{MS(T)} = Récolte_{(T)} * Pente_{(T)} + Intercept_{(T)}$ |                                      |           |                                      |            |  |   |  |
|                                     |  | Pente  | ± 2 d.t. en tant que % de la moyenne | Intercept | ± 2 d.t. en tant que % de la moyenne | $R^2$ adj. |  |   |  |
| Blé de printemps                    | 0,89   | 1,29   | ± 5%                                 | 0,75      | ± 26%                                | 0,76       | 0,006  | 0,28 (± 26 %)   | 0,009  |
| Riz                                 | 0,89   | 0,95   | ± 19%                                | 2,46      | ± 41%                                | 0,47       | 0,007  | 0,16 (± 35 %)   | SO   |
| Orge                                | 0,89   | 0,98   | ± 8%                                 | 0,59      | ± 41%                                | 0,68       | 0,007  | 0,22 (± 33 %)   | 0,014  |
| Avoine                              | 0,89   | 0,91   | ± 5%                                 | 0,89      | ± 8%                                 | 0,45       | 0,007  | 0,25 (± 120 %)  | 0,008  |
| Millet                              | 0,90   | 1,43   | ± 18%                                | 0,14      | ± 308%                               | 0,50       | 0,007  | SO  | SO   |
| Sorgho                              | 0,89   | 0,88   | ± 13%                                | 1,33      | ± 27%                                | 0,36       | 0,007  | SO  | 0,006  |
| Seigle <sup>e</sup>                 | 0,88   | 1,09   | ± 50 % par défaut                    | 0,88      | ± 50 % par défaut                    | -          | 0,005  | SO  | 0,011  |
| Soja <sup>f</sup>                   | 0,91   | 0,93   | ± 31 %                               | 1,35      | ± 49 %                               | 0,16       | 0,008  | 0,19 (± 45 %)   | 0,008  |
| Pois secs <sup>g</sup>              | 0,90   | 0,36   | ± 100 %                              | 0,68      | ± 47 %                               | 0,15       | 0,01   | SO  | 0,01   |
| Pomme de terre <sup>h</sup>         | 0,22   | 0,10   | ± 69 %                               | 1,06      | ± 70 %                               | 0,18       | 0,019  | 0,20 (± 50 %) <sup>m</sup>                                      | 0,014  |
| Arachide gousse <sup>i</sup> (avec) | 0,94   | 1,07   | ± 19 %                               | 1,54      | ± 41 %                               | 0,63       | 0,016  | SO  | SO   |
| Luzerne <sup>j</sup>                | 0,90   | 0,29 <sup>k</sup>  | ± 31 %                               | 0         | -                                    | -          | 0,027  | 0,40 (± 50 %) <sup>n</sup>                                      | 0,019  |
| Foin sans légumineuses <sup>j</sup> | 0,90   | 0,18   | ± 50 % par défaut                    | 0         | -                                    | -          | 0,15   | 0,54 (± 50 %) <sup>n</sup>                                      | 0,012  |

**TABLEAU 11.2 (SUITE)**  
**FACTEURS PAR DEFAUT D'ESTIMATION DU N AJOUTE AUX SOLS PAR LES RESIDUS DE RECOLTES <sup>a</sup>**

- <sup>a</sup> Source : Étude des recherches publiées faite par Stephen A. Williams, Natural Resource Ecology Laboratory, Colorado State University. (Email : [stevewi@warnercnr.colostate.edu](mailto:stevewi@warnercnr.colostate.edu)) pour CASMGS (<http://www.casmgs.colostate.edu/>). La liste des références originales se trouve à l'annexe 11A.1.
- <sup>b</sup> Le rapport moyen résidus aériens:céréales de toutes les données utilisées était de 2,0 et incluait les données du soja, des pois secs, lentilles, doliques, haricots noirs et pois.
- <sup>c</sup> Modèle basé sur les pommes de terre.
- <sup>d</sup> Modèle basé sur les arachides.
- <sup>e</sup> Pas de données pour le seigle. Les valeurs de pente et d'intercept sont celles de toutes les céréales. d.t par défaut
- <sup>f</sup> Le rapport moyen résidus aériens:céréales de toutes les données utilisées était de 1,9.
- <sup>g</sup> Ortega, 1988 (voir annexe 11A.1) Le rapport moyen résidus aériens:céréales de cette seule source était de 1,6 d.t. par défaut pour racines:BAÉ.
- <sup>h</sup> La valeur moyenne du rapport résidus aériens:tubercule des sources utilisées était de 0,27 avec erreur type de 0,04.
- <sup>i</sup> La valeur moyenne du rendement résidus aériens: gousse dans les sources utilisées était de 1,80 avec erreur type de 0,10.
- <sup>j</sup> Source unique. d.t par défaut pour racines:BAÉ
- <sup>k</sup> Il s'agit de la biomasse aérienne moyenne comprise comme pertes de litière ou de récoltes. Le chiffre n'inclut pas l'éteule des rapports, dont la moyenne était de 0,165 x Rendement rapporté. d.t. par défaut
- <sup>l</sup> Estimation de la régénération des racines par rapport à la production aérienne basée sur l'hypothèse selon laquelle dans les systèmes herbacés naturels la biomasse souterraine est approximativement égale à deux fois (une à trois fois) la biomasse aérienne et la régénération des racines dans ces systèmes atteint environ 40 % (30 à 50 %) par an. d.t. par défaut.
- <sup>m</sup> Il s'agit d'une estimation des racines sans tubercules basée sur les valeurs système racinaire:système foliacé d'autres cultures. Si les récoltes non commercialisables de tubercules sont retournées aux sols, les données sont alors tirées de Vangessel et Renner, 1990 (voir annexe 11A.1) (rendement non commercial = 0,08 \* rendement commercial = 0,29 \* biomasse aérienne) suggère que le total des résidus retournés aux sols pourrait être de l'ordre de 0,49 \* biomasse aérienne. d.t. par défaut.
- <sup>n</sup> Il s'agit d'une estimation de la régénération des racines dans les systèmes vivaces. d.t. par défaut.
- <sup>p</sup> On suppose ici que les herbes dominant le système à un taux de 2 sur 1 par rapport aux légumineuses.

## 11.2.2 Émissions indirectes de N<sub>2</sub>O

Les émissions de N<sub>2</sub>O des sols gérés n'ont pas lieu uniquement de manière directe (c'est-à-dire par voie directe, directement des sols auxquels on a appliqué du N) : elles proviennent également de chemins indirects (voir illustration à la section 11.2 ci-dessus).

Le premier de ces chemins est la volatilisation du N sous forme de NH<sub>3</sub> et d'oxydes de N (NO<sub>x</sub>), et le dépôt de ces gaz et de leurs produits NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et NO<sub>3</sub><sup>-</sup> sur les sols et la surface des lacs et autres plans d'eau. Les sources de N sous forme de NH<sub>3</sub> et de NO<sub>x</sub> ne se confinent pas aux engrais agricoles et au fumier, mais incluent la combustion de combustible fossile, le brûlage de biomasse et certains processus de l'industrie chimique (voir section 7.3, chapitre 7, volume 1). En conséquence, ces processus entraînent des émissions de N<sub>2</sub>O de manière exactement analogue à celles résultant du dépôt de NH<sub>3</sub> et NO<sub>x</sub> dérivés de l'agriculture, suite à l'application d'engrais synthétiques et organiques au N et/ou par le dépôt d'urine et de fèces par les animaux paissant. La seconde voie prise par le N<sub>2</sub>O est représentée par la lixiviation et les écoulements de N depuis des terres à partir d'ajouts d'engrais synthétiques et organiques, de résidus de récoltes<sup>18</sup>, de la minéralisation du N associée aux pertes de C des sols dans les sols organiques drainés/gérés et minéraux en raison de changements d'affectation des terres ou de pratiques de gestion, et du dépôt d'urine et de fèces par les animaux paissant. Une partie du N inorganique se trouvant dans ou sur les sols, principalement sous forme de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, peut éviter tout mécanisme de rétention biologique du système des sols/de la végétation et être transporté par des flux aquatiques aériens (écoulements) et/ou des flux dans les macropores des sols ou des tubes de drainage. Lorsqu'il y a trop de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> dans les sols par rapport aux besoins biologiques, par exemple sur les lieux où urinent les bovins, l'excédent est lessivé par le profil du sol. Les processus de nitrification et de dénitrification décrits au début du présent chapitre transforment une partie du NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et du NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en N<sub>2</sub>O. Ces processus peuvent avoir lieu dans les nappes phréatiques sous les terres où on a appliqué le N, dans les zones riveraines recevant de l'eau écoulée ou drainée, ou dans les fossés, cours d'eau, fleuves et estuaires (et leurs sédiments) vers lesquels coule l'eau de drainage des terres.

La méthodologie décrite dans le présent chapitre traite des sources de N d'émissions indirectes de N<sub>2</sub>O des sols gérés provenant des entrées agricoles de N suivantes :

- engrais synthétiques au N (F<sub>SN</sub>) ;
- N organique appliqué comme engrais (par exemple application de fumier animal<sup>19</sup>, compost, boues d'épurgues, déchets d'équarrissage et autres amendements organiques) (F<sub>ON</sub>) ;
- N de l'urine et des fèces déposé sur les pâturages, les parcours et les parcelles par les animaux paissant (F<sub>PPP</sub>) ;
- N des résidus de récoltes (aériens et souterrains), y compris de cultures fixatrices d'azote et du renouvellement de fourrages/pâturages retourné aux sols (F<sub>RR</sub>)<sup>20</sup> ; et
- Minéralisation du N associée aux pertes de matière organique des sols en raison de changements d'affectation des terres ou de gestion des sols minéraux (F<sub>MOS</sub>).

Les méthodes génériques de niveau 1 ou 2 décrites ci-dessous permettent d'estimer les émissions indirectes totales de N<sub>2</sub>O dues aux ajouts de N agricoles aux sols gérés d'un pays entier. Si un pays estime son N<sub>2</sub>O direct de sols gérés par catégories d'affectation des terres, les émissions indirectes de N<sub>2</sub>O pourront aussi être estimées en utilisant la même désagrégation des catégories d'affectation des terres, à l'aide des équations présentées ci-dessous avec les données sur les activités, les fractions de partition et/ou les facteurs d'émissions spécifiques à chaque catégorie d'affectation des terres. La méthodologie d'estimation des émissions indirectes de N<sub>2</sub>O dues à des sources industrielles et à la combustion se trouve à la section 7.3 du chapitre 7, volume 1.

### 11.2.2.1 CHOIX DE LA METHODE

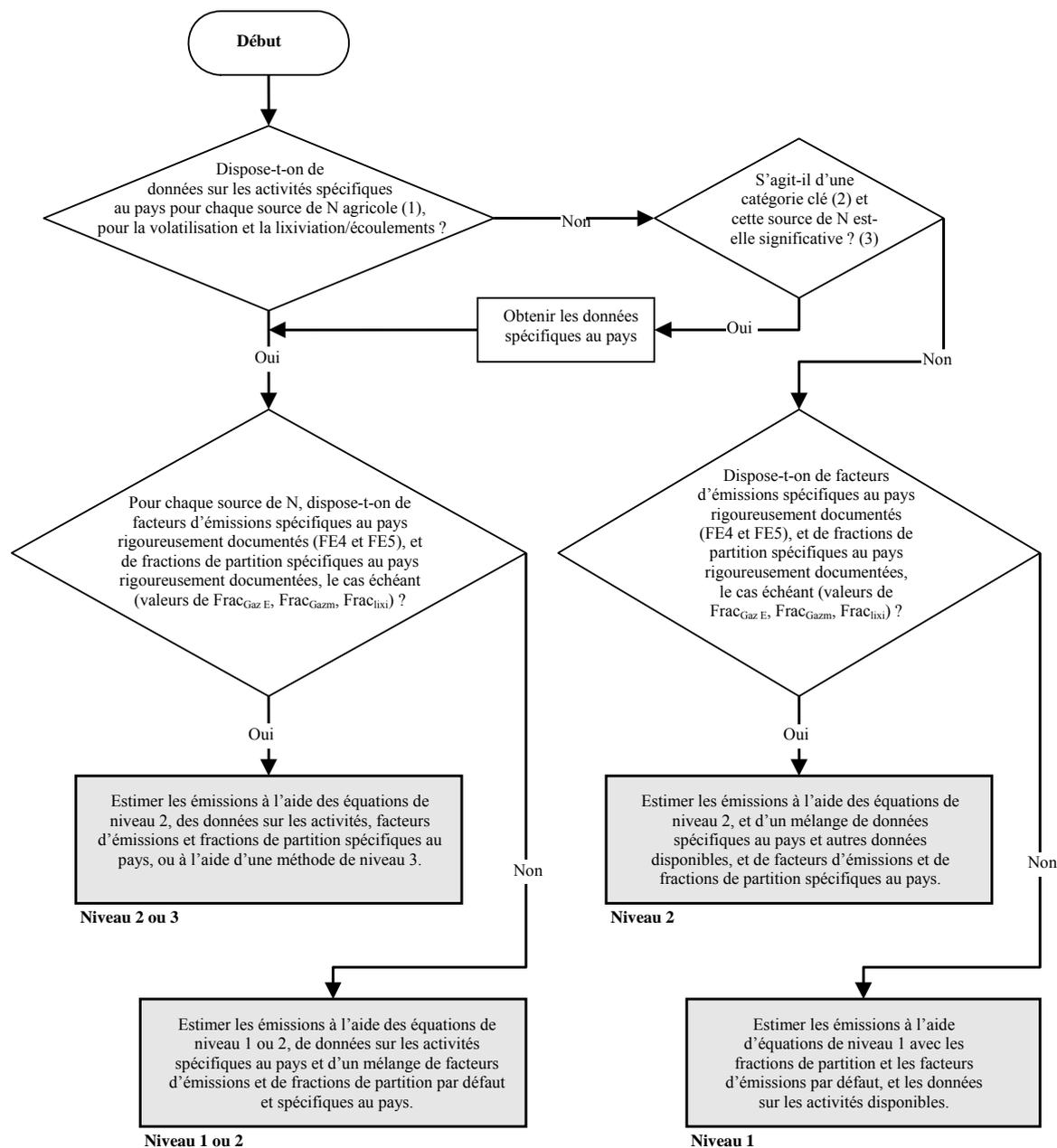
Le diagramme décisionnel présenté à la figure 11.3 (émissions indirectes de N<sub>2</sub>O) fournit des recommandations sur le niveau de méthode à utiliser.

<sup>18</sup> L'inclusion des résidus de récoltes en tant qu'entrées de N dans l'élément lixiviation et écoulements est un ajout par rapport aux *Lignes directrices GIEC* précédentes.

<sup>19</sup> Lavolatilisation puis dépôt de N du fumier des systèmes de gestion du fumier se trouve dans la section sur la gestion du fumier du présent volume.

<sup>20</sup> L'azote de ces éléments est seulement inclus à l'élément lixiviation/écoulements des émissions indirectes de N<sub>2</sub>O.

Figure 11.3 Diagramme décisionnel pour les émissions indirectes de N<sub>2</sub>O des sols gérés



- (1) Les sources de N comprennent : engrais synthétique au N, ajout organique de N, dépôt d'urine et de fèces en cours de paissance, résidus de récoltes/fourrages, minéralisation du N contenu dans la matière organique des sols accompagnant les pertes de C des sols lors de changements d'affectations des terres ou de gestion (les résidus de récoltes et la minéralisation/immobilisation du N ne sont pris en compte que pour les émissions indirectes de N<sub>2</sub>O dues à la lixiviation/écoulements). Les boues d'égouts et autres ajouts de N organiques peuvent être inclus si l'on dispose d'informations suffisantes.
- (2) Lire le chapitre 4 du volume 1 (*Choix méthodologique – Identification des catégories clés*) et particulièrement la section 4.1.2 traitant des ressources limitées, pour une discussion des *catégories clés* et de l'emploi des diagrammes décisionnels.
- (3) On considère empiriquement qu'une sous-catégorie est significative si elle est responsable de 25 à 30 % des émissions de la catégorie de source.

**Niveau 1***Volatilisation,  $N_2O_{(DAT)}$* 

Les émissions de  $N_2O$  dues au dépôt atmosphérique de N volatilisé depuis des sols gérés sont estimées à l'aide de l'équation 11.9 :

**ÉQUATION 11.9**  
 **$N_2O$  DU AU DEPOT ATMOSPHERIQUE DE N VOLATILISE DEPUIS DES SOLS GERES (NIVEAU 1)**

$$N_2O_{(DAT)}-N = [(F_{SN} \bullet Frac_{GAZE}) + ((F_{ON} + F_{PPP}) \bullet Frac_{GAZM})] \bullet FE_4$$

Où :

$N_2O_{(DAT)}-N$  = quantité annuelle de  $N_2O-N$  produite par le dépôt atmosphérique de N volatilisé depuis des sols gérés, kg  $N_2O-N$  an<sup>-1</sup>

$F_{SN}$  = quantité annuelle de N d'engrais synthétique appliqué aux sols, kg N an<sup>-1</sup>

$Frac_{GAZE}$  = fraction de N d'engrais synthétique volatilisé sous forme de  $NH_3$  et de  $NO_x$ , kg N volatilisé (kg de N appliqué)<sup>-1</sup> (tableau 11.3)

$F_{ON}$  = quantité annuelle de fumier animal géré, compost, boues d'épurgés et autres ajouts de N organiques appliqués aux sols, kg N an<sup>-1</sup>

$F_{PPP}$  = quantité annuelle de N d'urine et de fèces déposée par des animaux paissant sur des pâturages, parcours et parcelles, kg N an<sup>-1</sup>

$Frac_{GAZM}$  = fraction de matériaux d'engrais au N organiques appliqués ( $F_{ON}$ ) et de N d'urine et de fèces déposé par les animaux paissant ( $F_{PPP}$ ) volatilisé sous forme de  $NH_3$  et de  $NO_x$ , kg N volatilisé (kg de N appliqué ou déposé)<sup>-1</sup> (tableau 11.3)

$FE_4$  = facteur d'émissions des émissions de  $N_2O$  dues au dépôt atmosphérique de N sur les sols et les surfaces aquatiques, [kg  $N-N_2O$  (kg  $NH_3-N$  +  $NO_x-N$  volatilisé)<sup>-1</sup>] (tableau 11.3)

La conversion des émissions de  $N_2O_{(DAT)}-N$  en émissions de  $N_2O$ , pour l'établissement des rapports, se fait à l'aide de l'équation suivante :

$$N_2O_{(DAT)} = N_2O_{(DAT)}-N \bullet 44/28$$

*Lixiviation/Écoulements,  $N_2O_{(L)}$* 

Les émissions de  $N_2O$  dues à la lixiviation et aux écoulements dans les régions où existent la lixiviation et les écoulements sont estimées à l'aide de l'équation 11.10 :

**ÉQUATION 11.10**  
 **$N_2O$  DU A LA LIXIVIATION/ECOULEMENTS DE N DE SOLS GERES DANS LES REGIONS OU EXISTENT LA LIXIVIATION ET LES ECOULEMENTS (NIVEAU 1)**

$$N_2O_{(L)}-N = (F_{SN} + F_{ON} + F_{PPP} + F_{RR} + F_{MOS}) \bullet Frac_{LIXI-(H)} \bullet FE_5$$

Où :

$N_2O_{(L)}-N$  = quantité annuelle de  $N_2O-N$  produit par la lixiviation et les écoulements après ajouts de N aux sols gérés dans les régions où existent la lixiviation et les écoulements, kg  $N_2O-N$  an<sup>-1</sup>

$F_{SN}$  = quantité annuelle de N d'engrais synthétique appliqué aux sols dans les régions où existent la lixiviation et les écoulements, kg N an<sup>-1</sup>

$F_{ON}$  = quantité annuelle de fumier animal géré, compost, boues d'épurgés et autres ajouts de N organiques appliqués aux sols dans les régions où existent la lixiviation et les écoulements, kg N an<sup>-1</sup>

$F_{PPP}$  = quantité annuelle de N d'urine et de fèces déposée par des animaux paissant dans les régions où existent la lixiviation et les écoulements, kg N an<sup>-1</sup> (tirée de l'équation 11.5)

$F_{RR}$  = quantité annuelle de N retourné aux sols dans les résidus de récoltes (aériens et souterrains), y compris les cultures fixatrices d'azote, et dû au renouvellement des fourrages/pâturages, dans les régions où existent la lixiviation et les écoulements, kg N an<sup>-1</sup>

$F_{MOS}$  = quantité annuelle de N minéralisé dans les sols minéraux, associé aux pertes de C des sols de la matière organique des sols en raison de changements d'affectation des terres ou de gestion dans les régions où existent la lixiviation et les écoulements, kg N an<sup>-1</sup> (tirée de l'équation 11.8)

$Frac_{LIXI-(H)}$  = fraction de tout le N minéralisé/ajouté aux sols gérés dans les régions où existent la lixiviation et les écoulements, et perdue par la lixiviation et les écoulements, kg N (kg d'ajouts de N)<sup>-1</sup> (tableau 11.3)

$FE_5$  = facteur d'émissions des émissions de N<sub>2</sub>O dues à la lixiviation et aux écoulements de N, kg N<sub>2</sub>O-N (kg de N lessivé et écoulé)<sup>-1</sup> (tableau 11.3)

Note : Si le pays est capable d'estimer la quantité de N minéralisé des sols organiques, inclure l'évaluation en tant qu'entrée supplémentaire à l'équation 11.10.

La conversion des émissions de N<sub>2</sub>O<sub>(L)</sub>-N en émissions de N<sub>2</sub>O, pour l'établissement des rapports, se fait à l'aide de l'équation suivante :

$$N_2O_{(L)} = N_2O_{(L)-N} \bullet 44/28$$

## Niveau 2

Si l'on dispose de facteurs d'émissions et de la volatilisation ou de la lixiviation plus précis que ceux de l'équation 11.3, on pourra entreprendre une désagrégation plus avancée des termes de l'équation. Par exemple, si l'on dispose de facteurs de volatilisation pour l'application d'engrais synthétiques ( $F_{SN}$ ) dans des conditions  $i$  différentes, il faudra développer l'équation 11.9 pour obtenir<sup>21</sup> :

**ÉQUATION 11.11**  
**N<sub>2</sub>O DU AU DEPOT ATMOSPHERIQUE DE N VOLATILISE DEPUIS DES SOLS GERES (NIVEAU 2)**

$$N_2O_{(DAT)-N} = \left\{ \sum_i (F_{SN_i} \bullet Frac_{GAZE_i}) + [(F_{ON} + F_{PPP}) \bullet Frac_{GAZM}] \right\} \bullet FE_4$$

Où :

$N_2O_{(DAT)-N}$  = quantité annuelle de N<sub>2</sub>O-N produite par le dépôt atmosphérique de N volatilisé depuis des sols gérés, kg N<sub>2</sub>O-N an<sup>-1</sup>

$F_{SNi}$  = quantité annuelle de N d'engrais synthétiques appliqués aux sols dans diverses conditions  $i$ , kg N an<sup>-1</sup>

$Frac_{GAZE_i}$  = fraction de N d'engrais synthétique volatilisé sous forme de NH<sub>3</sub> et de NO<sub>x</sub>, dans diverses conditions  $i$ , kg N volatilisé (kg de N appliqué)<sup>-1</sup>

$F_{ON}$  = quantité annuelle de fumier animal géré, compost, boues d'égouts et autres ajouts de N organiques appliqués aux sols, kg N an<sup>-1</sup>

$F_{PPP}$  = quantité annuelle de N d'urine et de fèces déposée par des animaux paissant sur des pâturages, parcours et parcelles, kg N an<sup>-1</sup>

$Frac_{GAZM}$  = fraction de matériaux d'engrais au N organiques appliquée ( $F_{ON}$ ) et de N d'urine et de fèces déposé par les animaux paissant ( $F_{PPP}$ ) volatilisé sous forme de NH<sub>3</sub> et de NO<sub>x</sub>, kg N volatilisé (kg de N appliqué ou déposé)<sup>-1</sup> (tableau 11.3)

$FE_4$  = facteur d'émissions des émissions de N<sub>2</sub>O dues au dépôt atmosphérique de N sur les sols et les surfaces aquatiques, [kg N-N<sub>2</sub>O (kg NH<sub>3</sub>-N + NO<sub>x</sub>-N volatilisé)<sup>-1</sup>] (tableau 11.3)

Note : Si le pays est capable d'estimer la quantité de N minéralisé en raison du drainage/de la gestion des sols organiques, inclure l'évaluation en tant qu'entrée de N à la modification de niveau 2 de l'équation 11.10.

La conversion des émissions de N<sub>2</sub>O<sub>(DAT)</sub>-N en émissions de N<sub>2</sub>O<sub>(DAT)</sub>, pour l'établissement des rapports, se fait à l'aide de l'équation suivante :

$$N_2O_{(DAT)} = N_2O_{(DAT)-N} \bullet 44/28$$

<sup>21</sup> Il faut noter que l'équation 11.11 n'est qu'une modification possible parmi beaucoup de l'équation 11.9. Elle sert aussi à illustrer une possible modification de l'équation 11.10, à la méthode de niveau 2. La forme finale de l'équation 11.11 dépendra de la disponibilité de fractions de partition des affectations des terres et/ou spécifiques aux conditions étudiées, et/ou de facteurs d'émissions, et des capacités du pays à désagréger ses données sur les activités.

### Niveau 3

Les méthodes de niveau 3 sont des approches par mesures ou modélisation. Les modèles sont utiles s'ils permettent de lier les variables responsables des émissions à l'importance de ces émissions. Ces relations peuvent ensuite être utilisées pour prévoir les émissions de pays entiers ou de régions pour lesquelles il est impossible pratiquement de faire des mesures expérimentales. Pour plus d'informations, voir la section 2.5 du chapitre 2, qui fournit des recommandations permettant d'obtenir une base solide d'élaboration d'un système de décompte basé sur les modèles, de niveau 3.

#### 11.2.2.2 CHOIX DES FACTEURS D'EMISSION, DE VOLATILISATION ET DE LIXIVIATION

La méthode d'estimation des émissions indirectes de  $N_2O$  inclut deux facteurs d'émissions : l'un associé au N volatilisé et redéposé ( $FE_4$ ), et l'autre associé au N perdu par la lixiviation/les écoulements ( $FE_5$ ). Cette méthode requiert également qu'on dispose des valeurs correspondant aux fractions de N perdu par la volatilisation ( $Frac_{GAZ\ E}$  et  $Frac_{GAZ\ M}$ ) ou la lixiviation/écoulements ( $Frac_{LIXI(H)}$ ). Les valeurs par défaut de ces facteurs se trouvent au tableau 11.3.

À noter qu'à la méthode de niveau 1, la valeur par défaut de  $Frac_{LIXI(H)}$  est de 0,30, pour les régions humides ou les régions sèches où l'on irrigue (autrement que par le goutte à goutte). Pour les régions sèches, où les précipitations sont plus faibles que l'évapotranspiration pendant la quasi totalité de l'année et où il est peu probable qu'il y ait de la lixiviation, la valeur de  $Frac_{LIXI}$  est nulle. La méthode permettant de calculer si la valeur  $Frac_{LIXI(H)} = 0,30$  doit être appliquée se trouve au tableau 11.3.

Il faudra faire très attention lors de l'utilisation des valeurs spécifiques au pays de  $FE_4$  en raison de la complexité particulière des transports atmosphériques transfrontaliers. Si les compilateurs d'inventaires peuvent disposer de mesures spécifiques du dépôt de N et des flux associés de  $N_2O$ , souvent le N déposé peut ne pas provenir de leur pays. De même, une partie du N qui se volatilise dans leur pays peut être transportée et se déposer dans un autre pays, où des conditions différentes pourront gouverner la fraction émise en tant que  $N_2O$ . Ainsi, la valeur de  $FE_4$  est très difficile à déterminer, et la méthode présentée à la section 7.3 du chapitre 7, volume 1, attribue toutes les émissions indirectes de  $N_2O$  résultant d'entrées dans les sols gérés au pays d'origine du  $NO_x$  et du  $NH_3$  atmosphérique, plutôt qu'au pays sur lequel le N atmosphérique peut s'être déposé.

#### 11.2.2.3 CHOIX DES DONNEES SUR LES ACTIVITES

Pour estimer les émissions indirectes de  $N_2O$  dues aux divers ajouts de N aux sols gérés, il faut estimer les paramètres  $F_{SN}$ ,  $F_{ON}$ ,  $F_{PPP}$ ,  $F_{RR}$ ,  $F_{MOS}$ .

*Application d'engrais synthétique au N ( $F_{SN}$ ) ;*

Le terme  $F_{SN}$  porte sur la quantité annuelle d'engrais synthétique au N appliqué aux sols. Voir la section portant sur les données sur les activités relatives aux émissions directes de  $N_2O$  des sols gérés (section 11.2.1.3) et y trouver la valeur de  $F_{SN}$ .

*Application d'engrais organique au N ( $F_{ON}$ )*

Le terme  $F_{SN}$  porte sur la quantité de matériaux d'engrais organiques au N appliqués intentionnellement aux sols. Voir la section portant sur les données sur les activités relatives aux émissions directes de  $N_2O$  des sols gérés (section 11.2.1.3) et y trouver la valeur de  $F_{ON}$ .

*Urine et fèces des animaux paissant ( $F_{PPP}$ )*

Le terme  $F_{PPP}$  porte sur la quantité de N déposée sur les sols des pâturages, parcours et parcelles par les animaux paissant. Voir la section portant sur les données sur les activités relatives aux émissions directes de  $N_2O$  des sols gérés (section 11.2.1.3) et y trouver la valeur de  $F_{PPP}$ .

*N de résidus de récoltes, y compris cultures fixatrices d'azote et renouvellement des fourrages/pâturages, retourné aux sols ( $F_{RR}$ )*

Le terme  $F_{RR}$  porte sur la quantité de N dans les résidus de récoltes (aériens et souterrains), y compris les cultures fixatrices d'azote, retournée annuellement aux sols. Il inclut également le N des fourrages fixateurs et non fixateurs de N minéralisé lors du renouvellement du fourrage ou des pâturages. Voir la section portant sur les données sur les activités relatives aux émissions directes de  $N_2O$  des sols gérés (section 11.2.1.3) et y trouver la valeur de  $F_{RR}$ .

*N minéralisé résultant de pertes des stocks de C organique des sols dans les sols minéraux (F<sub>MOS</sub>)*

Le terme F<sub>MOS</sub> traite de la quantité de N minéralisé résultant des pertes de C organique des sols dans les sols minéraux en raison de changements d'affectation des terres ou de pratiques de gestion. Voir la section portant sur les données sur les activités relatives aux émissions directes de N<sub>2</sub>O des sols gérés (section 11.2.1.3) et y trouver la valeur de F<sub>MOS</sub>.

| <b>Facteur</b>  | <b>Valeur par défaut</b> | <b>Plage d'incertitude</b> |
|---|--------------------------|----------------------------|
| FE <sub>4</sub> [volatilisation et redépôt de N], kg N <sub>2</sub> O–N (kg NH <sub>3</sub> –N + NO <sub>x</sub> –N volatilisé) <sup>-1 22</sup>  | 0,010                    | 0,002 - 0,05               |
| FE <sub>5</sub> [lixiviation/écoulements], kg N <sub>2</sub> O–N (kg N lixiviation/écoulements) <sup>-1 23</sup>  | 0,0075                   | 0,0005 - 0,025             |
| Frac <sub>GAZE</sub> [volatilisation des engrais synthétiques], (kg NH <sub>3</sub> –N + NO <sub>x</sub> –N) (kg N appliqué) <sup>-1</sup>  | 0,10                     | 0,03 - 0,3                 |
| Frac <sub>GAZM</sub> [volatilisation de tous les engrais organiques au N appliqués, et des fèces et de l'urine déposées par les animaux paissant], (kg NH <sub>3</sub> –N + NO <sub>x</sub> –N) (kg N appliqué ou déposé) <sup>-1</sup>   | 0,20                     | 0,05 - 0,5                 |
| Frac <sub>LIXI-(H)</sub> [pertes de N dues à la lixiviation/écoulements pour les régions où Σ (pluies en saison pluvieuse) - Σ (EP à la même époque) > capacité de rétention d'eau des sols, OU où l'on irrigue (sauf irrigation goutte à goutte)], kg N (kg ajouts de N ou dépôts par les animaux paissant) <sup>-1</sup>  | 0,30                     | 0,1 - 0,8                  |
| Note : Le terme Frac <sub>LIXI</sub> précédemment utilisé a été modifié pour ne s'appliquer désormais qu'aux régions où les capacités en rétention d'eau sont excédées, en conséquence des précipitations et/ou de l'irrigation (sauf goutte à goutte), et lorsqu'il y a lixiviation/écoulements. Il est recréé sous la forme Frac <sub>LIXI-(H)</sub> . À la définition de Frac <sub>LIXI-(H)</sub> présentée ci-dessus, EP est l'évaporation potentielle, et les saisons des pluies peuvent être comprises comme les périodes où les précipitations > 0,5 * Pan Évaporation. (On peut trouver la définition de l'évaporation potentielle et de la panévaporation dans tout texte agricole ou météorologique de base). Pour d'autres régions, la valeur de Frac <sub>LIXI</sub> par défaut est considérée comme nulle. |                          |                            |

### 11.2.2.4 ÉVALUATION DES INCERTITUDES

Les incertitudes des estimations des émissions indirectes de N<sub>2</sub>O des sols gérés proviennent des incertitudes liées à la variabilité naturelle et aux facteurs d'émissions, de volatilisation et de lixiviation (voir les plages d'incertitudes au tableau 11.3), aux données sur les activités et aux lacunes en termes de mesures. D'autres incertitudes seront introduites dans l'inventaire si les valeurs de ces facteurs ne sont pas représentatives de toutes

<sup>22</sup> La plage d'incertitude a été agrandie suite à des résultats montrant que les émissions de certains environnements, notamment les forêts décidues recevant beaucoup de dépôts de N de l'atmosphère, étaient beaucoup plus élevées que celles précédemment rapportées (par exemple, Butterbach-Bahl *et al.*, 1997 ; Brumme *et al.*, 1999 ; Denier van der Gon et Bleeker, 2005) ; mais il existe aussi des preuves montrant clairement que les FE peuvent être très faibles (< 0,01) dans des environnements à faibles taux de dépôts (par exemple, Corre *et al.*, 1999). La valeur moyenne de 0,01 est retenue, car elle coïncide avec les FE révisés des émissions directes des terres gérées (voir tableau 11.1 ci-dessus) ; en outre on sait que dans de nombreux pays une fraction substantielle des émissions indirectes provient en réalité des terres gérées.

<sup>23</sup> La valeur globale du facteur d'émissions du N lessivé (FE<sub>5</sub>) a été modifiée de 0,025 à 0,0075 kg N<sub>2</sub>O–N/kg N lessivé/dans les eaux d'écoulements. Ce facteur d'émissions inclut trois éléments : FE<sub>5np</sub>, FE<sub>5r</sub> et FE<sub>5e</sub>, qui sont les facteurs d'émissions des nappes phréatiques, des rivières et des estuaires, respectivement. Des résultats récents indiquent que le facteur d'émissions précédemment utilisé pour les nappes phréatiques et le drainage de surface (0,015) était trop élevé et doit être réduit à 0,0025 kg N<sub>2</sub>O–N/kg N minéral (surtout nitrate) lessivé (Hiscock *et al.*, 2002, 2003 ; Reay *et al.*, 2004, 2005 ; Sawamoto *et al.*, 2005). Le facteur d'émissions des rivières a également été réduit de 0,0075 kg N<sub>2</sub>O–N/kg N à la même valeur, 0,0025 kg N<sub>2</sub>O–N/kg N dans l'eau. Et ce, car si des valeurs moyennes encore plus faibles (de l'ordre de 0,0003 à 0,0005) ont été trouvées notamment par Dong *et al.*, (2004) et Clough *et al.*, (2006) pour des systèmes de rivières relativement courts, il reste possible que des valeurs plus élevées soient trouvées pour des systèmes de rivières plus longs que ceux étudiés par ces auteurs. La valeur pour les estuaires reste à 0,0025 kg N<sub>2</sub>O–N/kg N.

les conditions rencontrées dans le pays. En général, la fiabilité des données sur les activités sera plus élevée que celle des facteurs d'émissions de la volatilisation et de la lixiviation. Comme pour les émissions directes, on pourra avoir d'autres incertitudes si l'on manque d'informations sur le respect des lois et réglementations liées à l'utilisation et l'application des engrais et du fumier, et sur les changements des pratiques de gestion agricole. Obtenir des informations sur le respect réel des lois et donc sur les réductions possibles des émissions – tout comme sur les pratiques agricoles – est généralement difficile. Les incertitudes des facteurs d'émissions seront toutefois certainement les plus importantes ; les plages d'incertitude sont indiquées dans les tableaux ci-dessus. Lire au chapitre 3 du volume 1 des recommandations plus précises sur l'évaluation des incertitudes.

### 11.2.3 Exhaustivité, série temporelle, AQ/CQ

#### EXHAUSTIVITE

Pour couvrir les émissions directes et indirectes de  $N_2O$  des sols gérés de manière exhaustive, il faut estimer les émissions de toutes les entrées et activités anthropiques ayant lieu ( $F_{SN}$ ,  $F_{ON}$ ,  $F_{RR}$ ,  $F_{PPP}$ ,  $F_{MOS}$  et  $F_{So}$ ). L'expérience prouve qu'il est improbable que les pays oublient l'une de ces sous-catégories dans leurs inventaires, mais ils pourront rencontrer des difficultés pour obtenir des statistiques exactes pour toutes les sous-catégories, notamment la quantité de résidus de récoltes (par type de récolte) généralement retournée aux sols, et la superficie de sols organiques drainés/gérés.

La méthode du GIEC actuelle ne traite pas explicitement des activités comme l'emploi de bâches plastiques ou de systèmes hydroponiques sous serres, qui pourraient influencer les émissions de  $N_2O$ . Ces activités supplémentaires peuvent être prises en compte le cas échéant, et si l'on a rassemblé les données sur les activités nationales les concernant. Certaines de ces activités peuvent être facilement incluses dans les inventaires nationaux en fonction des informations disponibles. Pour les engrais organiques commerciaux et non commerciaux supplémentaires, on pourra utiliser le facteur d'émissions du N appliqué. Il faudra effectuer de plus amples recherches pour développer les données de flux nécessaires à l'élaboration de facteurs d'émissions pour les bâches plastiques ou les systèmes hydroponiques des zones horticoles.

#### DEVELOPPEMENT D'UNE SERIE TEMPORELLE COHERENTE

Dans l'idéal, on emploiera la même méthode pendant toute la série temporelle. Toutefois on s'attend à ce que le niveau de précision et de désagrégation des estimations des émissions de cette catégorie de source s'améliore avec le temps. Si certaines données historiques manquent, on pourra devoir calculer les données à l'aide d'autres références ou ensembles de données. Par exemple, on pourra devoir interpoler les données annuelles des superficies de sols organiques drainés/gérés à partir d'une série temporelle plus longue basée sur des tendances à long terme (par exemple à partir de statistiques sur 10 ans tirées d'une période de 20 à 30 ans). On pourra aussi devoir solliciter l'opinion d'experts pour estimer les quantités de résidus de récoltes incorporées annuellement.

Aucune variation interannuelle de  $Frac_{GAZ\ E}$ ,  $Frac_{GAZ\ M}$ ,  $Frac_{LIXI}$ ,  $FE_4$  ou de  $FE_5$  n'est attendue, sauf si des mesures d'atténuation ont été mises en place. En conséquence, pour modifier ces facteurs il faudra présenter des documents de justification adéquats. Si des recherches futures mettent au jour le besoin de modifier ces variables, les agences chargées des inventaires pourront recalculer leurs émissions passées.

Les méthodes utilisées devront refléter les résultats des actions prises pour atténuer les émissions et les méthodes et résultats devront être précisément documentés. Si l'on a mis en place des mesures qui affectent directement les données sur les activités (par exemple meilleure efficacité des engrais utilisés, entraînant une diminution de la consommation d'engrais), leurs effets sur les émissions apparaîtront de manière transparente si les données sur les activités ont été bien documentées. Si les mesures entreprises ont un impact indirect sur les données sur les activités ou les facteurs d'émissions (par exemple un changement de pratiques alimentaires des animaux permettant d'améliorer la productivité animale, entraînant un changement du taux d'excrétion de N par tête), les données d'entrées de l'inventaire devront refléter ces impacts. La partie rédigée de l'inventaire devra expliquer en détail l'impact de ces mesures sur les données d'entrées.

#### ASSURANCE DE LA QUALITE / CONTROLE DE LA QUALITE (AC/CQ) DES INVENTAIRES

Les vérifications de niveau 1 des estimations d'émissions devront être entreprises par les responsables de l'inventaire et être révisées par des personnes extérieures au processus de préparation de l'inventaire. Des vérifications additionnelles du contrôle de la qualité et des procédures d'assurance de la qualité peuvent aussi être applicables, en particulier si des méthodes de niveaux supérieurs sont utilisées pour déterminer les émissions de  $N_2O$  directes et indirectes de cette catégorie de source. L'AQ/CQ générale du traitement des données et de l'établissement de rapports devra être accompagnée des procédures spécifiques aux sources suivantes : les organismes responsables de la collecte des données sont chargés de revoir les méthodes de collecte des données, d'évaluer si les données sont bien collectées et agrégées ou désagrégées correctement, et de vérifier les données

par recoupement avec les années passées, pour veiller à ce qu'elles soient raisonnables. Les bases sur lesquelles se repose l'estimation (enquêtes statistiques ou « estimations de bureau », par exemple) devront être revues et décrites lors de la procédure de CQ. La documentation est un élément essentiel du processus de révision car elle permet aux réviseurs d'identifier les erreurs et de suggérer des améliorations.

### **Révision des facteurs d'émissions**

Les compilateurs d'inventaires devront réviser les facteurs d'émissions par défaut et documenter la logique suivie pour choisir telle ou telle valeur.

Si des facteurs d'émissions spécifiques au pays sont utilisés, l'agence chargée de l'inventaire devra les comparer aux facteurs par défaut. En outre, si possible il faudra comparer les facteurs d'émissions spécifiques au pays avec ceux d'autres pays dont les circonstances sont comparables. Les différences entre les facteurs spécifiques au pays et les facteurs par défaut ou ceux d'autres pays devront être expliquées et documentées.

### **Révision de toutes les mesures directes**

Si les facteurs se basent sur des mesures directes, l'agence chargée de l'inventaire devra revoir les mesures afin de s'assurer qu'elles sont représentatives des plages réelles des conditions environnementales, de la gestion des sols et de la variabilité climatique interannuelle, et qu'elles ont été menées conformément aux normes acceptées (IAEA, 1992).

Le protocole AQ/CQ utilisé sur les sites devra également être revu et les estimations en résultant devront être comparées entre sites et avec des valeurs par défaut.

### **Vérification des données sur les activités**

Les compilateurs d'inventaires devront comparer les données spécifiques au pays relatives à la consommation d'engrais synthétique avec les données sur l'utilisation d'engrais tirées de l'IFA et les estimations relatives à la consommation d'engrais synthétique de la FAO.

Par ailleurs, ils devront également s'assurer que les données relatives à l'excrétion de N correspondent à celles utilisées pour la catégorie de source des systèmes de gestion du fumier.

Les statistiques sur la production agricole nationale devront être comparées aux statistiques sur la production agricole de la FAO.

Les compilateurs d'inventaires devront veiller à mener des procédures d'AQ/CQ pour la caractérisation du bétail, car ces données sont également utilisées à la section sur le bétail.

Les valeurs spécifiques au pays de divers paramètres devront être comparées aux valeurs GIEC par défaut et toute différence importante devra être expliquée.

### **Révision externe**

Les compilateurs d'inventaires devront mener des révisions expertes lors du choix de la méthode ou de toute révision effectuée. Étant donnée la nature aussi complexe que particulière des paramètres utilisés pour calculer les facteurs spécifiques au pays de ces catégories, les révisions devront être menées par des spécialistes du domaine.

## **ÉTABLISSEMENT DE RAPPORTS ET DOCUMENTATION**

### **Émissions directes et indirectes de N<sub>2</sub>O :**

Documenter et archiver toutes les informations requises pour la production des estimations d'inventaires nationales. Les émissions directes et indirectes de N<sub>2</sub>O des sols gérés sont incluses dans les rapports par catégories d'affectation des terres agrégées ou désagrégées ou autres sous-catégories (par exemple, rizières) de la catégorie GIEC « AFAT ». Les rapports devront être établis au même niveau de désagrégation que lors du calcul des émissions. En plus de respecter les formats d'établissement de rapports, il faudra fournir les informations supplémentaires suivantes, afin de documenter les estimations :

**Données sur les activités :** Toutes les données sur les activités utilisées pour les calculs (c'est-à-dire les références complètes des bases de données statistiques d'où sont tirées les données) et, dans les cas où les données sur les activités n'ont pas été tirées directement des bases de données, les informations et hypothèses utilisées pour calculer les données sur les activités. La documentation devra inclure la fréquence du rassemblement des données, leur estimation, et des estimations de leur exactitude et précision.

**Facteurs d'émissions :** Les sources des facteurs d'émissions utilisés (valeurs par défaut GIEC spécifiques ou autres). Si l'on a utilisé des facteurs d'émissions spécifiques au pays ou à la région, ou de nouvelles méthodes (autres que les méthodes par défaut du GIEC), la base scientifique des ces méthodes et facteurs d'émissions devra être décrite et documentée de manière exhaustive. Seront incluses la définition des paramètres d'entrées et

la description du processus de dérivation des méthodes et facteurs d'émissions, ainsi que la description des sources et l'ampleur de l'incertitude.

**Résultats des émissions :** Il faudra expliquer toute fluctuation significative des émissions entre différentes années, et faire la différence entre les variations des niveaux d'activités et les variations des facteurs d'émissions, de volatilisation et de lixiviation d'une année sur l'autre, et expliquer les raisons de ces variations. Si l'on a utilisé différents facteurs pour différentes années, il faudra expliquer et documenter les motifs de ce choix.

## 11.3 ÉMISSIONS DE CO<sub>2</sub> DUES AU CHAULAGE

On utilise le chaulage pour réduire l'acidité des sols et améliorer la croissance des plantes dans les systèmes gérés, notamment les terres agricoles et les forêts gérées. Ajouter des carbonates aux sols sous forme de chaux (soit, calcaire calcique (CaCO<sub>3</sub>), ou dolomie (CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>) produit des émissions de CO<sub>2</sub> car le carbonate de chaux se dissout et émet du bicarbonate (2HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), qui se transforme en CO<sub>2</sub> et en eau (H<sub>2</sub>O).

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. Conformément aux bonnes pratiques, les pays utiliseront les niveaux plus élevés si les émissions de CO<sub>2</sub> dues au chaulage sont une catégorie de source clé.

### 11.3.1 Choix de la méthode

Un diagramme décisionnel se trouve à la figure 11.4 afin d'aider les compilateurs d'inventaires à choisir le niveau approprié.

#### Niveau 1

Les émissions de CO<sub>2</sub> dues aux ajouts de carbonate de chaux peuvent être estimées à l'aide de l'équation 11.12 :

**ÉQUATION 11.12**  
**ÉMISSIONS ANNUELLES DE CO<sub>2</sub> DUES A L'APPLICATION DE CHAUX**

$$CO_2-C \text{ Emissions} = (M_{\text{Calcaire}} \bullet FE_{\text{Calcaire}}) + (M_{\text{Dolomie}} \bullet FE_{\text{Dolomie}})$$

Où :

Émissions de CO<sub>2</sub>-C = émissions annuelles de C dues à l'application de chaux, tonnes C an<sup>-1</sup>

M = quantité annuelle de calcaire calcique (CaCO<sub>3</sub>) ou dolomie (CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>), tonnes an<sup>-1</sup>

FE = facteur d'émissions, tonnes de C (tonne de calcaire ou de dolomie)<sup>-1</sup>

#### Étapes de calcul

Les étapes permettant d'estimer les émissions de CO<sub>2</sub>-C dues au chaulage sont les suivantes :

**Étape 1 :** Estimer la quantité totale (M) de carbonate contenant de la chaux appliqué annuellement aux sols du pays, en faisant la différence entre le calcaire et la dolomie (Note : M doit inclure toute la chaux appliquée aux sols, même la proportion appliquée dans des mélanges avec des engrais). À noter que si le carbonate de chaux représente le matériau principal du chaulage dans les systèmes gérés, les oxydes (par exemple, le CaO) et les hydroxydes de chaux sont également utilisés, dans une moindre mesure, pour le chaulage des sols. Ces matériaux ne contiennent pas de carbone inorganique et ne sont pas inclus dans les calculs d'estimation des émissions de CO<sub>2</sub> dues aux applications sur les sols (le CO<sub>2</sub> est produit lors de leur fabrication mais pas suite à une application sur les sols).

**Étape 2 :** Appliquer un facteur d'émissions global (FE) de 0,12 pour le calcaire et 0,13 pour la dolomie, c'est-à-dire l'équivalent de la teneur en carbone de carbonate des matériaux (12 % pour le CaCO<sub>3</sub>, 13 % pour le CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>). L'incertitude est de - 50 % en fonction des approximations suggérant que les émissions pourront représenter moins de la moitié de la valeur maximale, qui est la valeur actuelle du facteur (West and McBride, 2005) (Note : les incertitudes ne peuvent pas être supérieures aux facteurs d'émissions car ces valeurs représentent les émissions absolument maximales associées au chaulage).

**Étape 3 :** Multiplier les quantités totales de calcaire et de dolomie par leurs facteurs d'émissions respectifs, et additionner les deux valeurs afin d'obtenir les émissions totales de CO<sub>2</sub>-C.

Multiplier par 44/12 afin de convertir les émissions de CO<sub>2</sub>-C en CO<sub>2</sub>.

## Niveau 2

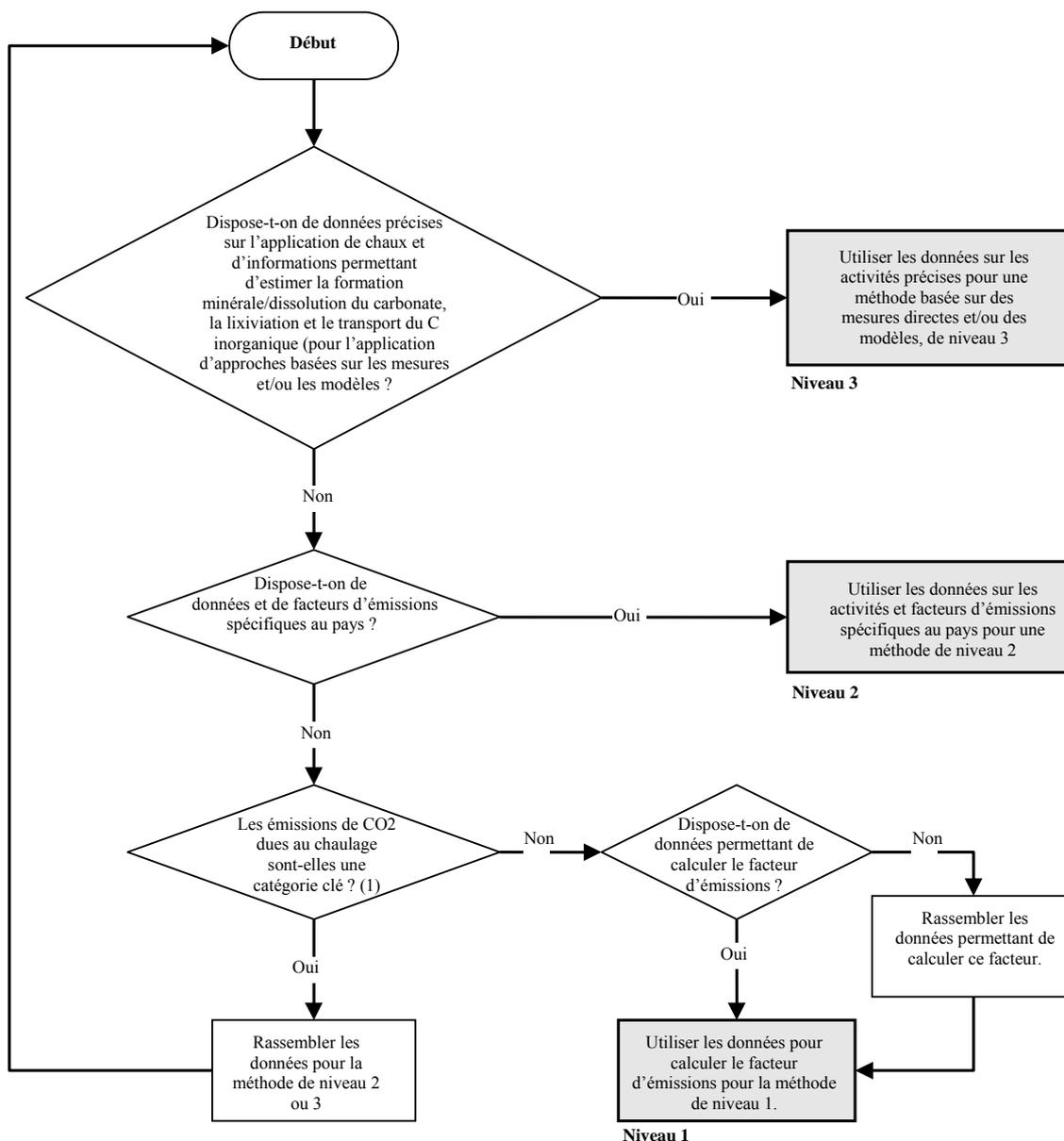
Les inventaires de niveau 2 emploient également l'équation 11.12 et la même procédure (présentée à l'approche de niveau 1), mais en y incorporant des données spécifiques au pays permettant de calculer les facteurs d'émissions (FE).

Globalement, on suppose que les émissions de CO<sub>2</sub> dues au chaulage seront moins élevées qu'avec l'approche de niveau 1, car à ce niveau on part du principe que tout le C de la chaux appliquée est émis en tant que CO<sub>2</sub> dans l'année de l'application. Néanmoins les émissions seront probablement moins élevées que prévu avec l'approche de niveau 1, car la quantité de CO<sub>2</sub> émis après le chaulage dépend d'influences spécifiques au site et du transport de C inorganique dissout par les rivières et les lacs vers les océans. Des facteurs d'émissions de niveau 2 peuvent être utilisés pour obtenir de meilleures approximations des émissions.

## Niveau 3

Les méthodes de niveau 3 emploient des procédures de mesures ou de modèles plus sophistiquées, et les étapes à effectuer dépendront du système d'estimation spécifique au pays. Pour une telle analyse, on devra probablement effectuer une modélisation des flux de carbone associés à la formation minérale de carbonate primaire et secondaire et à sa dissolution dans les sols, ainsi que de la lixiviation et du transport du C inorganique dissout. En outre, les augmentations du C inorganique des sols ou du C inorganique dissout attribuées au chaulage ne constituent pas d'absorption nette de CO<sub>2</sub> de l'atmosphère. Au contraire, le C carbonate dû au chaulage et qui n'est pas retourné à l'atmosphère est considéré comme une réduction nette des émissions associées à cette pratique. Voir à la section traitant du niveau 3 pour le C inorganique de sols au chapitre 2 une discussion supplémentaire de la question (section 2.3.3.1 relative aux variations des stocks de C des sols).

**Figure 11.4 Diagramme décisionnel d'identification du niveau approprié pour l'estimation des émissions de CO<sub>2</sub> dues au chaulage.**



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

## 11.3.2 Choix des facteurs d'émissions

### Niveau 1

Les facteurs d'émissions par défaut (FE) sont de 0,12 pour le calcaire et 0,13 pour la dolomie.

### Niveau 2

Le calcul des facteurs d'émissions à l'aide de données spécifiques au pays peut signifier qu'il faudra différencier entre les sources présentant des compositions en calcaire différentes ; les matériaux de chaulage au carbonate différents (calcaire mais également d'autres sources comme les dépôts de marne ou de coquillages) peuvent présenter des variations en matière de teneur en C et de pureté générale. Tous les matériaux devront avoir leur propre facteur d'émissions basé sur leur teneur en C.

Les facteurs d'émissions spécifiques au pays devront aussi prendre en compte la proportion de carbonate-C du chaulage émise dans l'atmosphère en tant que CO<sub>2</sub> (par exemple West et McBride, 2005). Le C inorganique dissout des sols peut former des minéraux secondaires et connaître une précipitation avec le Ca ou le Mg ajouté lors du chaulage. En outre, le C inorganique dissout (bicarbonate) peut être transporté avec le Ca et le Mg par les sols vers les nappes phréatiques profondes, les lacs, pour atteindre l'océan (Robertson et Grace, 2004). Dans tous les cas, les émissions nettes de CO<sub>2</sub> vers l'atmosphère sont moins élevées que la quantité originale de C ajoutée en tant que chaux. On pourra calculer des facteurs d'émissions spécifiques au pays si l'on dispose de données suffisantes et si l'on comprend les transformations du carbone inorganique, en plus d'avoir des connaissances suffisantes sur le transport de Ca aqueux, de Mg et de C inorganique. Il est conforme aux *bonnes pratiques* de documenter les sources des informations et les méthodes utilisées pour calculer les valeurs spécifiques au pays lors du processus d'établissement des rapports.

### Niveau 3

Les approches de niveau 3 sont basées sur l'estimation d'émissions variables d'année en année, qui dépendent de différentes caractéristiques spécifiques au site et relatives à l'environnement. On n'estime pas directement les facteurs d'émissions.

## 11.3.3 Choix des données sur les activités

### Niveau 1

Dans l'idéal, l'utilisation de statistiques nationales relatives au carbonate de chaux sera possible et permettra de déterminer la quantité appliquée annuellement aux sols (M). Ces données représentent la façon la plus directe de déduire l'application. Autre solution, utiliser les ventes annuelles de carbonate de chaux pour déduire la quantité appliquée aux sols, en supposant que toute la chaux vendue aux agriculteurs, aux éleveurs, aux forestiers, etc. est appliquée au cours de l'année en question. On pourra aussi obtenir une valeur approximative de l'application de carbonate de chaux en fonction de la disponibilité en chaux annuelle, qui se calcule avec les nouvelles fournitures de l'année étudiée (données annuelles des mines nationales et des importations) moins les exportations et l'utilisation par des procédés industriels. À cette dernière approche, on suppose que toute la chaux disponible est appliquée au cours de l'année étudiée.

Les statistiques sur l'utilisation pourront être tirées de recensements nationaux ou sollicitées auprès d'entreprises ; quant aux informations sur les ventes et la production nationale, elles pourront provenir de l'industrie de la chaux et des banques. En général, les archives des importations/exportations sont disponibles auprès des douanes ou autres organisations gouvernementales similaires. Selon les bonnes pratiques, on fera la moyenne des données obtenues sur trois ans (année étudiée et les deux années précédentes) si l'on ne calcule pas, pour l'inventaire, les émissions sur une base annuelle.

### Niveau 2

En plus des données sur les activités décrites au niveau 1, au niveau 2 on pourra incorporer des informations sur la pureté du carbonate de chaux ainsi que sur les caractéristiques hydrologiques et spécifiques au site, afin d'estimer la proportion de carbonate-C d'applications de chaux émis vers l'atmosphère.

### Niveau 3

Au niveau 3, pour les inventaires basés sur des mesures directes et/ou les modèles, on aura certainement besoin de données sur les activités plus précises, par rapport aux méthodes de niveau 1 ou 2, mais les besoins exacts dépendront du type de modèles ou de mesures.

### 11.3.4 Évaluation des incertitudes

Pour les émissions de CO<sub>2</sub> dues au chaulage, deux sources d'incertitudes existent : 1) incertitudes relatives à la quantité de carbonate de chaux appliquée aux sols ; et 2) incertitudes quant à la quantité nette de carbonate-C des applications de chaulage émis en tant que CO<sub>2</sub>. Les incertitudes des données sur les activités dépendent de l'exactitude des statistiques sur l'application, les ventes, les importations/exportations, l'exploitation des mines et/ou l'utilisation. Les données sur l'utilisation présentent l'incertitude la moins élevée, car les archives des ventes, de l'importation/exportation et de l'exploitation des mines ont des incertitudes supplémentaires dues à l'impossibilité d'en déduire directement l'application. Les compilateurs d'inventaires pourront employer une approche prudente et supposer que toute la chaux disponible à l'application ou achetée est appliquée aux sols. Cette approche pourrait surestimer ou sous-estimer les émissions d'années individuelles si la quantité totale de chaux disponible ou achetée n'était pas appliquée une année donnée. Sur le long terme, ce biais devrait toutefois être négligeable, s'il n'y a pas de stockage de la chaux à long terme. Les compilateurs d'inventaires pourront aussi traiter des incertitudes relatives à la quantité de chaux disponible à l'application et à la quantité appliquée au cours d'une année particulière de l'inventaire.

Les incertitudes relatives à la quantité nette de C ajoutée aux sols par le chaulage et émise sous forme de CO<sub>2</sub> dépendent du niveau choisi. À la méthode de niveau 1, on suppose que tout le C de la chaux est émis en tant que CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère. C'est une approche prudente, en conséquence les facteurs d'émissions par défaut sont considérés comme sûrs, étant donnée cette hypothèse. En pratique, cependant, une partie du C de la chaux sera probablement retenue dans le sol en tant que C inorganique, et non pas émise en tant que CO<sub>2</sub>, au moins au cours de l'année de l'application. En conséquence, les facteurs d'émissions par défaut peuvent entraîner des biais systématiques lors de l'estimation des émissions.

Il est donc conforme aux bonnes pratiques de développer des facteurs d'émissions spécifiques au pays ou des approches d'estimation avancées, avec des méthodes de niveau 2 ou 3, notamment si le chaulage est une source clé. Si les approches de niveaux plus élevés réduiront probablement ce biais, elles pourront présenter des incertitudes supplémentaires qui devront être traitées. Ces incertitudes pourront provenir de l'insuffisance des données sur les caractéristiques du site, de l'hydrologie et d'autres variables environnementales influençant le transport et la conversion du C inorganique en CO<sub>2</sub>. Des incertitudes pourront aussi exister en raison de l'insuffisance des connaissances sur les processus et/ou les possibilités pour les facteurs d'émissions spécifiques au pays ou les systèmes d'estimations avancés de représenter le devenir du C ajouté aux sols par le carbonate de chaux.

### 11.3.5 Exhaustivité, série temporelle, AQ/CQ

#### EXHAUSTIVITE

##### Niveau 1

Les inventaires de niveau 1 seront exhaustifs si les émissions sont calculées en fonction d'un décompte complet de tout le calcaire et la dolomie appliqués aux sols. Les statistiques sur l'utilisation de carbonate de chaux sont les données permettant la déduction la plus directe des applications aux sols. Néanmoins les archives des ventes ou les données sur l'exploitation des mines, combinées aux archives sur les importations/exportations et les procédés industriels, fournissent des informations suffisantes pour déduire la quantité approximative de chaux appliquée aux sols. Si les données actuelles sont insuffisantes car incomplètes, les bonnes pratiques recommandent de rassembler des données supplémentaires pour les futurs rapports, notamment si les émissions de C dues au chaulage sont une catégorie de source clé.

##### Niveau 2

L'exhaustivité des inventaires de niveau 2 dépend de l'adéquation des données sur les activités (voir niveau 1), mais aussi des données spécifiques au pays supplémentaires utilisées pour affiner les facteurs d'émissions. Parmi celles-ci, il peut y avoir la disponibilité des données sur la pureté de la chaux et/ou sur l'hydrologie et des données spécifiques au site permettant de mieux spécifier les facteurs d'émissions de la quantité de CO<sub>2</sub> émise par quantité de C ajouté aux sols par le carbonate de chaux.

##### Niveau 3

Au-delà des considérations relatives aux niveaux 1 et 2, l'exhaustivité des inventaires de niveau 3 dépendra aussi des besoins en matière de données et de la représentativité de la conception des mesures et/ou du cadre utilisé pour la modélisation. Les compilateurs d'inventaires devront revoir leurs approches et déterminer si le système d'estimation avancé permet ou non de calculer les émissions nettes de CO<sub>2</sub> du carbonate de chaux appliqué aux sols. S'il existe des lacunes ou si l'on identifie des limites, on rassemblera, selon les bonnes pratiques, des données supplémentaires permettant de prendre en compte le devenir des carbonates du chaulage de manière

exhaustive, à la méthode de niveau 3.

## COHERENCE DES SERIES TEMPORELLES

### Niveau 1

On devra utiliser les mêmes données sur les activités et facteurs d'émissions pendant toute la série temporelle, à des fins de cohérence. Au niveau 1, les facteurs d'émissions par défaut sont utilisés ; en conséquence il n'y a pas de problème de cohérence des séries temporelles. Néanmoins les bases sur lesquelles reposent les données sur les activités pourraient changer si l'on rassemble de nouvelles données, par exemple une étude statistique présentant des informations sur les applications aux sols en échange de données sur les activités plus vieilles strictement basées sur les archives de l'exploitation des mines et des importations/exportations. Si les bonnes pratiques exigent que l'on utilise les mêmes protocoles et procédures de données sur toute la série temporelle, dans certains cas ceci pourra s'avérer impossible : les compilateurs d'inventaires devront alors déterminer l'influence de la modification des sources de données sur les tendances. Les recommandations sur les recalculs à effectuer dans ces circonstances se trouvent au chapitre 5 du volume 1.

### Niveau 2

La cohérence des données sur les activités de la série temporelle est importante pour les inventaires de niveau 2 (voir niveau 1). En outre, les nouveaux facteurs développés en fonction de données spécifiques au pays devront aussi être appliqués sur toute la série temporelle. Dans les rares cas où cela n'est pas possible, les compilateurs d'inventaires devront déterminer l'influence de la modification des facteurs d'émissions sur les tendances. Les recommandations sur les recalculs à effectuer dans ces circonstances se trouvent au chapitre 5 du volume 1.

### Niveau 3

Comme pour le niveau 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.

## ASSURANCE DE LA QUALITE / CONTROLE DE LA QUALITE

### Niveau 1

Conformément aux *bonnes pratiques*, on mettra en place des procédures d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité avec des révisions internes et indépendantes des données d'inventaire et des résultats, afin de veiller à ce que : 1) les données sur les activités aient été traitées de manière adéquate, permettant l'estimation de l'application aux sols ; 2) les données sur les activités aient été transcrites correctement dans les feuilles de travail ou les logiciels de calcul d'inventaire ; et 3) les facteurs d'émissions aient été attribués correctement.

Les révisions internes devront être menées par le(s) compilateur(s) d'inventaire, et pourront impliquer une inspection visuelle et des fonctions incluses dans le programme permettant de vérifier les entrées de données et les résultats. Les révisions indépendantes seront menées par d'autres agences, experts ou groupes pas directement impliqués dans la compilation. Elles devront 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.

### Niveau 2

En plus des mesures d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité de niveau 1, les compilateurs d'inventaires devront revoir les facteurs d'émissions spécifiques au pays choisis pour les inventaires de niveau 2. Si les facteurs se basent sur des mesures directes, l'agence chargée de l'inventaire devra revoir les mesures afin de s'assurer qu'elles sont représentatives des plages réelles des conditions environnementales. Si possible, les *bonnes pratiques* exigent de comparer les facteurs spécifiques au pays avec les facteurs d'émissions de niveau 2 utilisés par d'autres pays dans des circonstances comparables, en plus des valeurs par défaut du GIEC. Étant donnée la complexité de la transformation du C inorganique, il faudra faire appel à des spécialistes du domaine pour la révision, car ils pourront présenter une critique indépendante des facteurs d'émissions.

### 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 supplémentaires, 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'estimation avancé du pays ; on archivera les résultats et on en inclura le résumé dans la documentation du rapport.

## ÉTABLISSEMENT DE RAPPORTS ET DOCUMENTATION

### Niveau 1

Au niveau 1, les compilateurs d'inventaires devront documenter les tendances et les incertitudes relatives aux applications de carbone de chaux aux sols, et lier ces tendances à celles des émissions de CO<sub>2</sub>. Il faudra expliquer toute fluctuation importante des émissions annuelles sur la série temporelle.

Il est conforme aux bonnes pratiques d'archiver les bases de données réelles, comme les archives sur l'exploitation des mines ou les statistiques relatives à l'utilisation tirées d'enquêtes, ainsi que les procédures utilisées pour traiter les données (par exemple programmes statistiques). Les feuilles de travail ou le logiciel d'inventaire utilisés pour estimer les émissions 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.

### Niveau 2

En plus des considérations de niveau 1, les compilateurs d'inventaires devront documenter les bases sous-jacentes des facteurs d'émissions spécifiques au pays, ainsi que les métadonnées archivées et les sources des données 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 ces valeurs et les facteurs par défaut ou des facteurs spécifiques au pays de régions aux circonstances similaires à celles du pays soumettant le rapport.

Si l'on étudie les tendances des émissions et absorptions d'année en année, il faudra faire la différence entre les variations des niveaux d'activités et les changements de méthodes, y compris de facteurs d'émissions, et documenter les raisons de ces variations.

### 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.

## 11.4 ÉMISSIONS DE CO<sub>2</sub> DUES AUX ENGRAIS A L'UREE

L'application d'urée aux sols pour fertiliser entraîne des pertes de CO<sub>2</sub> qui s'était fixé lors des processus de production industrielle. L'urée (CO(NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub>) se convertit en ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), ion hydroxyle (OH<sup>-</sup>) et bicarbonate (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) en présence d'eau et d'enzymes d'uréase. À l'instar de la réaction des sols lorsqu'on ajoute de la chaux, le bicarbonate formé se transforme en CO<sub>2</sub> et en eau. Cette catégorie de source est incluse parce que le CO<sub>2</sub> absorbé de l'atmosphère pendant la fabrication d'urée est estimé dans le secteur *Procédés industriels et utilisation de produits* (PIUP).

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. Conformément aux *bonnes pratiques*, les pays utiliseront les niveaux plus élevés si les émissions de CO<sub>2</sub> dues à l'urée sont une catégorie de source clé.

### 11.4.1 Choix de la méthode

Un diagramme décisionnel se trouve à la figure 11.5 afin d'aider les compilateurs d'inventaires à choisir le niveau approprié.

### Niveau 1

Les émissions de CO<sub>2</sub> dues aux engrais à l'urée sont estimées à l'aide de l'équation 11.13 :

**ÉQUATION 11.13**  
**ÉMISSIONS ANNUELLES DE CO<sub>2</sub> DUES A L'APPLICATION D'UREE**

$$CO_2-C \text{ Emission} = M \bullet FE$$

Où :

Émissions de CO<sub>2</sub>-C = émissions annuelles de C dues à l'application d'urée, tonnes C an<sup>-1</sup>

M = quantité annuelle d'engrais à l'urée, tonnes d'urée an<sup>-1</sup>

FE = facteur d'émissions, tonnes de C (tonne d'urée)<sup>-1</sup>

#### Étapes de calcul

Les étapes permettant d'estimer les émissions de CO<sub>2</sub>-C dues à l'application d'urée sont les suivantes :

**Étape 1 :** Estimer la quantité totale d'urée appliquée annuellement aux sols du pays (M).

**Étape 2 :** Appliquer un facteur d'émissions global (FE) de 0,20 pour l'urée, c'est-à-dire l'équivalent de la teneur en carbone de l'urée sur la base du poids atomique (20 % pour CO(NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub>). On pourra appliquer une incertitude par défaut de - 50 % (Note : les incertitudes ne peuvent pas être supérieures aux facteurs d'émissions par défaut car ces valeurs représentent les émissions absolument maximales associées aux engrais à l'urée).

**Étape 3 :** Estimer les émissions totales de CO<sub>2</sub>-C en fonction du produit de la quantité d'urée appliquée et du facteur d'émissions.

Multiplier par 44/12 afin de convertir les émissions de CO<sub>2</sub>-C en CO<sub>2</sub>. On applique souvent l'urée avec d'autres engrais azotés, notamment dans des solutions. Il faudra donc estimer la proportion d'urée dans la solution d'engrais lors de l'estimation de M. Si la proportion est inconnue, les bonnes pratiques exigent que l'on suppose que la solution entière soit de l'urée, plutôt que risquer d'éventuellement sous-estimer les émissions de cette sous-catégorie.

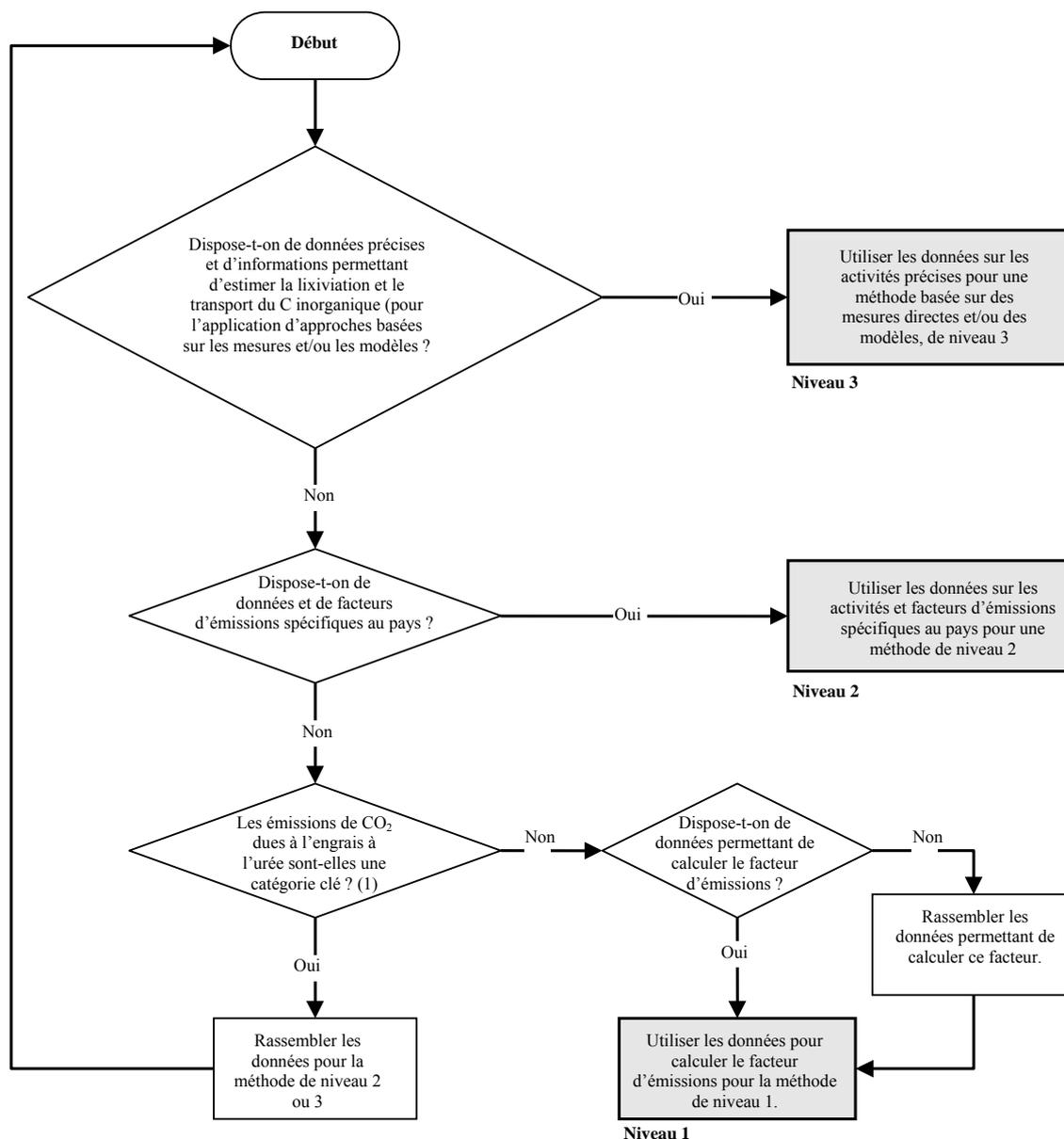
### Niveau 2

Les inventaires de niveau 2 emploient également l'équation 11.13 et la même procédure (présentées à l'approche de niveau 1), mais en y incorporant des informations spécifiques au pays permettant de calculer les facteurs d'émissions.

### Niveau 3

Les émissions de CO<sub>2</sub> dues aux applications d'urée peuvent être estimées à l'aide de modèles ou mesures précis incorporant l'éventualité de la présence de lixiviation de bicarbonate vers les nappes phréatiques profondes et/ou les lacs et les océans, et donc ne représentant pas une contribution aux émissions de CO<sub>2</sub>, en tous cas pas immédiatement. À noter que les augmentations du C inorganique des sols dues aux engrais à l'urée ne représentent pas une absorption nette de CO<sub>2</sub> de l'atmosphère. Ces absorptions sont estimées au secteur PIUP (volume 3), et les calculs relatifs aux sols ne fournissent que des estimations de la quantité d'émissions associées à cette pratique. Voir à la section traitant du niveau 3 pour le C inorganique de sols au chapitre 2 une discussion supplémentaire de la question (section 2.3.3 relative aux variations des stocks de C des sols).

**Figure 11.5 Diagramme décisionnel d'identification du niveau approprié pour l'estimation des émissions de CO<sub>2</sub> dues aux engrais à l'urée.**



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

## 11.4.2 Choix du facteur d'émissions

### Niveau 1

Le facteur d'émissions par défaut (FE) est de 0,20 pour les émissions de carbone dues à l'application d'urée.

### Niveau 2

À l'instar du carbonate de chaux, le C de l'urée peut ne pas être émis totalement pendant l'année de l'application. Si l'on a assez de données sur la transformation du C inorganique, et assez de connaissances à ce sujet, on pourra calculer un facteur d'émissions spécifique au pays. Selon les *bonnes pratiques*, on documentera les sources des informations et des méthodes utilisées pour calculer les valeurs spécifiques au pays lors du processus d'établissement des rapports.

### Niveau 3

Les approches de niveau 3 sont basées sur l'estimation d'émissions variables d'année en année, qui dépendent de différentes caractéristiques spécifiques au site et relatives à l'environnement. On n'estime pas directement le facteur d'émissions.

## 11.4.3 Choix des données sur les activités

### Niveau 1

On pourra utiliser les archives sur la production nationale et les données relatives à l'importation/exportation d'urée pour obtenir une estimation approximative de la quantité d'urée appliquée aux sols sur une base annuelle (M). On suppose que tout l'engrais à l'urée produit ou importé annuellement, moins les exportations annuelles, est appliqué aux sols. Néanmoins on pourra utiliser des données supplémentaires sur les ventes et/ou l'utilisation d'urée afin d'affiner les calculs, au lieu de supposer que toute l'urée disponible au cours d'une année particulière est immédiatement ajoutée aux sols. Quelle que soit l'approche utilisée, les estimations de l'application annuelle d'engrais à l'urée devront respecter la cohérence entre les émissions de CO<sub>2</sub> dues à l'urée et les émissions de N<sub>2</sub>O des sols.

Les statistiques sur l'utilisation pourront être tirées de recensements nationaux ou sollicitées auprès d'entreprises ; quant aux informations sur les ventes et la production nationale, elles pourront provenir de l'industrie des engrais et des banques. En général, les archives des importations/exportations sont disponibles auprès des douanes ou autres organisations gouvernementales similaires. Selon les bonnes pratiques, on fera la moyenne des données obtenues sur trois ans (année étudiée et les deux années précédentes) si l'on ne calcule pas, pour l'inventaire, les émissions sur une base annuelle.

### Niveau 2

En plus des données sur les activités décrites au niveau 1, au niveau 2 on pourra incorporer des informations supplémentaires sur les caractéristiques hydrologiques et spécifiques au site, afin d'estimer la proportion de C de l'urée émis vers l'atmosphère.

### Niveau 3

Au niveau 3, pour les inventaires basés sur des mesures directes et/ou les modèles, on aura certainement besoin de données sur les activités plus précises, par rapport aux méthodes de niveau 1 ou 2, mais les besoins exacts dépendront du type de modèles ou de mesures.

## 11.4.4 Évaluation des incertitudes

Pour les émissions de CO<sub>2</sub> dues à l'urée, deux sources d'incertitudes existent : 1) incertitudes relatives à la quantité d'urée appliquée aux sols ; et 2) incertitudes relatives à la quantité nette d'urée-C émis en tant que CO<sub>2</sub>. Les incertitudes des données sur les activités dépendent de l'exactitude des statistiques sur la production, les ventes, les importations/exportations et/ou l'utilisation. Les données sur l'utilisation et les ventes présentent l'incertitude la moins élevée ; les données relatives à l'importation/exportation et à la production ont des incertitudes supplémentaires dues aux déductions sur l'application. Les compilateurs d'inventaires pourront employer une approche prudente et supposer que toute l'urée disponible à l'application ou achetée est appliquée aux sols. Cette approche pourrait surestimer ou sous-estimer les émissions d'années individuelles si la quantité totale d'urée disponible ou achetée n'était pas appliquée une année donnée. Sur le long terme, ce biais devrait toutefois être négligeable, s'il n'y a pas de stockage d'engrais à l'urée à long terme. Les compilateurs d'inventaires pourront aussi observer les incertitudes relatives à la quantité d'urée disponible à l'application et la

quantité appliquée au cours d'une année particulière de l'inventaire.

Les incertitudes relatives à la quantité nette de C ajoutée aux sols par les engrais à l'urée et émise sous forme de CO<sub>2</sub> dépendent du niveau choisi. À la méthode de niveau 1, on suppose que tout le C de l'urée est perdu en tant que CO<sub>2</sub> depuis l'atmosphère. C'est une approche prudente, en conséquence les facteurs d'émissions par défaut sont considérés comme sûrs, étant donnée cette hypothèse. En pratique, cependant, une partie du C de l'urée sera probablement retenue dans le sol en tant que C inorganique, et non pas émise en tant que CO<sub>2</sub>, au moins au cours de l'année de l'application. En conséquence, les facteurs d'émissions par défaut peuvent entraîner des biais systématiques lors de l'estimation des émissions.

Il est donc conforme aux *bonnes pratiques* de développer des facteurs d'émissions spécifiques au pays ou des approches d'estimation avancées, avec des méthodes de niveau 2 ou 3, notamment si l'urée-C est une source clé. Si les approches de niveaux plus élevés réduiront probablement ce biais, elles pourront présenter des incertitudes supplémentaires qui devront être traitées. Ces incertitudes pourront provenir de l'insuffisance des données sur les caractéristiques du site, de l'hydrologie et d'autres variables environnementales influençant le transport et la conversion du C inorganique en CO<sub>2</sub>. Des incertitudes pourront aussi exister en raison de l'insuffisance des connaissances sur les processus et/ou les possibilités pour les facteurs d'émissions spécifiques au pays ou les systèmes d'estimations avancés de représenter le devenir de l'urée-C.

## 11.4.5 Exhaustivité, cohérence des séries temporelles, AQ/CQ

### EXHAUSTIVITE

#### Niveau 1

Les inventaires de niveau 1 seront exhaustifs si les émissions sont calculées en fonction d'un décompte complet de toute l'urée appliquée aux sols. Les statistiques sur l'utilisation ou la vente d'urée fournissent la manière de déduire les applications aux sols la plus directe, mais les archives de la production et/ou des importations/exportations suffisent à faire des estimations approximatives de la quantité d'urée appliquée aux sols. Si les données actuelles sont insuffisantes car incomplètes, les *bonnes pratiques* recommandent de rassembler des données supplémentaires pour les futurs rapports, notamment si les émissions de C dues à l'urée sont une catégorie de source clé.

#### Niveau 2

L'exhaustivité des inventaires de niveau 2 dépendent de l'adéquation des données sur les activités (voir niveau 1), mais aussi des données spécifiques au pays supplémentaires utilisées pour affiner les facteurs d'émissions. Parmi celles-ci, il peut y avoir la disponibilité des données sur l'hydrologie et des données spécifiques au site permettant de mieux spécifier les facteurs d'émissions relatifs à la quantité de CO<sub>2</sub> émise par quantité d'urée-C ajoutée aux sols.

#### Niveau 3

Au-delà des considérations relatives aux niveaux 1 et 2, l'exhaustivité des inventaires de niveau 3 dépendra aussi des besoins en matière de données et de la représentativité de la conception des mesures et/ou du cadre utilisé pour la modélisation. Les compilateurs d'inventaires devront revoir leurs approches et déterminer si le système d'estimation avancé permet ou non de calculer les émissions nettes de CO<sub>2</sub> de l'urée appliquée aux sols. S'il existe des lacunes ou si l'on identifie des limites, on rassemblera, selon les bonnes pratiques, des données supplémentaires permettant de prendre en compte le devenir de l'urée-C de manière exhaustive, à la méthode de niveau 3.

### COHERENCE DES SERIES TEMPORELLES

#### Niveau 1

On devra utiliser les mêmes données sur les activités et facteurs d'émissions pendant toute la série temporelle, à des fins de cohérence. Au niveau 1, les facteurs d'émissions par défaut sont utilisés ; en conséquence il n'y a pas de problème de cohérence des séries temporelles. Néanmoins les bases sur lesquelles reposent les données sur les activités pourraient changer si l'on rassemble de nouvelles données, par exemple une étude statistique présentant des informations sur les applications d'urée aux sols en échange de données sur les activités plus vieilles strictement basées sur les archives de la production et des importations/exportations. Si les *bonnes pratiques* exigent que l'on utilise les mêmes protocoles et procédures de données sur toute la série temporelle, dans certains cas ceci pourra s'avérer impossible : les compilateurs d'inventaires devront alors déterminer l'influence de la modification des sources de données sur les tendances. Les recommandations sur les recalculs à effectuer dans ces circonstances se trouvent au chapitre 5 du volume 1.

## Niveau 2

La cohérence des données sur les activités de la série temporelle est importante pour les inventaires de niveau 2 (voir niveau 1). En outre, les nouveaux facteurs développés en fonction de données spécifiques au pays devront aussi être appliqués sur toute la série temporelle. Dans les rares cas où cela n'est pas possible, les compilateurs d'inventaires devront déterminer l'influence de la modification des facteurs d'émissions sur les tendances. Les recommandations sur les recalculs à effectuer dans ces circonstances se trouvent au chapitre 5 du volume 1.

## Niveau 3

Comme pour le niveau 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.

## ASSURANCE DE LA QUALITE / CONTROLE DE LA QUALITE

### Niveau 1

Conformément aux *bonnes pratiques*, on mettra en place des procédures d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité avec des révisions internes et indépendantes des données d'inventaire et des résultats, afin de veiller à ce que 1) les données sur les activités aient été traitées de manière adéquate, permettant l'estimation de l'application aux sols ; 2) les données sur les activités aient été transcrites correctement dans les feuilles de travail ou les logiciels de calcul d'inventaire ; et 3) les facteurs d'émissions aient été attribués correctement.

Les révisions internes devront être menées par le(s) compilateur(s) d'inventaire, et pourront impliquer une inspection visuelle et des fonctions incluses dans le programme permettant de vérifier les entrées de données et les résultats. Les révisions indépendantes seront menées par d'autres agences, experts ou groupes pas directement impliqués dans la compilation. Elles devront 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.

### Niveau 2

En plus des mesures d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité de niveau 1, les compilateurs d'inventaires devront revoir les facteurs d'émissions spécifiques au pays choisis pour les inventaires de niveau 2. Si les facteurs se basent sur des mesures directes, l'agence chargée de l'inventaire devra revoir les mesures afin de s'assurer qu'elles sont représentatives des plages réelles des conditions environnementales. Si possible, les *bonnes pratiques* exigent de comparer les facteurs spécifiques au pays avec les facteurs d'émissions de niveau 2 utilisés par d'autres pays dans des circonstances comparables, en plus des valeurs par défaut du GIEC. Étant donnée la complexité de la transformation du C inorganique, il faudra faire appel à des spécialistes du domaine pour la révision, car ils pourront présenter une critique indépendante des facteurs d'émissions.

### 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 supplémentaires, 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'estimation avancé du pays ; on archivera les résultats et on en inclura le résumé dans la documentation du rapport.

## ÉTABLISSEMENT DE RAPPORTS ET DOCUMENTATION

### Niveau 1

Au niveau 1, les compilateurs d'inventaires devront documenter les tendances et les incertitudes relatives aux applications d'urée aux sols, et lier ces tendances à celles des émissions de CO<sub>2</sub>. Il faudra expliquer toute fluctuation importante des émissions annuelles sur la série temporelle.

Il est conforme aux *bonnes pratiques* d'archiver les bases de données réelles, comme les archives sur la production ou les importations/exportations ou les statistiques relatives à l'utilisation tirées d'enquêtes, ainsi que les procédures utilisées pour traiter les données (par exemple, programmes statistiques). Les feuilles de travail ou le logiciel d'inventaire utilisés pour estimer les émissions 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.

## Niveau 2

En plus des considérations de niveau 1, les compilateurs d'inventaires devront documenter les bases sous-jacentes des facteurs d'émissions spécifiques au pays, ainsi que les métadonnées archivées et les sources des données 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 ces valeurs et les facteurs par défaut ou des facteurs spécifiques au pays de régions aux circonstances similaires à celles du pays soumettant le rapport.

Si l'on étudie les tendances des émissions et absorptions d'année en année, il faudra faire la différence entre les variations des niveaux d'activités et les changements de méthodes, y compris de facteurs d'émissions, et documenter les raisons de ces variations.

## 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 11A.1 Références des données sur les résidus de récoltes du tableau 11.2

### I. Fraction de matière sèche du produit récolté

Lander, C.H., Moffitt, D., and Alt, K. (1998). Nutrients available from livestock manure relative to crop growth requirements. Resource Assessment and Strategic Planning Working paper 98-1. USDA Natural Resource Conservation Service. <http://www.nhq.nrcs.usda.gov/land/pubs/>.

### II. Matière sèche du résidu aérien

#### 1. Maïs

Ames, J.W., and Simon, R.H. (1924). Soil potassium as affected by fertilizer treatment and cropping. Bulletin 379. Ohio Agricultural Experiment Station, Wooster, Ohio.

Anonymous (1924). Forty-third annual report for 1923-24. Ohio Agricultural Experiment Station Bull. 382. Wooster, OH.

Anonymous (1926). Forty-fourth annual report for 1924-25. Ohio Agricultural Experiment Station Bull. 392. Wooster, OH.

Bustillo, J. J. and Gallaher, R.N. (1989). Dry matter Partitioning in No-tillage Tropical Corn in Florida. p.40-42. In I. D. Teare, E. Brown, and C.A. Trimble (ed.) 1989 Southern Conservation Tillage Conference. SB 89-1. Tallahassee, FL. 12-13 July, 1989. Univ. of Fla., North Fla. Res. and Educ. Ctr., Quincy, FL 32351.

Buyanovsky, G.A. and Wagner, G.H. (1986). Post-harvest residue input to cropland. *Plant and Soil* **93**:57-65.

Donald, C.M. and Hamblin, J. (1976). The biological yield and harvest index of cereals as agronomic and plant breeding criteria. *Adv. Agron.*, **28**: 361-405.

Fisher, K.S. and Palmer, A.F.E. (1983). Maize. In: Symposium on Potential Productivity of Field Crops Under Different Environments. International Rice Research Institute, Manila, Philippines.

Graybill, J.S., Cox, W.J. and Otis, D.J. (1991). Yield and quality of forage maize as influenced by hybrid, planting date, and plant density. *Agronomy Journal*, **83**: 559-564.

Hutcheson, T.B., Hodgson, E.R., and Wolfe, T.K. (1917). Corn culture. Virginia Agricultural Experiment Station Bull. 214. Virginia Polytechnic Institute, Blacksburg, VA.

Jones, J.N. Jr., Moody, J.E., and Lillard, J.H. (1969). Effects of tillage, no tillage, and mulch on soil water and plant growth. *Agron. J.* **61**:719-721.

Jones Jr., J.N., Moody, J.E., Shear, G.M., Moschler, W.W. and Lillard, J.H. (1968). The no-tillage system for corn (*Zea mays* L.). *Agron. J.* **60**:17-20.

Noll, C.F., Gardner, F.D. and Irvin, C.J. (1930). A field test of different sources of phosphorous. *School of Agriculture and Experiment Station Bull.* 252. Pennsylvania State College

Noll, C.F., Gardner, F.D. and Irvin, C.J. (1931). Fiftieth anniversary of the General Fertilizer Tests 1881-1931. *School of Agriculture and Experiment Station Bull.* 264. Pennsylvania State College.

Ockerby, S.E. and Fukai, S. (2001). The management of rice grown on raised beds with continuous furrow irrigation. *Field Crops Res.* **69**:215-226.

Peters, S.E., Wander, M.M., Saporito, L.S., Harris, G.H. and Friedman, D.B. (1997). Management impacts on SOM and related soil properties in a long-term farming systems trial in Pennsylvania: 1981-1991. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.

Peterson, G.A. and Westfall, D.G. (1997). Management of dryland agroecosystems in the Central Great Plains of Colorado. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.

Peterson, G.A., Westfall, D.G. and Wood, W. (1989). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB89-3. Dept. of Agronomy, Colorado State University.

Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Poss, D., Larson, K. and Thompson, D.L. (1997). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB97-3. Dept. of Agronomy, Colorado State University.

- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., McGee, E. and Kolberg, R. (1992). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB92-2. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., McGee, E. and Kolberg, R. (1991). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB91-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Kolberg, R. and Rouppet, B. (1994). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB94-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Kolberg, R. and Rouppet, B. (1993). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB93-4. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Kolberg, R. and Poss, D. (1996). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB96-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Kolberg, R. and Poss, D. (1995). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB95-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Wood, W. and Ross, S. (1988). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin LTB88-6. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., McGee, E., Westfall, D.G., Wood, C.W. and Sherrod, L. (1990). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB90-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Pierce, F.J. and Fortin, M.C. (1997). Long-term tillage and periodic plowing of a no-tilled soil in Michigan: Impacts, yield, and soil organic matter. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Russell, W.A. (1991). Genetic improvement of maize yields. *Advances in Agronomy* **46**:245-298.
- Sewell, M.C. and Call, L.E. (1925). Tillage investigations relating to wheat production. Tech. Bull. 18. Agricultural Experiment Station. Kansas State Agricultural College.
- Shear, G.M. and Moschler, W.W. (1969). Continuous corn by the no-tillage and conventional tillage methods: A six-year comparison. *Agron. J.* **61**:524-526.
- Tapper, D.C. (1983). Changes in physiological traits associated with grain yield improvement in single-cross maize hybrids from 1930 to 1970. Ph.D. Dissertation. Agronomy Department, Iowa State University, Ames, IA.
- Thorne, C.E. (1924). The maintenance of soil fertility. Bulletin 381. Ohio Agricultural Experiment Station.
- Throckmorton, R.I. and Duley, F.L. (1935). Twenty years of soil fertility investigations. Kansas. Agricultural Experiment Station Tech. Bull. 40. Kansas State College of Agriculture and Applied Science. Manhattan, KS.
- Vanotti, M.B., Bundy, L.G. and Peterson, A.E. (1997). Nitrogen fertilizer and legume-cereal rotation effects on soil productivity and organic matter dynamics in Wisconsin. In Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Wianco, A.T. and Jones, S.C. (1918). The value of manure on Indiana soils. Purdue University Agricultural Experiment Station. Bull. No. 222. Lafayette, IN.
- Wianco, A.T., Conner, S.D. and Jones, S.C. (1919). The value of legumes on Indiana soils. Purdue University Agricultural Experiment Station. Bull. No. 226. Lafayette, IN.

## 2. Blé d'hiver

- Austin, R.B., Bingham, J., Blackwell, R.D., Evans, L.T., Ford, M.A., Morgan, C.L. and Taylor, M. (1980). Genetic improvements in winter wheat yields since 1900 and associated physiological changes. *J. Agric. Sci., Camb.* **94**:675-689.
- Barraclough, P.B. and Leigh, R.A. (1984). The growth and activity of winter wheat roots in the field: the effect of sowing date and soil type on root growth of high yielding crops. *J. Agric. Sci., Camb.* **103**:59-74.
- Black, A.L. and Tanaka, D.L. (1997). A conservation tillage-cropping systems study in the Northern Great Plains of the United States. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Bolinder, M.A., Angers, D.A. and Dubuc, J.P. (1997). Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **63**:61-67.
- Bruce, R.R. and Langdale, G.W. (1997). Soil carbon level dependence upon crop culture variables in a thermic-

- udic region. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Bruckner, P.L. and Morey, D.D. (1988). Nitrogen effects on soft red winter wheat yield, agronomic characteristics, and quality. *Crop Sci.* **28**:152-157.
- Buyanovsky, G.A. and Wagner, G.H. (1986). Post-harvest residue input to cropland. *Plant and Soil* **93**:57-65.
- Cox, T.S., Shroyer, J.P., Liu, B.-H., Sears, R.G. and Martin, T.J. (1988). Genetic improvements in agronomic traits of hard red winter wheat cultivars from 1919 to 1987. *Crop Science* **28**:756-760.
- Donald, C.M. and Hamblin, J. (1976). The biological yield and harvest index of cereals as agronomic and plant breeding criteria. *Adv. Agron.*, **28**: 361-405.
- Eck, H.V. (1986). Profile modification and irrigation effects on yield and water use of wheat. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **50**:724-729.
- Entz, M.H. and Fowler, D.B. (1991). Agronomic performance of winter versus spring wheat. *Agron. J.* **83**:527-532.
- Gent, M.P.N. and Kiyomoto, R.K. (1989). Assimilation and distribution of photosynthate in winter wheat cultivars differing in harvest index. *Crop Sci.* **29**:120-125.
- Halvorson, A.D., Vigil, M.F., Peterson, G.A. and Elliott, E.T. (1997). Long-term tillage and crop residue management study at Akron, Colorado. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Ishaq, M., Ibrahim, M. and Lal, R. (2001). Tillage effect on nutrient uptake by wheat and cotton as influenced by fertilizer rate. *Soil and Tillage Res.* **62**:41-53.
- Jensen, M.E. and Sletten, W.H. (1965). Evapotranspiration and soil moisture-fertilizer interrelations with irrigated winter wheat in the Southern High Plains. USDA Agricultural Research Service. Conservation Research Report No. 4.
- Jones, O.R., Stewart, B.A. and Unger, P.W. (1997). Management of dry-farmed Southern Great Plains soils for sustained productivity. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Lafever, H.N. (1976). Ohio performance trials of soft red winter wheats including 1976 results. Agronomy Dept. Series 203. Ohio Agricultural Research and Development Center. Wooster, OH.
- Lyon, D.J., Monz, C.A., Brown, R.E. and Metherell, A.K. (1997). Soil organic matter changes over two decades of winter wheat – fallow cropping in western Nebraska. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Miller, C.M. (1939). A physiological study of the winter wheat plant at different stages of its development. Tech. Bull. 47. Agricultural Experiment Station. Kansas State College of Agriculture and Applied Science.
- Musick, J.T. and Dusek, D.A. (1980). Planting date and water deficit effects on development and yield of irrigated winter wheat. *Agron. J.* **72**: 45-52.
- Noll, C.F., Gardner, F.D. and Irvin, C.J. (1931). Fiftieth anniversary of the General Fertilizer Tests 1881-1931. Pennsylvania State College School of Agriculture and Experiment Station Bull. 264.
- Noll, C.F., Gardner, F.D. and Irvin, C.J. (1930). A field test of different sources of phosphorous. Pennsylvania State College School of Agriculture and Experiment Station Bull. 252.
- Peterson, G.A. and Westfall, D.G. (1997). Management of dryland agroecosystems in the Central Great Plains of Colorado. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G. and Wood, W. (1989). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB89-3. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Poss, D., Larson, K. and Thompson, D.L. (1997). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB97-3. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., McGee, E. and Kolberg, R. (1992). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB92-2. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., McGee, E. and Kolberg, R. (1991). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB91-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.

- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Kolberg, R. and Rouppe, B. (1994). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB94-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Kolberg, R. and Rouppe, B. (1993). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB93-4. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Kolberg, R. and Poss, D. (1996). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB96-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Kolberg, R. and Poss, D. (1995). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB95-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Wood, W. and Ross, S. (1988). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin LTB88-6. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., McGee, E., Westfall, D.G., Wood, C.W. and Sherrod, L. (1990). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB90-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Rao, S.C., Coleman, S.W. and Volesky, J.D. (2000). Yield and quality of wheat, triticale, and elytricum forage in the Southern Plains. *Crop Sci.* **40**:1308-1312.
- Rasmussen, P.E. and Parton, W.J. (1994). Long-term effects of residue management in wheat-fallow: I. Inputs, yield, and soil organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **58**:523-530.
- Rasmussen, P.E., Smiley, R.W. and Albrecht, S.L. (1996). Long-term residue management experiment: Pendleton, Oregon, USA. IN: Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-term Datasets. D. S. Powlson, P. Smith, and J. U. Smith (eds.). Springer-Verlag, Germany.
- Sewell, M.C. and Call, L.E. (1925). Tillage investigations relating to wheat production. Tech. Bull. 18.
- Sharma, R.C. and Smith, E.L. (1986). Selection for high and low harvest index in three winter wheat populations. *Crop Sci.* **26**:1147-1150.
- Siddique, K.H.M., Belford, R.K., Perry, M.W. and Tennant, D. (1989). Growth, development and light interception of old and modern wheat cultivars in a Mediterranean-type environment. *Aust. J. Agric. Res.* **40**:473-487.
- Singh, I.D. and Stoskopf, N.C. (1971). Harvest index in cereals. *Agron. J.* **63**:224-226.
- Skidmore, E.L. and Siddoway, F.H. (1978). Crop residue requirements to control wind erosion. Chapter 2 in Crop Residue Management Systems. *Am. Soc. Agron. Spec. Pub. No. 31*.
- Ten Eyck, A. M. and Shoesmith, V. M. (1907). Small grain crops. Agricultural Experiment Station Bulletin 144. Kansas State Agricultural College. Manhattan, KS.
- Thorne, C.E. (1924). The maintenance of soil fertility. Ohio Agricultural Experiment Station Bull. 381.
- Throckmorton, R.I. and Duley, F.L. (1935). Twenty years of soil fertility investigations. Kansas. Agricultural Experiment Station Tech. Bull. 40. Kansas State College of Agriculture and Applied Science. Manhattan, KS.
- Unger, P.W. (1977). Tillage effects on winter wheat production where the irrigated and dryland crops are alternated. *Agronomy Journal*, **69**: 944 – 950.
- Weir, A.H. and Barraclough, P.B. (1986). The effect of drought on the root growth of winter wheat and on its uptake from deep loam. *Soil Use And Management* **2**:91-96.
- Wianco, A.T. and Jones, S.C. (1918). The value of manure on Indiana soils. Purdue University Agricultural Experiment Station. Bull. No. 222. Lafayette, IN.
- Wianco, A.T., Conner, S.D. and Jones, S.C. (1919). The value of legumes on Indiana soils. Purdue University Agricultural Experiment Station. Bull. No. 226. Lafayette, IN.

### **3. Blé de printemps**

- Bauer, A. and Zubriski, J.C. (1978). Hard red spring wheat straw yields in relation to grain yields. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **42**:777-781.
- Black, A.L. and Tanaka, D.L. (1997). A conservation tillage-cropping systems study in the Northern Great Plains of the United States. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Campbell, C.A. and Zentner, R.P. (1993). Soil organic matter as influenced by crop rotations and fertilization.

*Soil Sci. Soc. Am. J.* **57**:1034-1040.

- Campbell, C.A., Davidson, H.R. and Warder, F.G. (1977). Effects of fertilizer N and soil moisture on yield, yield components, protein content and N accumulation in the above-ground parts of spring wheat. *Can. J. Soil Sci.* **57**:311-327.
- Cassman, K.G., Bryant, D.C., Fulton, A.E. and Jackson, L.F. (1992). Crop ecology, production and management. *Crop Sci.* **32**:1251-1258.
- Hucl, P. and Baker, R.J. (1987). A study of ancestral and modern Canadian spring wheats. *Can. J. Plant Sci.* **67**:87-97.
- Juma, N.G., Izaurralde, R.C., Robertson, J.A. and McGill, W.B. (1997). Crop yield and soil organic matter trends over 60 years in a typic cryoboralf at Breton, Alberta. In: *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems*. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Loffler, C.M., Rauch, T.L. and Busch, R.H. (1985). Grain and plant protein relationships in hard red spring wheat. *Crop Sci.* **25**:521-524.
- Perry, M.W. and D'Antuono, M.F. (1989). Yield improvement and associated characteristics of some Australian spring wheat cultivars introduced between 1860 and 1982. *Aust. J. Agric. Res.* **40**:457-472.
- Skidmore, E.L. and Siddoway, F.H. (1978). Crop residue requirements to control wind erosion. In: *Crop Residue Management Systems*. *Am. Soc. Agron. Spec. Pub.* No. 31.
- van Delden, A. (2001). Yield and growth components of potato and wheat under organic nitrogen management. *Agron. J.* **93**:1370-1385.

#### **4. Riz**

- Bainton, S.J., Plumb, V.E., Juliano, B.O., Perez, C.M., Roxas, D.B., Kush, G.S., de Jesus, J.C. and Gomez, K.A. (1991). Variation in the nutritional value of rice straw. *Animal Feed Science and Technology* **34**, 261-277.
- Cho, Y.S., Choe, Z.R. and Ockerby, S.E. (2001). Managing tillage, sowing rate and nitrogen top-dressing level to sustain rice yield in a low-input, direct-sown, rice-vetch cropping system. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, **41**:61-69.
- Donald, C.M. and Hamblin, J. (1976). The biological yield and harvest index of cereals as agronomic and plant breeding criteria. *Adv. Agron.*, **28**: 361-405.
- George, T., Magbanua, R., Roder, W., Van Keer, K., Trebuil, G. and Reoma, V. (2001). Upland rice response to phosphorous fertilization in Asia. *Agron. J.* **93**:1362-1370.
- Kinery, J.R., McCauley, G., Xie, Y. and Arnold, J.G. (2001). Rice parameters describing crop performance of four U. S. cultivars. *Agron. J.* **93**:1354-1361.
- Ockerby, S.E. and Fukai, S. (2001). The management of rice grown on raised beds with continuous furrow irrigation. *Field Crops Research*. **69**:215-226.
- San-oh, Y., Mano, Y., Ookawa, T. and Hirasawa, T. (2004). Comparison of dry matter production and associated characteristics between direct-sown and transplanted rice plants in a submerged paddy field and relationships to planting patterns. *Field Crops Res.* **87**:43-58.
- Turner, F.T. and McCauley, G.N. (1983). Rice. In: *Crop – Water Relations*. I.D. Teare and M.M. Peet (eds.). John Wiley and Sons, New York, pp 308-350.
- Yang, J., Zhang, J., Wang, Z., Zhu, Q. and Wang, W. (2001). Remobilization of carbon reserves in response to water deficit during grain filling of rice. *Field Crops Res.* **71**:47-55.

#### **5. Orge**

- Alston, A.M. (1980). Response of wheat to deep placement of nitrogen and phosphorous fertilizers on a soil high in phosphorous in the surface layer. *Aust. J. Agric. Res.* **31**:13-24.
- Boukerrou, L. and Rasmussen, D.D. (1990). Breeding for high biomass yield in spring barley. *Crop Sci.* **30**:31-35.
- Chery, J., Lefevre, B., Robin, P. and Salsac, L. (1981). Barley breeding for high protein content. Relationship with nitrate reductase and proteolytic activities. In: *Barley Genetics IV. Proceedings of the Fourth International Barley Genetics Symposium*. Edinburgh Univ. Press.
- Donald, C.M. and Hamblin, J. (1976). The biological yield and harvest index of cereals as agronomic and plant breeding criteria. *Adv. Agron.*, **28**: 361-405.

- Juma, N.G., Izaurralde, R.C., Robertson, J.A. and McGill, W.B. (1997). Crop yield and soil organic matter trends over 60 years in a typic cryoboralf at Breton, Alberta. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Kirby, E.J.M. (1967). The effect of plant density upon the growth and yield of barley. *J. Agric. Sci., Camb.* **68**:317-324.
- Lekes, J. (1981). Results, main directions in using world collections and genetic resources of spring barley in European breeding. In: Barley Genetics IV. Proceedings of the Fourth International Barley Genetics Symposium. Edinburgh Univ. Press.
- Mahli, S.S., Grant, C.A., Johnston, A.M. and Gill, K.S. (2001). Nitrogen fertilization management for no-till cereal production in the Canadian Great Plains: a review. *Soil and Tillage Res.* **60**:101-122.
- Riggs, T.J., Hanson, P.R., Start, N.D., Miles, D.M., Morgan, C.L. and Ford, M.A. (1981). Comparison of spring barley varieties grown in England and Wales between 1880 and 1980. *J. Agric. Sci., Camb.* **97**:599-610.
- Siddique, K.H.M., Belford, R.K. and Tennant, D. (1990). Root:shoot ratios of old and modern, tall and semi-dwarf wheats in a mediterranean environment. *Plant and Soil* **121**:89-98.
- Siddique, K.H.M., Belford, R.K., Perry, M.W. and Tennant, D. (1989). Growth, development and light interception of old and modern wheat cultivars in a Mediterranean-type environment. *Aust. J. Agric. Res.* **40**:473-487.
- Skidmore, E.L. and Siddoway, F.H. (1978). Crop residue requirements to control wind erosion. In: Crop Residue Management Systems. *Am. Soc. Agron. Spec. Pub.* No. 31.
- Ten Eyck, A.M., and Shoesmith, V.M. (1907). Small grain crops. Agricultural Experiment Station Bulletin 144. Kansas State Agricultural College. Manhattan, KS.
- Watson, D.J., Thorne, G.N., and French, S.A.W. (1958). Physiological causes of differences in grain yield between varieties of barley. *Annals of Botany* **87**:321-352.
- Wych, R.D. and Rasmussen, D.C. (1983). Genetic improvement in malting barley cultivars since 1920. *Crop Sci.* **23**:1037-1040.

## 6. Avoine

- Anonymous (1923). Forty-second annual report for 1922-23. Ohio Agricultural Experiment Station Bull. 373. Wooster, OH.
- Anonymous (1926). Forty-fourth annual report for 1924-25. Ohio Agricultural Experiment Station Bull. 392. Wooster, OH.
- Bolinder, M.A., Angers, D.A. and Dubuc, J.P. (1997). Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **63**:61-67.
- Brinkman, M.A. and Rho, Y.D. (1984). Response of three oat cultivars to N fertilizer. *Crop Science* **24**:973-977.
- Donald, C.M. and Hamblin, J. (1976). The biological yield and harvest index of cereals as agronomic and plant breeding criteria. *Adv. Agron.* **28**:361-405.
- Georgeson, C.C., Burtis, F.C. and Otis, D.H. (1893). Experiments with oats. Experiment Station Bull. No. 42. Kansas State Agricultural College.
- Georgeson, C.C., Burtis, F.C. and Otis, D.H. (1896). Experiments with oats. Experiment Station Bull. No. 63. Kansas State Agricultural College.
- Georgeson, C.C., Burtis, F.C. and Otis, D.H. (1897). Experiments with oats. Experiment Station Bull. No. 74. Kansas State Agricultural College.
- Georgeson, C.C., Cottrell, H.M. and Shelton, W. (1890). Experiments with oats. Experiment Station Bull. No. 13. Kansas State Agricultural College.
- Juma, N.G., Izaurralde, R.C., Robertson, J.A. and McGill, W.B. (1997). Crop yield and soil organic matter trends over 60 years in a typic cryoboralf at Breton, Alberta. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Lawes, D.A. (1977). Yield improvement in spring oats. *J. Agric. Sci., Camb.* **89**:751-757.
- Meyers, K.B., Simmons, S.R. and Stuthman, D.D. (1985). Agronomic comparison of dwarf and conventional height oat genotypes. *Crop Sci.* **25**:964-966.

- Noll, C.F., Gardner, F.D. and Irvin, C.J. (1930). A field test of different sources of phosphorous. Pennsylvania State College School of Agriculture and Experiment Station Bull. 252.
- Noll, C.F., Gardner, F.D. and Irvin, C.J. (1931). Fiftieth anniversary of the General Fertilizer Tests 1881-1931. Pennsylvania State College School of Agriculture and Experiment Station Bull. 264.
- Rattunde, H.F. and Frey, K.J. (1986). Nitrogen harvest index in oats: Its repeatability and association with adaptation. *Crop Sci.* **26**:606-610.
- Sewell, M.C. and Call, L.E. (1925). Tillage investigations relating to wheat production. Tech. Bull. 18. Agricultural Experiment Station. Kansas State Agricultural College.
- Ten Eyck, A.M. and Shoesmith, V.M. (1907). Small grain crops. Agricultural Experiment Station Bulletin 144. Kansas State Agricultural College. Manhattan, KS.
- Thorne, C.E. (1924). The maintenance of soil fertility. Ohio Agricultural Experiment Station Bull. 381.
- Wianco, A.T. and Jones, S.C. (1918). The value of manure on Indiana soils. Purdue University Agricultural Experiment Station. Bull. No. 222. Lafayette, IN.
- Wianco, A.T., Conner, S.D. and Jones, S.C. (1919). The value of legumes on Indiana soils. Purdue University Agricultural Experiment Station. Bull. No. 226. Lafayette, IN.

### **7. Millet**

- Peterson, G.A. and Westfall, D.G. (1997). Management of dryland agroecosystems in the Central Great Plains of Colorado. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G. and Wood, W. (1989). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB89-3. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., McGee, E. and Kolberg, R. (1992). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB92-2. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., McGee, E. and Kolberg, R. (1991). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB91-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Kolberg, R. and Rouppet, B. (1994). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB94-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Kolberg, R. and Rouppet, B. (1993). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB93-4. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Wood, W. and Ross, S. (1988). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin LTB88-6. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., McGee, E., Westfall, D.G., Wood, C.W. and Sherrod, L. (1990). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB90-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.

### **8. Sorgho**

- Anonymous (1930). A report of the Tribune Branch Agricultural Experiment Station. Agricultural Experiment Station Bull. 250. Kansas State Agricultural College, Manhattan, KS.
- Arnon, I. and Blum, A. (1962). Factors responsible for yield superiority of hybrid sorghum. *Israel J. Agric. Res.* **12**: 95-105.
- Arnon, I. and Blum, A. (1964). Response of hybrid and self-pollinated sorghum varieties to moisture regime and intra-row competition. *Israel J. Agric. Res.* **14**: 45-53.
- Bond, J.J., Army, T.J. and Lehman, O.R. (1964). Row spacing, plant populations and moisture supply as factors in dryland grain sorghum production. *Agron. J.* **56**:3-6.
- Bruce, R.R. and Langdale, G.W. (1997). Soil carbon level dependence upon crop culture variables in a thermic-udic region. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Craufurd, P.Q. and Peacock, J.M. (1993). Effect of heat and drought stress on sorghum (*Sorghum bicolor*). II. *Grain yield. Expl. Agric.* **29**:77-86.
- Donald, C.M. and Hamblin, J. (1976). The biological yield and harvest index of cereals as agronomic and plant breeding criteria. *Adv. Agron.*, **28**: 361-405.

- Eastin, J.D. (1983). Sorghum. In Symposium on Potential Productivity of Field Crops Under Different Environments. International Rice Research Institute, Manila, Philippines.
- Eck, H.V. and Musick, J.T. (1979). Plant water stress effects on irrigated grain sorghum. I. Effects on yield. *Crop Sci.* **19**:589-592.
- Jones, O.R., Stewart, B.A. and Unger, P.W. (1997). Management of dry-farmed Southern Great Plains soils for sustained productivity. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Laryea, K.B. and Unger, P.W. (1995). Grassland converted to cropland: Soil conditions and sorghum yield. *Soil & Tillage res.* **33**:29-45.
- Peterson, G.A. and Westfall, D.G. (1997). Management of dryland agroecosystems in the Central Great Plains of Colorado. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G. and Wood, W. (1989). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB89-3. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Poss, D., Larson, K. and Thompson, D.L. (1997). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB97-3. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., McGee, E. and Kolberg, R. (1992). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB92-2. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., McGee, E. and Kolberg, R. (1991). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB91-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Kolberg, R. and Rouppet, B. (1994). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB94-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Kolberg, R. and Rouppet, B. (1993). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB93-4. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Sherrod, L., Kolberg, R. and Poss, D. (1995). Sustainable dryland agroecosystem management. Technical Bulletin TB95-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Wood, W. and Ross, S. (1988). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin LTB88-6. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Peterson, G.A., McGee, E., Westfall, D.G., Wood, C.W. and Sherrod, L. (1990). Crop and soil management in dryland agroecosystems. Technical Bulletin TB90-1. Dept. of Agronomy, Colorado State University.
- Prihar, S.S. and Stewart, B.A. (1991). Sorghum harvest index in relation to plant size, environment, and cultivar. *Agron. J.* **83**:603-608.
- Shinano, T., Osaka, M., Yamada, S. and Tadano, T. (1994). Comparison of root growth and nitrogen absorbing ability between Gramineae and Leguminosae during the vegetative stage. *Soil Sci. Plant Nutr.* **40**:485-495.
- Steiner, J.L. (1986). Dryland grain sorghum water use, light interception, and growth responses to plant geometry. *Agron. J.* **78**:720-726.
- Unger, P.W. and Jones, O.R. (1981). Effect of soil water content and a growing season straw mulch on grain sorghum. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **45**:129-134.
- Unger, P.W. and Wiese, A.F. (1979). Managing irrigated winter wheat residues for water storage and subsequent dryland grain sorghum production. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **43**:582-588.
- von Trebra, R.L. and Wagner, F.A. (1932). Tillage practices for south-western Kansas. Agricultural Experiment Station Bull. 262. Kansas State College of Agriculture and Applied Science. Manhattan, KS.

## **9. Seigle**

Aucune donnée n'est actuellement disponible sur le seigle.

## **10. Soja**

Anderson, L.R., and Vasilas, B.L. (1985). Effects of planting date on two soybean cultivars: Seasonal dry matter accumulation and seed yield. *Crop Sci.* **25**:999-1004.

- Bruce, R.R. and Langdale, G.W. (1997). Soil carbon level dependence upon crop culture variables in a thermic-udic region. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Buyanovsky, G.A. and Wagner, G.H. (1986). Post-harvest residue input to cropland. *Plant and Soil* **93**:57-65.
- Buzzell, R.I. and Buttery, B.R. (1977). Soybean harvest index in hill-plots. *Crop Sci.* **17**:968-970.
- Frederick, J.R., Woolley, J.T., Hesketh, J.D. and Peters, D.B. (1991). Seed yield and agronomic traits of old and modern soybean cultivars under irrigation and soil water-deficit. *Field Crops research*, **27**: 71-82.
- Hanway, J.J. and Weber, C.R. (1971). Dry matter accumulation in eight soybean (*Glycine max* (L.) Merrill) varieties. *Agron. J.* **63**:227-230.
- Hodgson, A.S., Holland, J.F. and Rayner, P. (1989). Effects of field slope and duration of furrow irrigation on growth and yield of six grain-legumes on a waterlogging-prone vertisol. *Field Crops research*, **22**: 165-180.
- Kumudini, S., Hume, D.J., and Chu, G. (2001). Genetic improvement in short season soybeans: I. Dry matter accumulation, partitioning, and leaf area duration. *Crop Sci.* **41**:391-398.
- Laing, D.R., Kretchmer, P.J., Zuluaga, S. and Jones, P.G. (1983). Field Bean. In Symposium on Potential Productivity of Field Crops Under Different Environments. International Rice Research Institute, Manila, Philippines.
- Liu, X., Jin, J., Herbert, S.J., Zhang, Q. and Wang, G. (2005). Yield components, dry matter, LAI and LAD of soybeans in Northeast China. *Field Crops Research*, **93**: 85-93.
- Peters, S.E., Edwards, W.M. and McCoy, E.L. (1997). Continuous application of no-tillage to Ohio soils: Changes in crop yields and organic matter-related soil properties. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Sammons, D.J., Peters, D.B. and Hymowitz, T. (1981). Screening soybeans for tolerance to moisture stress: A field procedure. *Field Crops Research*, **3**: 321-335.
- Sinclair, T.R., Muchow, R.C., Ludlow, M.M., Leach, G.J., Lawn, R.J. and Foale, M.A. (1987). Field and model analysis of the effect of water deficits on carbon and nitrogen accumulation by soybean, cowpea, and black gram. *Field Crops Research*, **17**: 121-140.
- Sivakumar, M.V.K., Taylor, H.M. and Shaw, R.H. (1977). Top and root relations of field-grown soybeans. *Agron. J.* **69**:470-473.
- Thatcher, L.E. (1925). The soybean in Ohio. Ohio Agricultural Experiment Station. Bull. 384.
- Walker, A.K. and Fioritto, R.J. (1984). Effect of cultivar and planting pattern on yield and apparent harvest index in soybean. *Crop Sci.* **24**:154-155.

### **11. Pois secs**

- Ortega, P.F. (1988). Morphological characterization of six dry bean genotypes grown under non-irrigated conditions in Colorado. M.S. Thesis. Department of Agronomy, Colorado State University, Fort Collins, Colorado.

### **12. Pomme de terre**

- Heard, J. (2004). Nutrient accumulation and partitioning by potatoes in Manitoba. Proc. of 47th Annual Manitoba Society of Soil Science Meeting. Online at: <http://www.gov.mb.ca/agriculture/msss/2004/mss600.pdf>.
- van Delden, A. (2001). Yield and growth components of potato and wheat under organic nitrogen management. *Agron. J.* **93**:1370-1385.
- Zvomuya, F., Rosen, C.J., Russelle, M.P. and Gupta, S.C. (2003). Nitrate leaching and nitrogen recovery following application of polyolefin-coated urea to potato. *Journal of Environmental Quality*, **32**: 480-489.

### **13. Arachide**

- Bell, M.J., Muchow, R.C. and Wilson, G.L. (1987). The effect of plant population on peanuts (*Arachis hypogaea*) in a monsoonal tropical environment. *Field Crops Research*, **17**: 91-107.
- Ghosh, P.K. (2004). Growth, yield, competition and economics of groundnut/cereal fodder intercropping systems in the semi-arid tropics of India. *Field Crops Research*, **88**: 227-237.

ICRISAT (2004). Increasing the effectiveness of research on agricultural resource management in the semi-arid tropics of southern India by combining cropping systems modeling with farming systems research: A rewarding experience for Tamil Nadu farmers. International Crops research Institute for the Semi-Arid Tropics. Online at: <http://www.icrisat.org/>.

Singh, P., Boote, K.J., Rao, A.Y., Iruthayaraj, M.R., Sheikh, A.M., Hundal, S.S., Narang, R.S. and Singh, P. (1994). Evaluation of the groundnut model PNUTGRO for crop response to water availability, sowing dates, and seasons. *Field Crops research*, **39**: 147-162.

Witzenberger, A., Williams, J.H. and Lenz, F. (1985). Yield, components of yield and quality responses of groundnut (*Arachis Hypogaea* L.) as influenced by photoperiod and a growth regulator. *Field Crops research*, **12**: 347-361.

#### **14. Luzerne**

Paustian, K., Andren, O., Clarholm, M., Hansson, A.C., Johansson, G., Lagerlof, J., Lindberg, T., Pettersson, R., and Sohlenius, B. (1990). Carbon and nitrogen budgets of four agro-ecosystems with annual and perennial crops, with and without fertilization. *J. Appl. Ecol.* **27**:60-84.

Walley, F.L., Tomm, G.O., Matus, A., Slinkard, A.E. and van Kessel, C. (1996). Allocation and cycling of nitrogen in an alfalfa-bromegrass sward. *Agronomy Journal*, **88**: 834-843.

#### **15. Foin sans légumineuses**

Paustian, K., Andren, O., Clarholm, M., Hansson, A.C., Johansson, G., Lagerlof, J., Lindberg, T., Pettersson, R., and Sohlenius, B. (1990). Carbon and nitrogen budgets of four agro-ecosystems with annual and perennial crops, with and without fertilization. *J. Appl. Ecol.* **27**:60-84.

### **III. Teneur en N des résidus aériens**

#### **1. Maïs**

Burgess, M.S., Mehuys, G.R. and Madramootoo, C.A. (2002). Nitrogen dynamics of decomposing corn residue components under three tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **66**:1350-1358.

Eghball, B. and Maranville, J.W. (1993). Root development and nitrogen influx of corn genotypes grown under combined drought and nitrogen stresses. *Agron. J.* **85**:147-152.

Heard, J. (2004). Nutrient accumulation and partitioning by grain corn in Manitoba. Proc. of 47th Annual Manitoba Society of Soil Science Meeting. Online at: <http://www.gov.mb.ca/agriculture/msss/2004/mss601.pdf>.

Janzen, H.H., Beauchemin, K.A., Bruinsma, Y., Campbell, C.A., Desjardins, R.L., Ellert, B.H. and Smith, E.G. (2003). The fate of nitrogen in agroecosystems: An illustration using Canadian estimates. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **67**: 85-102.

Mgheni, D.M., Ndemanisho, E.E., Hvelplund, T. and Weisbjerg, M.R. (2001). Evaluation of the feeding value of two tropical cereal straws, maize stover, rice straw and their botanical fractions by nylon and mobile bag technique. *African Journal of Science and Technology*, **2**:65-71.

NRCS (2006). Plant nutrient content database. Natural Resources Conservation Service. U. S. Dept. of Agriculture. Online at: <http://www.nrcs.usda.gov/technical/ECS/nutrient/tbb1.html>.

Reisinger, K., Haslinger, C., Herger, M., Hofbauer, H. (1996). BIOBIB- a Database for Biofuels, THERMIE-Conference: Renewable Energy Databases, Harwell, United Kingdom. Online at: <http://www.vt.tuwien.ac.at/biobib/oxford.html>.

Subedi, K.D. and Ma, B.L. (2005). Nitrogen uptake and partitioning in stay-green and leafy-maize hybrids. *Crop Sci.* **45**:740-747.

#### **2. Blé**

Austin, R.B., Ford, M.A. and Morgan, C.L. (1989). Genetic improvement in the yield of winter wheat: a further evaluation. *J. Agric. Sci., Camb.* **112**:295-301.

Campbell, C.A., Davidson, H.R. and Warder, F.G. (1977). Effects of fertilizer N and soil moisture on yield, yield components, protein content and N accumulation in the above-ground parts of spring wheat. *Can. J. Soil Sci.* **57**:311-327.

Campbell, C.A. and Zentner, R.P. (1993). Soil organic matter as influenced by crop rotations and fertilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **57**:1034-1040.

Cassman, K.G., Bryant, D.C., Fulton, A.E. and Jackson, L.F. (1992). Crop ecology, production and management. *Crop Sci.* **32**:1251-1258.

NRCS (2006). Plant nutrient content database. Natural Resources Conservation Service. U. S. Dept. of Agriculture. Online at: <http://www.nrcs.usda.gov/technical/ECS/nutrient/tbb1.html>.

Reisinger, K., Haslinger, C., Herger, M. and Hofbauer, H. (1996). BIOBIB- a Database for Biofuels, THERMIE-Conference: Renewable Energy Databases, Harwell, United Kingdom. Online at: <http://www.vt.tuwien.ac.at/biobib/oxford.html>.

### **3. Riz**

Mgheni, D.M., Ndemanisho, E.E., Hvelplund, T. and Weisbjerg, M.R. (2001). Evaluation of the feeding value of two tropical cereal straws, maize stover, rice straw and their botanical fractions by nylon and mobile bag technique. *African Journal of Science and Technology*, **2**:65-71.

NRCS (2006). Plant nutrient content database. Natural Resources Conservation Service. U. S. Dept. of Agriculture. Online at: <http://www.nrcs.usda.gov/technical/ECS/nutrient/tbb1.html>.

Ockerby, S.E. and Fukai, S. (2001). The management of rice grown on raised beds with continuous furrow irrigation. *Field Crops Research*. **69**:215-226.

Reisinger, K., Haslinger, C., Herger, M. and Hofbauer, H. (1996). BIOBIB- a Database for Biofuels, THERMIE-Conference: Renewable Energy Databases, Harwell, United Kingdom. Online at: <http://www.vt.tuwien.ac.at/biobib/oxford.html>.

### **4. Orge**

Bulman, P. and Smith, D.L. (1993). Accumulation and redistribution of dry matter and nitrogen by spring barley. *Agron. J.* **85**:1114-1121.

Janzen, H.H., Beauchemin, K.A., Bruinsma, Y., Campbell, C.A., Desjardins, R.L., Ellert, B.H. and Smith, E.G. (2003). The fate of nitrogen in agroecosystems: An illustration using Canadian estimates. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **67**: 85-102.

NRCS (2006). Plant nutrient content database. Natural Resources Conservation Service. U. S. Dept. of Agriculture. Online at: <http://www.nrcs.usda.gov/technical/ECS/nutrient/tbb1.html>.

Reisinger, K., Haslinger, C., Herger, M. and Hofbauer, H. (1996). BIOBIB- a Database for Biofuels, THERMIE-Conference: Renewable Energy Databases, Harwell, United Kingdom. Online at: <http://www.vt.tuwien.ac.at/biobib/oxford.html>.

### **5. Avoine**

Janzen, H.H., Beauchemin, K.A., Bruinsma, Y., Campbell, C.A., Desjardins, R.L., Ellert, B.H. and Smith, E.G. (2003). The fate of nitrogen in agroecosystems: An illustration using Canadian estimates. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **67**: 85-102.

NRCS (2006). Plant nutrient content database. Natural Resources Conservation Service. U. S. Dept. of Agriculture. Online at: <http://www.nrcs.usda.gov/technical/ECS/nutrient/tbb1.html>.

Reisinger, K., Haslinger, C., Herger, M., Hofbauer, H. (1996). BIOBIB- a Database for Biofuels, THERMIE-Conference: Renewable Energy Databases, Harwell, United Kingdom. Online at: <http://www.vt.tuwien.ac.at/biobib/oxford.html>.

Wych, R.D. and Stuthman, D.D. (1983). Genetic improvement in Minnesota-adapted oat cultivars released since 1923. *Crop Sci.* **23**:879-881.

### **6. Millet**

NRCS (2006). Plant nutrient content database. Natural Resources Conservation Service. U. S. Dept. of Agriculture. Online at: <http://www.nrcs.usda.gov/technical/ECS/nutrient/tbb1.html>.

### **7. Sorgho**

NRCS (2006). Plant nutrient content database. Natural Resources Conservation Service. U. S. Dept. of Agriculture. Online at: <http://www.nrcs.usda.gov/technical/ECS/nutrient/tbb1.html>.

### **8. Seigle**

Janzen, H.H., Beauchemin, K.A., Bruinsma, Y., Campbell, C.A., Desjardins, R.L., Ellert, B.H. and Smith, E.G. (2003). The fate of nitrogen in agroecosystems: An illustration using Canadian estimates. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **67**: 85-102.

NRCS (2006). Plant nutrient content database. Natural Resources Conservation Service. U. S. Dept. of Agriculture. Online at: <http://www.nrcs.usda.gov/technical/ECS/nutrient/tbb1.html>.

### **9. Soja**

NRCS (2006). Plant nutrient content database. Natural Resources Conservation Service. U. S. Dept. of Agriculture. Online at: <http://www.nrcs.usda.gov/technical/ECS/nutrient/tbb1.html>.

### **10. Pois secs**

Janzen, H.H., Beauchemin, K.A., Bruinsma, Y., Campbell, C.A., Desjardins, R.L., Ellert, B.H. and Smith, E.G. (2003). The fate of nitrogen in agroecosystems: An illustration using Canadian estimates. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **67**: 85-102.

### **11. Pomme de terre**

Heard, J. (2004). Nutrient accumulation and partitioning by potatoes in Manitoba. Proc. of 47th Annual Manitoba Society of Soil Science Meeting. Online at: <http://www.gov.mb.ca/agriculture/msss/2004/mss600.pdf>.

Janzen, H.H., Beauchemin, K.A., Bruinsma, Y., Campbell, C.A., Desjardins, R.L., Ellert, B.H. and Smith, E.G. (2003). The fate of nitrogen in agroecosystems: An illustration using Canadian estimates. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **67**: 85-102.

Thatcher, L.E. and Willard, C.J. (1962). Crop rotation and soil productivity. Ohio Agricultural Experiment Station Res. Bull. 907. Ohio State University.

Zvomuya, F., Rosen, C.J., Russelle, M.P. and Gupta, S.C. (2003). Nitrate leaching and nitrogen recovery following application of polyolefin-coated urea to potato. *Journal of Environmental Quality*, **32**: 480-489.

### **12. Arachide**

NRCS (2006). Plant nutrient content database. Natural Resources Conservation Service. U. S. Dept. of Agriculture. Online at: <http://www.nrcs.usda.gov/technical/ECS/nutrient/tbb1.html>.

### **13. Luzerne**

NRCS (2006). Plant nutrient content database. Natural Resources Conservation Service. U. S. Dept. of Agriculture. Online at: <http://www.nrcs.usda.gov/technical/ECS/nutrient/tbb1.html>.

Schmidt, W.H., Myers, D.K. and Van Keuren, R.W. (2001). Values of legumes for plowdown nitrogen. Extension Fact Sheet AGF-111-01. Ohio State University Extension. Online at: <http://ohioline.osu.edu/agf-fact/0111.html>.

Walley, F.L., Tomm, G.O., Matus, A., Slinkard, A.E. and van Kessel, C. (1996). Allocation and cycling of nitrogen in an alfalfa-bromegrass sward. *Agronomy Journal*, **88**: 834-843.

### **14. Foin sans légumineuses**

NRCS (2006). Plant nutrient content database. Natural Resources Conservation Service. U. S. Dept. of Agriculture. Online at: <http://www.nrcs.usda.gov/technical/ECS/nutrient/tbb1.html>.

## **IV. Rapport résidus souterrains/biomasse aérienne**

### **1. Maïs**

Bray, J.R. (1963). Root production and the estimation of net productivity. *Can. J. Bot.* **41**:65-72.

Bolinder, M.A., Angers, D.A., Giroux, M. and Laverdiere, M.R. (1999). Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (*Zea Mays* L.). *Plant and Soil* **215**:85-91.

Buyanovsky, G.A. and Wagner, G.H. (1986). Post-harvest residue input to cropland. *Plant and Soil* **93**:57-65.

Eghball, B. and Maranville, J.W. (1993). Root development and nitrogen influx of corn genotypes grown under combined drought and nitrogen stresses. *Agron. J.* **85**:147-152.

Follett, R.F., Allmaras, R.R. and Reichman, G.A. (1974). Distribution of corn roots in sandy soil with a declining water table. *Agron. J.* **66**:288-292.

Huggins, D.R., and Fuchs, D.J. (1997). Long-term N management effects on corn yield and soil C of an aquic haplustoll in Minnesota. In *Soil Organic Matter In Temperate Agroecosystems*. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.

Liang, B.C., Wang, X.L. and Ma, B.L. (2002). Maize root-induced change to soil organic pool. *Soil Sci. Soc. Am.*

*J.* **66**:845-847.

- Qian, J.H., Doran, J.W. and Walters, D.T. (1997). Maize plant contributions to root zone available carbon and microbial transformations of nitrogen. *Soil Biol. Biochem.* **29**:1451-1462.
- Shank, D.B. (1943). Top-root ratios of inbred and hybrid maize. *J. Am. Soc. Agron.*, pp. 976-986.
- Tran, T.S. and Giroux, M. (1998). Fate of 15N-labelled fertilizer applied to corn grown on different soil types. *Canadian Journal of Soil Science*, **78**: 597-605.
- Triplett, G.B. Jr. and Mannering, J.V. (1978). Crop residue management in crop rotation and multiple cropping systems. Chapter 11 in Crop Residue Management Systems. *Am. Soc. Agron. Spec. Pub.* No. 31.
- Yiridoe, E.K., Voroney, R.P. and Weersink, A. (1997). Impact of alternative farm management practices on nitrogen pollution of groundwater: Evaluation and application of CENTURY Model. *J. Environ. Qual.* **26**:1255-1263.

## 2. Blé

- Barraclough, P.B. (1984). The growth and activity of winter wheat roots in the field: root growth of high yielding crops in relation to shoot growth. *J. Agric. Sci., Camb.* **103**:439-442.
- Barraclough, P.B. and Leigh, R.A. (1984). The growth and activity of winter wheat roots in the field: the effect of sowing date and soil type on root growth of high yielding crops. *J. Agric. Sci., Camb.* **103**:59-74.
- Bolinder, M.A., Angers, D.A. and Dubuc, J.P. (1997). Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **63**:61-67.
- Bray, J.R. (1963). Root production and the estimation of net productivity. *Can. J. Bot.* **41**:65-72.
- Buyanovsky, G.A. and Wagner, G.H. (1986). Post-harvest residue input to cropland. *Plant and Soil* **93**:57-65.
- Campbell, C.A. and de Jong, R. (2001). Root-to-straw ratios – influence of moisture and rate of N fertilizer. *Can. J. Soil Sci.*, **81**: 39-43.
- Campbell, C.A. and Zentner, R.P. (1997). Crop production and soil organic matter in long-term crop rotations in the semi-arid Northern Great Plains of Canada. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole (eds.). CRC Press, Inc.
- Gregory, P.J., McGowan, M., Biscoe, P.V. and Hunter, B. (1978). Water relations of winter wheat. 1. Growth of the root system. *J. Agric. Sci., Camb.* **91**:91-102.
- Pederson, G.A., Brink, G.E. and Fairbrother, T.E. (2002). Nutrient uptake in plant parts of sixteen forages fertilized with poultry litter: Nitrogen, phosphorous, potassium, copper, and zinc. *Agron. J.* **94**:895-904.
- Siddique, K.H.M., Belford, R.K. and Tennant, D. (1990). Root:shoot ratios of old and modern, tall and semi-dwarf wheats in a mediterranean environment. *Plant and Soil* **121**:89-98.
- Slobodian, N., Van Rees, K. and Pennock, D. (2002). Cultivation-induced effects on below-ground biomass and organic carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **66**:924-930.
- Triplett Jr., G.B. and Mannering, J.V. (1978). Crop residue management in crop rotation and multiple cropping systems. Chapter 11 in Crop Residue Management Systems. *Am. Soc. Agron. Spec. Pub.* No. 31.
- Weir, A.H. and Barraclough, P.B. (1986). The effect of drought on the root growth of winter wheat and on its uptake from deep loam. *Soil Use And Management* **2**:91-96.

## 3. Riz

- Cassman, K. G. (personal communication 2002) Agron. Dept, U. NE.
- Khokhar, M.F.K. and Pandey, H.N. (1976). Biomass, productivity and growth analysis of two varieties of paddy. *Trop. Ecol.* **17**:125-131.
- Shinano, T., Osaka, M., Yamada, S. and Tadano, T. (1994). Comparison of root growth and nitrogen absorbing ability between Gramineae and Leguminosae during the vegetative stage. *Soil Sci. Plant Nutr.* **40**:485-495.
- Turner, F.T. and McCauley, G.N. (1983). Rice. In: Crop – Water Relations. I.D. Teare and M.M. Peet (eds.). John Wiley and Sons, New York, pp 308-350.

## 4. Orge

- Bolinder, M.A., Angers, D.A. and Dubuc, J.P. (1997). Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in

- soils for cereal crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **63**:61-67.
- Bray, J.R. (1963). Root production and the estimation of net productivity. *Can. J. Bot.* **41**:65-72.
- Gregory, P.J. and Atwell, B.J. (1991). The fate of carbon in pulse-labeled crops of barley and wheat. *Plant and Soil* **136**:205-213.
- Gregory, P.J., Palta, J.A. and Batts, G.R. (1997). Root systems and root:mass ratio – carbon allocation under current and projected atmospheric conditions in arable crops.
- Hansson, A., Andren, O., Bostrom, U., Clarholm, M., Lagerlof, J., Lindberg, T., Paustian, K., Pettersson, R. and Sohlenius, B. (1989). Chapter 4. Structure of the agroecosystem. In: Andren O., Lindberg T., Paustian K., and Rosswall T. (eds.). Ecology of arable land – organisms, carbon and nitrogen cycling. *Ecol. Bull.* (Copenhagen) **40**:41-83.
- Heen, A. (1981). Root growth, transpiration and leaf-firing during water stress in barley: Breeding implications for drought resistance. In: Barley Genetics IV. Proceedings of the Fourth International Barley Genetics Symposium. Edinburgh Univ. Press.
- Shank, D.B. (1943). Top-root ratios of inbred and hybrid maize. *J. Am. Soc. Agron.*, pp. 976-986.
- Siddique, K.H.M., Belford, R.K. and Tennant, D. (1990). Root:shoot ratios of old and modern, tall and semi-dwarf wheats in a mediterranean environment. *Plant and Soil* **121**:89-98.
- Watson, D.J., Thorne, G.N. and French, S.A.W. (1958). Physiological causes of differences in grain yield between varieties of barley. *Annals of Botany* **87**:321-352.
- Xu, J.G. and Juma, N.G. (1992). Above- and below-ground net primary production of four barley (*Hordeum vulgare* L.) cultivars in western Canada. *Can. J. Plant Sci.* **72**:1131-1140.

### **5. Avoine**

- Bolinder, M.A., Angers, D.A. and Dubuc, J.P. (1997). Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **63**:61-67.
- Pederson, G.A., Brink, G.E. and Fairbrother, T.E. (2002). Nutrient uptake in plant parts of sixteen forages fertilized with poultry litter: Nitrogen, phosphorous, potassium, copper, and zinc. *Agron. J.* **94**:895-904.

### **6. Millet**

Aucune donnée n'est actuellement disponible sur le millet.

### **7. Sorgho**

Aucune donnée n'est actuellement disponible sur le sorgho.

### **8. Seigle**

Aucune donnée n'est actuellement disponible sur le seigle.

### **9. Soja**

- Allmaras, R.R., Nelson, W.W. and Voorhees, W.B. (1975). Soybean and corn rooting in Southwestern Minnesota: II. Root distributions and related water flow. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **39**:771-777.
- Buyanovsky, G.A. and Wagner, G.H. (1986). Post-harvest residue input to cropland. *Plant and Soil* **93**:57-65.
- Heatherly, L.G. (1980). Effect of upper-profile soil water potential on soybean root and shoot relationships. *Field Crops Research*, **3**:165-171.
- Mayaki, W.C., Teare, I.D. and Stone, L.R. (1976). Top and root growth of irrigated and nonirrigated soybeans. *Crop Sci.* **16**:92-94.
- Shinano, T., Osaki, M., Yamada, S. and Tadano, T. (1994). Comparison of root growth and nitrogen absorbing ability between Gramineae and Leguminosae during the vegetative stage. *Soil Sci. Plant Nutr.* **40**:485-495.
- Taylor, H.M., Mason, W.K., Bennie, A.T.P. and House, H.R. (1982). Responses of soybeans to two row spacings and two soil water levels. I. An analysis of biomass accumulation, canopy development, solar radiation interception and components of seed yield. *Field Crops Research*, **5**: 1-14.

### **10. Pois secs**

Aucune donnée n'est actuellement disponible sur les pois secs.

### **11. Pomme de terre**

Vangessel, M.J. and Renner, K.A. (1990). Redroot pigweed (*Amaranthus retroflexus*) and barnyardgrass (*Echinochloa crus-galli*) interference in potatoes (*Solanum tuberosum*). *Weed Science* **38**:338-343.

### **12. Arachide**

Aucune donnée n'est actuellement disponible sur l'arachide.

### **13. Luzerne**

Paustian, K., Andren, O., Clarholm, M., Hansson, A.C., Johansson, G., Lagerlof, J., Lindberg, T., Pettersson, R. and Sohlenius, B. (1990). Carbon and nitrogen budgets of four agro-ecosystems with annual and perennial crops, with and without fertilization. *J. Appl. Ecol.* **27**:60-84.

### **14. Foin sans légumineuses**

Paustian, K., Andren, O., Clarholm, M., Hansson, A.C., Johansson, G., Lagerlof, J., Lindberg, T., Pettersson, R. and Sohlenius, B. (1990). Carbon and nitrogen budgets of four agro-ecosystems with annual and perennial crops, with and without fertilization. *J. Appl. Ecol.* **27**:60-84.

## **V. Teneur en N des résidus souterrains**

### **1. Maïs**

Sanchez, J.E., Paul, E.A., Willson, T.C., Smeenk, J. and Harwood, R.R. (2002). Corn root effects on the nitrogen-supplying capacity of a conditioned soil. *Agron. J.* **94**:391-396.

Subedi, K.D. and Ma, B.L. (2005). Nitrogen uptake and partitioning in stay-green and leafy-maize hybrids. *Crop Sci.* **45**:740-747.

Tran, T.S. and Giroux, M. (1998). Fate of 15N-labelled fertilizer applied to corn grown on different soil types. *Canadian Journal of Soil Science*, **78**: 597-605.

### **2. Blé**

Campbell, C.A., Cameron, D.R., Nicholaichuk, W. and Davidson, H.R. (1977). Effects of fertilizer N and soil moisture on growth, N content, and moisture use by spring wheat. *Can. J. Soil Sci.* **57**:289-310.

Pederson, G.A., Brink, G.E. and Fairbrother, T.E. (2002). Nutrient uptake in plant parts of sixteen forages fertilized with poultry litter: Nitrogen, phosphorous, potassium, copper, and zinc. *Agron. J.* **94**:895-904.

### **3. Riz**

Aucune donnée n'est actuellement disponible sur le riz.

### **4. Orge**

Dev, G. and Rennie, D.A. (1979). Isotope studies on the comparative efficiency of nitrogenous sources. *Aust. J. Soil Res.* **17**: 155-162.

Haugen-Kozyra, K., Juma, N.G. and Nyborg, M. (1993). Nitrogen partitioning and cycling in barley-soil systems under conventional and zero tillage in central Alberta. *Canadian Journal of Soil Science* **73**: 183-196.

### **5. Avoine**

Pederson, G.A., Brink, G.E. and Fairbrother, T.E. (2002). Nutrient uptake in plant parts of sixteen forages fertilized with poultry litter: Nitrogen, phosphorous, potassium, copper, and zinc. *Agron. J.* **94**:895-904.

### **6. Millet**

Aucune donnée n'est actuellement disponible sur le millet.

### **7. Sorgho**

Cueto-Wong, J.A., Guldan, S.J., Lindemann, W.C. and Remmenga, M.D. (2001). Nitrogen recovery from 15N-labeled green manures: I. Recovery by forage sorghum and soil one season after green manure incorporation. *Journal of Sustainable Agriculture*, **17**:27-42.

### **8. Seigle**

Pederson, G.A., Brink, G.E. and Fairbrother, T.E. (2002). Nutrient uptake in plant parts of sixteen forages fertilized with poultry litter: Nitrogen, phosphorous, potassium, copper, and zinc. *Agron. J.* **94**:895-904.

### **9. Soja**

Thatcher, L.E. (1925). The soybean in Ohio. Ohio Agricultural Experiment Station. Bull. 384.

### **10. Pois secs**

Janzen, H.H., Beauchemin, K.A., Bruinsma, Y., Campbell, C.A., Desjardins, R.L., Ellert, B.H. and Smith, E.G. (2003). The fate of nitrogen in agroecosystems: An illustration using Canadian estimates. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **67**: 85-102.

### **11. Pomme de terre**

Lander, C.H., Moffitt, D. and Alt, K. (1998). Nutrients available from livestock manure relative to crop growth requirements. Resource Assessment and Strategic Planning Working paper 98-1. USDA Natural Resource Conservation Service. <http://www.nhq.nrcs.usda.gov/land/pubs/nlweb.html>

Zvomuya, F., Rosen, C.J., Russelle, M.P. and Gupta, S.C. (2003). Nitrate leaching and nitrogen recovery following application of polyolefin-coated urea to potato. *Journal of Environmental Quality*, **32**: 480-489.

### **12. Arachide**

Aucune donnée n'est actuellement disponible sur l'arachide.

### **13. Luzerne**

Baron, V., Young, D.Y. and Ullmann, C. (2001). Can pasture slow down global warming? Western Forage/Beef Group, 5: 3-6. Online at: [http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/newslett.nsf/all/wfbg38](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/newslett.nsf/all/wfbg38).

Bowren, K.E., Cooke, D.A. and Downey, R.K. (1969). Yield of dry matter and nitrogen from tops and roots of sweetclover, alfalfa, and red clover at five stages of growth. *Canadian Journal of Plant Science*, **49**: 61-69.

Pederson, G.A., Brink, G.E. and Fairbrother, T.E. (2002). Nutrient uptake in plant parts of sixteen forages fertilized with poultry litter: Nitrogen, phosphorous, potassium, copper, and zinc. *Agron. J.* **94**:895-904.

Schmidt, W.H., Myers, D.K. and Van Keuren, R.W. (2001). Values of legumes for plowdown nitrogen. Extension Fact Sheet AGF-111-01. Ohio State University Extension. Online at: <http://ohioline.osu.edu/agf-fact/0111.html>.

Walley, F.L., Tomm, G.O., Matus, A., Slinkard, A.E. and van Kessel, C. (1996). Allocation and cycling of nitrogen in an alfalfa-bromegrass sward. *Agronomy Journal*, **88**: 834-843.

### **14. Foin sans légumineuses**

Campbell, C.A., Biederbeck, V.O., Zentner, R.P. and Lafond, G.P. (1991). Effect of crop rotations and cultural practices on soil organic matter, microbial biomass and respiration in a thin Black Chernozemic soil. *Canadian Journal of Soil Science*, **71**: 363-376.

Christian, J.M. and Wilson, S.D. (1999). Long-term ecosystem impacts of an introduced grass in the Northern Great Plains. *Ecology*, **80**: 2397-2407.

Pederson, G.A., Brink, G.E. and Fairbrother, T.E. (2002). Nutrient uptake in plant parts of sixteen forages fertilized with poultry litter: Nitrogen, phosphorous, potassium, copper, and zinc. *Agron. J.* **94**:895-904.

Schmidt, W.H., Myers, D.K. and Van Keuren, R.W. (2001). Values of legumes for plowdown nitrogen. Extension Fact Sheet AGF-111-01. Ohio State University Extension. Online at: <http://ohioline.osu.edu/agf-fact/0111.html>.

Walley, F.L., Tomm, G.O., Matus, A., Slinkard, A.E. and van Kessel, C. (1996). Allocation and cycling of nitrogen in an alfalfa-bromegrass sward. *Agronomy Journal*, **88**: 834-843.

## Références

- Aitkenhead-Peterson, J.A., Alexander, J.E. and Clair, T.A. (2005). Dissolved organic carbon and dissolved organic nitrogen export from forested watersheds in Nova Scotia: Identifying controlling factors. *Global Biogeochemical Cycles*, **19**, GB4016, doi:10.1029/2004GB002438.
- Akiyama, H., Yagi, K. and Yan, X. (2005). Direct N<sub>2</sub>O emission from rice paddy fields: Summary of available data. *Glob. Biogeochem. Cycles*, **19**(1), art. no. GB1005.
- Alm, J., Saarnio, S., Nykanen, H., Silvola, J. and Martikainen, P.J. (1999). Winter CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes on some natural and drained boreal peatlands. *Biogeochem.* **44**, 163-186.
- Bouwman, A.F. (1996). Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, **46**, 53-70.
- Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M. and Batjes, N.H. (2002a). Emissions of N<sub>2</sub>O and NO from fertilised fields: Summary of available measurement data. *Glob. Biogeochem. Cycles*, **16**(4), art. no. 1058.
- Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M. and Batjes, N.H. (2002b). Modeling global annual N<sub>2</sub>O and NO emissions from fertilised fields. *Glob. Biogeochem. Cycles*, **16**(4), art. no. 1080.
- Brumme, R., Borken, W. and Finke, S. (1999). Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. *Global Biochem. Cycles* **13**, 1137–1148.
- Butterbach-Bahl, K., Gasche, R., Breuer, L. And Papen, H. (1997). Fluxes of NO and N<sub>2</sub>O from temperate forest soils: impact of forest type, N deposition and of liming on the NO and N<sub>2</sub>O emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **48**, 79–90.
- Clough, T., Bertram, J.E., Sherlock, R.R., Leonard, R.L. and Nowicki, B.L. (2006). Comparison of measured and EF5-r-derived N<sub>2</sub>O fluxes from a spring-fed river. *Glob. Change Biol.* **12**, 477-488.
- Corre, M.D., Pennock, D.J., van Kessel, C., and Elliott, D.K. (1999). Estimation of annual nitrous oxide emissions from a transitional grassland-forest region in Saskatchewan, Canada. *Biogeochem.* **44**, 29–49.
- Davies, M.G., Smith, K.A. and Vinten, A.J.A. (2001). The mineralisation and fate of N following ploughing of grass and grass-clover swards. *Biol. Fertil. Soils*, **33**, 423-434.
- de Klein, C.A.M. (2004). Review of the N<sub>2</sub>O emission factor for excreta deposited by grazing animals (EF<sub>3PRP</sub>). Paper prepared as part of the 2006 Revised Guidelines for Greenhouse Gas Inventories of IPCC.
- Denier van der Gon, H. and Bleeker, A. (2005). Indirect N<sub>2</sub>O emission due to atmospheric N deposition for the Netherlands. *Atmos. Environ.* **39**, 5827-5838.
- Dong, L.F., Nedwell, D.B., Colbeck, I. and Finch, J. (2004). Nitrous oxide emission from some English and Welsh rivers and estuaries. *Water Air Soil Pollution: Focus* **4**, 127-134.
- FAO (1998). World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports 84. FAO, Rome. 88pp. (ISBN 92-5-104141-5).
- Garten, C.T., Cooper, L.W., Post, W.M. and Hanson, P.J. (2000). Climate controls on forest soil C isotope ratios in the southern Appalachian mountains. *Ecology*, **81**, 1108-1119.
- Hiscock, K.M., Bateman, A.S., Fukada, T. and Dennis, P.F. (2002). The concentration and distribution of groundwater N<sub>2</sub>O in the Chalk aquifer of eastern England. In: Van Ham, J., Baede, A.P.M., Guicherit, R. and Williams-Jacobse, J.G.F.M. (eds.), Proc. 3rd Internat. Symp. Non-CO<sub>2</sub> Greenhouse Gases, Maastricht, The Netherlands, 185-190.
- Hiscock, K.M., Bateman, A.S., Muhlerr, I.H., Fukada, T. and Dennis, P.F. (2003). Indirect emissions of nitrous oxide from regional aquifers in the United Kingdom. *Environ. Sci. Technol.* **37**, 3507-3512.
- IPCC (1997). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories. Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Tréanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. Callander B.A. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- IPCC (2000). Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., Tanabe K. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- IPCC (2003). Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Krug, T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., Wagner F. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/IGES, Hayama, Japan.

- John, B., Yamashita, T., Ludwig, B. and Flessa, H. (2005). Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma*, **128**, 63-79.
- Klemedtsson, L., Kasimir Klemedtsson, A., Escala, M. and Kulmala, A. (1999). Inventory of N<sub>2</sub>O emission from farmed European peatlands. In: Freibauer, A. and Kaltschmitt, M. (eds.), Approaches to Greenhouse Gas Inventories of Biogenic Sources in Agriculture, Proc. Workshop at Lökeberg, Sweden, 9-10 July 1998, pp. 79-91.
- Klemedtsson, L., Weslien, P., Arnold, K., Agren, G., Nilsson, M. and Hanell, B. (2002). Greenhouse gas emissions from drained forests in Sweden. In: Olsson M. (ed.) Land-use strategies for reckoning net greenhouse gas emissions. Mistra Programme: Progress report 1999 – 2002. Swedish Univ. Agric. Sciences, Uppsala: pp. 44-67.
- Lobe, I., Amelung, W. and Du Preez, C.C. (2001). Losses of carbon and nitrogen with prolonged arable cropping from sandy soils of the South African Highveld. *European Journal of Soil Science*, **52**, 93-101.
- Laine, J., Silvola, J., Tolonen, K., Alm, J., Nykanen, H., Vasander, H., Sallantausta, T., Savolainen, I., Sinisalo, J., and Martikainen, P.J. (1996). Effect of water-level drawdown on global climatic warming – northern peatlands. *Ambio* **25**, 179-184.
- Martikainen, P.J., Nykanen, H., Alm, J., and Silvola, J. (1995). Change in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophy. *Plant Soil* **169**, 571-577.
- Minkkinen, K., Korhonen, K., Savolainen, I. and Laine, J. (2002). Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1900-2100: the impact of forestry drainage. *Glob. Change Biol.* **8**, 785-799.
- Novoa, R. and Tejada, H.R. (2006) Evaluation of the N<sub>2</sub>O emissions from N in plant residues as affected by environmental and management factors. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* (in press).
- Reay, D.S., Smith, K.A. and Edwards A.C. (2004). Nitrous oxide in agricultural drainage waters following field fertilisation. *Water Air Soil Pollution: Focus*, **4**, 437-451.
- Reay, D., Smith, K.A., Edwards, A.C., Hiscock, K.M., Dong, L.F. and Nedwell, D. (2005). Indirect nitrous oxide emissions: revised emission factors. *Environ. Sciences*, **2**, 153-158.
- Regina, K., Nykänen, H., Silvola, J. and Martikainen, P.J. (1996). Nitrous oxide production in boreal peatlands of different hydrology and nutrient status. In: Northern peatlands in global climatic change. Proc. Internat. Workshop, Academy of Finland, Hyytiälä: pp. 158-166.
- Robertson, G.P. and Grace, P.R. (2004). Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potentials. *Environ. Develop. Sustain.* **6**, 51-63.
- Rochette, P. and Janzen, H.H. (2005). Towards a revised coefficient for estimating N<sub>2</sub>O emissions from legumes. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, **73**, 171-179.
- Snowdon, P., Ryan, P. and Raison, J. (2005). Review of C:N ratios in vegetation, litter and soil under Australian native forests and plantations. *National Carbon Accounting System Technical Report No. 45*, Australian Greenhouse Office, Canberra.
- Sawamoto, T., Nakajima, Y., Kasuya, M., Tsuruta, H. and Yagi, K. (2005). Evaluation of emission factors for indirect N<sub>2</sub>O emission due to nitrogen leaching in agro-ecosystems. *Geophys. Res. Lett.* **32**(3), doi:10.1029/2004GL021625.
- Smith, K.A. and Conen, F. (2004). Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. *Soil Use Manage.*, **20**, 255-263.
- Stehfest, E. and Bouwman, L. (2006). N<sub>2</sub>O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **74**, 207-228.
- van der Weerden, T.J., Sherlock, R.R., Williams, P.H. and Cameron, K.C. (1999). Nitrous oxide emissions and methane oxidation by soil following cultivation of two different leguminous pastures. *Biol. Fertil. Soils*, **30**, 52-60.
- West, T.O. and McBride, A.C. (2005). The contribution of agricultural lime to carbon dioxide emission in the United States: dissolution, transport, and net emissions. *Agric. Ecosyst. Environ.* **108**, 145-154.