



**HAL**  
open science

## Les modèles opérationnels d'émissions de N<sub>2</sub>O par les sols aux échelles régionales

P. Renault

► **To cite this version:**

P. Renault. Les modèles opérationnels d'émissions de N<sub>2</sub>O par les sols aux échelles régionales. Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France, 1999, 85 (6), pp.163-176. hal-02686786

**HAL Id: hal-02686786**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02686786>**

Submitted on 1 Jun 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

## LES MODÈLES OPÉRATIONNELS D'ÉMISSIONS DE N<sub>2</sub>O PAR LES SOLS AUX ÉCHELLES RÉGIONALES

### OPERATIONAL MODELS OF SOILS N<sub>2</sub>O EMISSIONS AT COUNTRY SCALES

par Pierre Renault (\*)

#### RÉSUMÉ

Les modèles opérationnels d'émissions de N<sub>2</sub>O à l'échelle régionale sont destinés à interpoler dans l'espace et dans le temps des mesures réalisées localement et à certaines dates. Ils décrivent généralement des processus relatifs au fonctionnement physique et biologique du sol (transferts de masse et d'énergie, cycles de C et de N), ainsi que la croissance et le développement des plantes ; ils tiennent compte des conditions climatiques. Les formalismes mathématiques utilisés varient entre modèles. Ainsi, le modèle CASA ne distingue pas explicitement les émissions associées respectivement à la nitrification et à la dénitrification ; les modèles NGAS et NLEAP-N<sub>2</sub>O décrivent ces processus par des fonctions empiriques ; les modèles ECOSYS et DNDC tentent de décrire finement les processus microbiens. Ces modèles ont été utilisés pour simuler la distribution dans l'espace des émissions de N<sub>2</sub>O et étudier la sensibilité de ces émissions aux conditions du milieu (dont les pratiques agricoles). Les performances des modèles sont variables, mais restent généralement moyennes, les corrélations entre flux simulés et flux mesurés variant fortement entre sites et entre années pour un même site. Parmi les raisons expliquant la restitution imparfaite des émissions par ces modèles, on peut citer (i) les simplifications portant sur le mode de représentation du sol et sur la description des processus, (ii) le manque de connaissances sur certains mécanismes, et (iii) des problèmes d'adéquation entre la nature des modèles, les échelles d'espace et le pas de temps des calculs. Avec le développement des recherches dans les différents domaines de la science du sol et des disciplines connexes, les systèmes d'information géographique vont progressivement être renseignés par de nouveaux paramètres et l'on peut raisonnablement penser que la notion de modèle opérationnel à l'échelle régionale va évoluer et tendre vers des modèles assurant une meilleure prise en compte des mécanismes physiques, chimiques et biologiques.

**Mots clés :** oxyde nitreux, pollution atmosphérique, effet de serre, sol, modèle, évaluation.

#### SUMMARY

Models describing N<sub>2</sub>O emissions from soils at regional scales have been proposed to interpolate, over space and time, measurements performed at given dates and locations. They generally describe simultaneously soil biological and physical behaviours (mass and energy transport, C and N cycles), as well as plant growth; they account for climatic conditions. Mathematical descriptions greatly differ between the existing models. As examples, (i) CASA model does not distinguish between N<sub>2</sub>O emissions from nitrification and denitrification; (ii) NLEAP-N<sub>2</sub>O and NGAS models describe empirically N<sub>2</sub>O emissions from nitrification and denitrification; (iii) ECOSYS and DNDC models simulate microbial processes, including microbial growth and death. Such models have already been used to estimate N<sub>2</sub>O emission spatial distribution, and analyse the effects of environmental factors, including agricultural practices. Models partly agree with experimental measurements: correlation between measured and simulated emissions varies with locations and years. Reasons of the

(\*) INRA, Unité de Science du Sol, Domaine St-Paul, Site Agroparc, 84914 Avignon Cedex 9.  
Email : Pierre.Renault@avignon.inra.fr.  
C.R. Acad. Agric. Fr., 1999, 85, n° 6, pp. 163-176. Séance du 18 mai 1999.

*moderate model ability to describe actual emissions include (i) simplification in soil and process descriptions, (ii) poor knowledge on some processes, and (iii) problems of spatial and temporal integration. Because of the continuous efforts to increase the knowledge on processes involved in N<sub>2</sub>O emissions, geographic information systems will probably include more and more informations with time, enabling to use more mecanistic models of N<sub>2</sub>O emissions at regional scales.*

**Key words :** nitrous oxide, air pollution, greenhouse effect, soil, models, evaluation.

## INTRODUCTION

L'oxyde nitreux (N<sub>2</sub>O) participe à l'effet de serre planétaire (12, 28, 31) et intervient, après transformation en NO<sub>x</sub> (*i.e.* NO + NO<sub>2</sub>), sur la chimie de l'O<sub>3</sub> au niveau de la haute troposphère et de la basse stratosphère (6). Les estimations récentes font état d'émissions annuelles de N<sub>2</sub>O vers l'atmosphère d'environ 14,7 Tg de N-N<sub>2</sub>O (12), dont 9,5 proviendraient des sols. La contribution des sols agricoles serait de 3,5 Tg N-N<sub>2</sub>O. Toutefois, l'importance des émissions et leur origine restent incertaines : à titre d'exemple, les émissions provenant des sols agricoles pourraient en fait être comprises entre 1,8 et 5,3 Tg N-N<sub>2</sub>O par an (12). Un travail considérable reste donc à réaliser pour mieux les quantifier et, éventuellement, proposer des modes de production agricole moins polluants.

Concernant la quantification des émissions de N<sub>2</sub>O et leur distribution à l'échelle régionale, une première méthodologie utilise des coefficients éventuellement spécifiques de contextes "végétation - sol - climat" (2, 4). L'estimation de ces coefficients peut être imprécise en raison des fortes variabilités spatiale et temporelle des émissions de N<sub>2</sub>O (11, 20). Les modèles peuvent être une alternative visant à mieux intégrer ces variations : lorsqu'ils sont opérationnels à l'échelle d'une région ou à des échelles supérieures (1, 9, 14, 21, 25, 33), ils permettent alors d'interpoler dans l'espace et dans le temps des mesures de N<sub>2</sub>O réalisées localement et à certaines dates. Sous certaines conditions, ces mêmes modèles peuvent être utilisés pour étudier les impacts des changements de pratiques agricoles sur les émissions de N<sub>2</sub>O (voire les impacts des changements climatiques), mais d'autres types de modèles peuvent être plus adaptés à ces autres problématiques.

Dans la suite de cet article, nous présentons succinctement plusieurs modèles d'émissions de N<sub>2</sub>O opérationnels à l'échelle d'une région. Quelques rappels préalables nous permettent de situer ces modèles par rapport aux connaissances actuelles, de montrer leur intérêt dans l'estimation régionale des flux de N<sub>2</sub>O, et de discuter de leur dépendance aux échelles d'espace et de temps considérées. Nous présentons ensuite les dénominateurs communs à l'ensemble de ces modèles ; trois d'entre eux nous servent à illustrer la diversité des approches utilisées pour estimer les émissions de N<sub>2</sub>O. Quelques sorties de ces modèles illustrent enfin leurs utilisations actuelles : il s'agit de la simulation de la distribution spatiale des émissions de N<sub>2</sub>O et de l'étude de la sensibilité des émissions de N<sub>2</sub>O à différents facteurs du milieu, incluant les pratiques agricoles.

## 1. ÉLÉMENTS DE RÉFLEXION PRÉLIMINAIRES

### 1.1. État des connaissances sur les processus microbiens associés aux émissions de N<sub>2</sub>O

Il est maintenant admis que les émissions de N<sub>2</sub>O à partir des sols résultent principalement de deux processus microbiens : la nitrification et la dénitrification (3, 11). Si la nitrification a longtemps été négligée et peu étudiée, il s'avère qu'elle pourrait être responsable d'émissions de N<sub>2</sub>O aussi (voire plus) importantes en ordre de grandeur que celles associées à la dénitrification.

La dénitrification correspond à l'utilisation, en condition d'anoxie, de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ou NO<sub>2</sub><sup>-</sup> alternativement à O<sub>2</sub> comme accepteurs d'électrons dans la chaîne respiratoire (3, 11, 13). Elle aboutit à la production de N<sub>2</sub>O et/ou N<sub>2</sub> en proportions variables suivant les conditions de milieu, incluant, entre autres, la concentration en NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, le pH et la teneur en eau du sol (3, 32). Il s'agit d'un processus ayant donné lieu à de multiples études et dont les mécanismes peuvent être considérés comme relativement bien compris (3). La dénitrification est un phénomène généralement transitoire, associé à l'existence temporaire de conditions anoxiques dans le sol. Durant ces épisodes, elle peut aboutir à des flux importants de N<sub>2</sub>O.

La nitrification correspond à l'oxydation progressive de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en NO<sub>2</sub><sup>-</sup> puis NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, en conditions aérées (3). Au contraire de la dénitrification, les mécanismes associés aux émissions de N<sub>2</sub>O restent encore au stade d'hypothèses (9) et peu de données expérimentales permettent de confronter les modèles à la réalité expérimentale. Toutefois, un consensus semble se dégager pour dire que les émissions de N<sub>2</sub>O associées à la nitrification sont dues à une dénitrification au niveau des bactéries nitrifiantes qui assurent la première étape de l'oxydation (*i.e.* NH<sub>4</sub><sup>+</sup> → NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) en condition d'O<sub>2</sub> limitant. Ainsi, les émissions de N<sub>2</sub>O par nitrification semblent favorisées par des conditions d'aération intermédiaire (5, 26). Les flux de N<sub>2</sub>O associés à la nitrification seraient généralement plus faibles que ceux associés à la dénitrification, mais plus durables dans le temps.

La prise en compte de la nitrification et de la dénitrification dans les modèles opérationnels se heurte à plusieurs difficultés :

- concernant plus spécifiquement la dénitrification, il s'agit d'un événement peu probable au sens où il n'intéresse généralement pas plus de quelques unités pour cent du volume du sol (en condition d'anoxie). De manière très générale, les modèles ont des difficultés à prédire ce type d'événements avec suffisamment de précision ;

- concernant plus spécifiquement la nitrification, le manque de connaissances sur la nature des mécanismes et, implicitement, sur les valeurs des paramètres associés à ces mécanismes, rendent les modèles incertains ;

- enfin, pour ces deux types de fonctionnements microbiens, les facteurs du milieu interagissent dans le sens où l'effet d'un facteur dépend des autres facteurs ; il est difficile de décrire ces interactions dans des modèles simplifiés.

### 1.2. Insuffisance des approches utilisant des coefficients d'émission

Sur la base des travaux de **Bouwman** (2), l'*Intergovernmental Panel of Climate Change* (IPCC) considère que les émissions de  $N_2O$  correspondent - à une constante près (1 kg de  $N-N_2O$ ) - à 1,25% des intrants azotés, toutes origines confondues (minérales, organiques, fixation symbiotique), diminués de  $NH_3$  volatilisé. Considérer les émissions comme proportionnelles aux apports d'azote (2) ou définir des émissions moyennes pour différents contextes agro-pédo-climatiques (4) permet une évaluation aisée de ces émissions.

Cependant, plusieurs raisons montrent l'insuffisance de ce type d'approche. D'une part, les variabilités spatiale et temporelle des émissions de  $N_2O$  aboutissent à des incertitudes sur ces coefficients d'émission. D'autre part, l'utilisation de coefficients moyens gomme partiellement les variabilités spatiale et temporelle des émissions. Ces variabilités découlent de la diversité des pratiques agricoles et des contextes pédo-climatiques. En particulier, les émissions dépendent du mode d'apport des fertilisants azotés (type et dose, unique ou fragmenté), et des conditions environnementales suivant cet(ces) apport(s).

### 1.3. Nature des modèles, échelles d'espace et de temps

La notion de modèle opérationnel à une échelle d'espace tient (i) de la capacité du modèle à décrire les processus à cette échelle, et (ii) des possibilités d'estimation des paramètres utilisés par le modèle à cette même échelle.

Concernant les relations entre modèle d'émission de  $N_2O$  et échelle d'espace, deux points méritent d'être énoncés :

- les lois et/ou les paramètres décrivant ces émissions varient avec cette échelle. À titre d'exemple, la dénitrification est souvent décrite par une cinétique de Michaelis-Menten faisant intervenir une constante traduisant l'affinité du "milieu" pour  $NO_3^-$  (17). Cette constante tend à croître avec l'échelle d'observation, illustrant que l'on passe, lors des épisodes de dénitrification, d'une concentration réelle au niveau des micro-organismes dénitrifiants, voire des enzymes de la dénitrification, à une concentration moyenne généralement supérieure au niveau d'un volume de sol (19) ;

- si rendre un modèle opérationnel à l'échelle régionale peut impliquer de le dégrader pour utiliser des renseignements accessibles à cette échelle, le simplifier excessivement peut le rendre inopérant : on passe parfois de variables physiques ou biologiques ayant un sens réel - et dont les variations peuvent s'analyser en fonction du contexte agro-pédo-climatique - à des variables empiriques ne pouvant bien souvent qu'être supposées constantes quel que soit le milieu.

Les relations entre modèle et échelle de temps posent deux types de problèmes de natures très différentes :

- d'une part, les modèles doivent simuler des fonctionnements sur de longues périodes (une année au minimum). Ceci nécessite d'intégrer des

fonctionnements affectant les émissions de N<sub>2</sub>O à ces échelles de temps alors que leur prise en compte sur des durées de quelques jours ne serait pas prioritaire : il s'agit, par exemple, de la minéralisation et/ou de l'organisation de l'azote ;

- d'autre part, le pas de temps sur lequel sont réalisés les calculs élémentaires varie d'un modèle à l'autre, allant de quelques heures (14) au mois (25). Pour les modèles opérationnels utilisant des pas de temps importants, se pose le problème de la capture d'événements généralement rares et fugaces (les excès d'eau) et d'une pondération raisonnable de ces événements (*i.e.* nombre de jours à leur attribuer).

#### 1.4. Modèles opérationnels d'émissions de N<sub>2</sub>O

##### 1.4.1. Inventaire des principaux modèles opérationnels et généralités sur ces derniers

Nous avons analysé six modèles d'émissions de N<sub>2</sub>O opérationnels à l'échelle régionale (tableau 1) proposés entre 1992 et 1998.

À l'exception du modèle NGAS (21), ces modèles couplent des informations relatives au fonctionnement du sol (fonctionnements physiques et biologiques) à des informations relatives au climat et au développement de la végétation (figure 1).

Tableau 1 : Principaux modèles d'émissions de N<sub>2</sub>O opérationnels à l'échelle régionale.

Table 1 : Major available models of N<sub>2</sub>O emissions, for use at regional scales.

Modèle	Origine
DNDC (DeNitrification-DeComposition) model	(14)
Modèle de Bouwman	(1)
Carnegie-Ames-Stanford (CASA) Biosphere model	(24), (25)*
NGAS	(21)
ECOSYS	(7), (8), (9)**
NLEAP-N <sub>2</sub> O	(30), (33)*

\* : la référence soulignée correspond à l'article portant plus spécifiquement sur la partie "émissions de N<sub>2</sub>O".

\*\* : le modèle ecosys s'est construit progressivement pour aboutir à la forme qui nous intéresse.

Toutefois, derrière ce même schéma se trouvent des descriptions très diverses des processus. C'est, par exemple, le cas de la description des émissions de N<sub>2</sub>O, qui font partie intégrante du compartiment "fonctionnements microbiens" de ces modèles. Dans la suite de ce paragraphe, nous analysons plus spécifiquement ce compartiment.

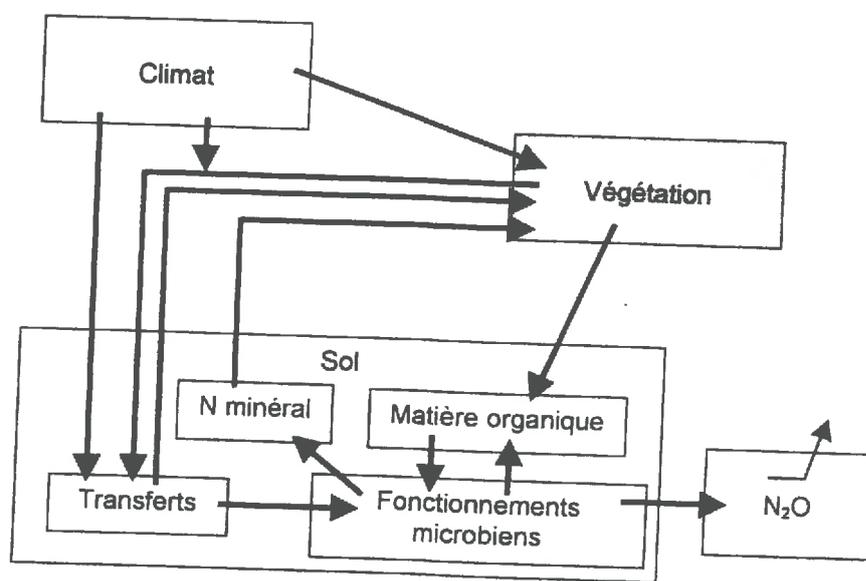


Figure 1 : Schéma conceptuel de fonctionnement des modèles opérationnels d'émissions de N<sub>2</sub>O à l'échelle d'une région.  
Figure 1 : Conceptual picture of models describing N<sub>2</sub>O emissions at regional scales.

#### 1.4.2. Carnegie-Ames-Stanford- (CASA) Biosphere model : un modèle sans distinction entre nitrification et dénitrification

Ce modèle (25) a été conçu pour simuler la distribution mondiale des émissions de N<sub>2</sub>O (et de NO). Préalablement à l'insertion de modules relatifs aux émissions de N<sub>2</sub>O, il était destiné à l'estimation de la production des écosystèmes terrestres (24). Le modèle simule le fonctionnement d'unités d'espace correspondant à 1° de latitude sur 1° de longitude et pour des pas de temps de un mois. Il associe un modèle de production végétale à un modèle de fonctionnement du sol (physique et biologique) et tient compte des conditions climatiques. Un forçage du modèle est effectué au moyen d'observations satellitaires portant sur la production primaire nette de biomasse végétale aérienne. Il ne prend actuellement pas en compte explicitement la fertilisation azotée. Toutefois, la production primaire nette observée par satellite étant associée à cette même fertilisation, il en tient compte implicitement : l'azote minéral provient de la minéralisation de l'azote organique du sol et de la litière, supposée retourner intégralement au sol.

Concernant les émissions de N<sub>2</sub>O, le modèle ne fait pas la distinction entre nitrification et dénitrification. Il utilise les hypothèses suivantes :

- la somme des composés azotés gazeux produits (N<sub>2</sub> + N<sub>2</sub>O + NO) correspond à 2% de l'azote minéralisé, quelles que soient les conditions de milieu ;

- la proportion des différents gaz produits dépend d'un indice  $I_w$ , dont la définition est proche du taux de saturation de l'espace poral, mais permet *a priori* de mieux "capturer" les épisodes d'excès d'eau sachant que le pas de temps utilisé pour les calculs est de un mois.

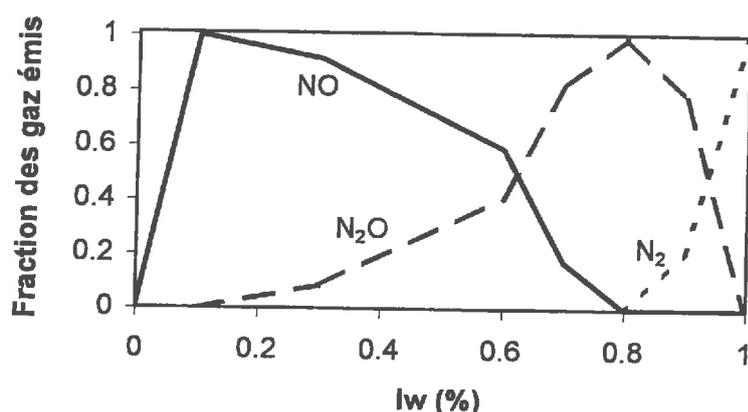


Figure 2 : Proportions relatives de NO,  $N_2O$  et  $N_2$  en fonction de l'indice de saturation  $I_w$  utilisé dans le modèle CASA (25).

Figure 2 : Relative proportions of NO,  $N_2O$  and  $N_2$  emitted from soils, as a function of the saturation factor  $I_w$  proposed in the CASA model (25).

#### 1.4.3. NLEAP- $N_2O$ model : un modèle décrivant empiriquement l'influence des facteurs du milieu

Ce modèle (33) a été conçu pour étudier l'effet des pratiques agricoles (travail du sol, irrigation et fertilisation) sur les émissions de  $N_2O$ . Préalablement à l'insertion de modules relatifs aux émissions de  $N_2O$ , le modèle NLEAP (30) était dédié à l'évaluation des risques de lessivages d'azote du sol vers les aquifères. Le modèle NLEAP- $N_2O$  simule les émissions de  $N_2O$  à l'échelle parcellaire, mais il est de conception similaire à d'autres modèles déjà utilisés aux échelles régionales (18, 21).

Les modules du modèle NLEAP- $N_2O$  relatifs aux émissions de  $N_2O$  sont basés sur une description empirique des effets des facteurs du milieu (33). Les émissions sont la somme d'émissions associées à la nitrification et d'émissions associées à la dénitrification.

À titre d'exemple, la nitrification est décrite par une cinétique d'ordre 0 :

$$q_N = k_N f_T f_w \quad [1]$$

où  $q_N$  est le taux de nitrification ( $kg\ N-NO_3^- \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1}$ ),  $k_N$  est une constante d'ordre 0 ( $kg\ N-NO_3^- \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1}$ ), et  $f_T$  et  $f_w$  sont deux fonctions de stress (comprises entre 0 et 1) décrivant respectivement les effets de la température et de la teneur en eau.

Les émissions de  $N_2O$  associées à la nitrification sont alors supposées dépendre de l'importance de la nitrification et des conditions du milieu :

$$q_{N-N_2O} = q_N a_N f_T f_w \quad [2]$$

où  $q_{N-N_2O}$  est le flux de  $N_2O$  par nitrification ( $kg\ N-N_2O \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1}$ ), et  $\alpha_N$  est la fraction maximale des produits de la nitrification émis sous forme de  $N_2O$ .  $\alpha_N$  a été ajusté à 0,65.

Un formalisme similaire est utilisé pour décrire les émissions de  $N_2O$  associées à la dénitrification.

1.4.4. *DeNitrification-DeComposition (DNDC) model : un modèle décrivant les dynamiques microbiennes*

Ce modèle (14, 15) a été conçu (i) pour simuler la distribution régionale des émissions de  $N_2O$  (il a déjà été utilisé pour simuler les émissions sur l'ensemble des États-Unis (16)), et (ii) pour étudier les rôles respectifs de différents facteurs du milieu sur les émissions de  $N_2O$ . Avec le modèle ECOSYS (7, 8, 9), le modèle DNDC est l'un des modèles où la description des processus microbiens est faite de la façon la plus fine.

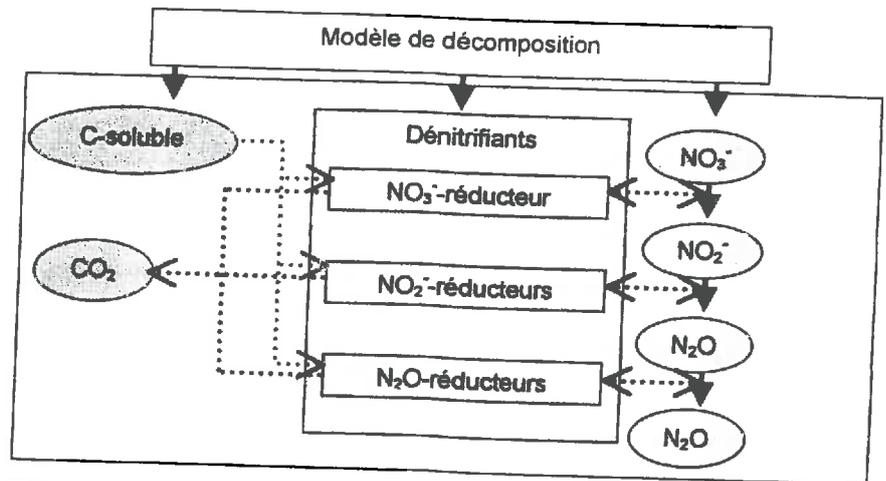


Figure 3 : Modèle conceptuel de fonctionnement microbien associé à la dénitrification (14).

Figure 3 : Conceptual picture of microbial behaviour dealing with denitrification.

À titre d'exemple, chaque transformation associée à la dénitrification dépend (i) des disponibilités en accepteurs et en donneurs d'électrons, (ii) de la taille des communautés microbiennes réalisant les différentes transformations, et (iii) des conditions du milieu (température, pH, etc.) (figure 3).

La taille des communautés microbiennes ( $NO_3^-$ -réducteurs,  $NO_2^-$ -réducteurs et  $N_2O$ -réducteurs) résulte de processus simultanés de croissance et de mort. La mortalité est supposée proportionnelle à la taille de la communauté. La croissance microbienne est décrite par une cinétique double de Monod, prenant en compte la disponibilité en  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$  ou  $N_2O$ , d'une

part, et en matière organique soluble, d'autre part. Les différentes transformations intervenant dans la dénitrification ( $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2\text{O}$  et  $\text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ ) tiennent compte d'une consommation liée à la croissance et d'une consommation de maintenance de la communauté microbienne.

Par rapport aux productions nettes de  $\text{N}_2\text{O}$  et de  $\text{N}_2$ , les émissions tiendront compte de la diffusion de ces gaz dans le sol et des possibilités d'adsorption à la surface des argiles.

#### 1.4.5. Insertion actuelle des modèles opérationnels dans les programmes sur les émissions de $\text{N}_2\text{O}$

Tous les modèles décrits précédemment sont associés à des programmes d'estimation régionale des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$ . Pour l'illustrer, nous avons recensé les organismes ayant financé la mise en place de ces modèles et/ou leur utilisation ultérieure (tableau 2).

**Tableau 2 : Organismes ayant participé au financement des recherches relatives à l'élaboration des modèles et/ou à certaines de leurs utilisations.**

*Table 2: Financial supporters of researches dealing with the construction or the use of models of  $\text{N}_2\text{O}$  emissions at regional scales.*

Modèle	Organismes participant au financement des recherches
DNDC (DeNitrification-DeComposition) model (14, 15, 16)	U.S. Environmental Protection Agency, NASA EOS interdisciplinary Research Program
Modèle de Bouwman (1)	NASA Biogeochemistry and Geophysics Branch
Carnegie-Ames-Stanford (CASA) Biosphere model (24, 25)	NASA Ecological Process and Modeling Program
NGAS (18, 21)	USDE et USDA-NRCS
ECOSYS (7, 8, 9)	Inter Geosphere-Biosphere (IGPB) program, NFS
NLEAP- $\text{N}_2\text{O}$ (30, 33)	USDA-NRCS

### 1.5. Usages actuels des modèles opérationnels et risques associés

#### 1.5.1. Études de sensibilité aux effets des facteurs du milieu

Les études de sensibilité permettent de connaître le modèle préalablement à son utilisation. Elles servent alors à mieux comprendre les origines des variations spatiales et temporelles des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  simulées par le modèle (définition des paramètres ayant un rôle prépondérant ou négligeable par exemple). Les conclusions ne concernent que le modèle, qui peut plus ou moins bien refléter la réalité.

Les études de sensibilité peuvent servir à évaluer des scénarios agricoles susceptibles de minimiser les émissions de  $N_2O$ . Concernant ce deuxième type d'utilisation des modèles opérationnels, nous pensons que le risque de conclusions erronées est élevé. Pour être opérationnels, les modèles simplifient "beaucoup" la réalité ; les conclusions dépendent alors fortement du poids des hypothèses.

À titre d'exemple, le travail du sol intervient à deux niveaux dans le modèle DNDC (14, 15, 16) :

- directement, il accroît la minéralisation de la matière organique, donc la nitrification et la fourniture en  $NO_3^-$  pour la dénitrification ;

- indirectement, il modifie la saturation du sol. Toutefois, cet effet n'a pas forcément de conséquences marquées. En effet, un seuil de saturation permet de distinguer des épisodes avec dénitrification d'épisodes sans dénitrification ; au-delà de ce seuil, la dénitrification ne dépend pas de la teneur en eau.

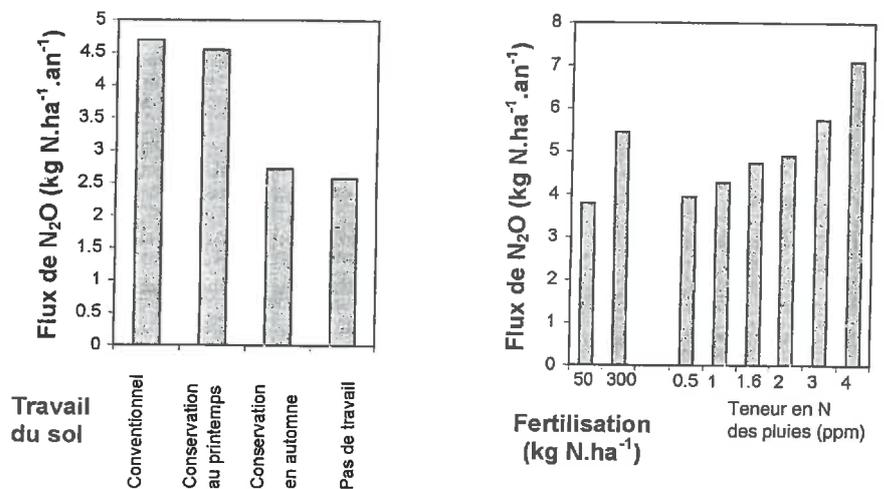


Figure 4 : Études de sensibilité réalisées avec le modèle DNDC (16). (a) Influence du travail du sol sur les émissions de  $N_2O$  (le travail conventionnel correspond à deux labours par an). (b) Influence de la fertilisation et de la charge en azote des pluies sur les émissions de  $N_2O$  (4ppm de N correspondent à un apport total de  $32,1 kg N \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$ ).

Figure 4 : Sensitivity studies performed with DNDC model (16). (a) The effect of soil tillage on soil  $N_2O$  emissions (conventional tillage is for two ploughings per year). (b) The effect of N fertilisation and N concentration in rain water on soil  $N_2O$  emissions (4ppm N lead to an annual supply of  $32.1 kg N \cdot ha^{-1}$ ).

En conséquence, le travail du sol se manifeste essentiellement au travers de la minéralisation de la matière organique et le modèle DNDC simule un accroissement des émissions de  $N_2O$  avec ce travail (figure 4a).

Au contraire, la combinaison du modèle NGAS à un modèle décrivant les autres processus intervenant dans le cycle de l'azote aboutit à des

conclusions inverses (18) : le travail du sol pénalise les émissions de  $N_2O$ . Si le travail du sol favorise, là encore, la minéralisation de la matière organique, son effet sur l'aération du sol est mieux pris en compte par la définition d'une fonction strictement croissante et pondérant l'effet de la saturation sur la dénitrification. L'effet du travail du sol se manifeste alors essentiellement au travers de l'aération du sol.

Toutefois, tous ces modèles ignorent l'effet du travail du sol sur la distribution spatiale des pores libres à l'air alors que, pour une même porosité totale et un même taux de saturation de l'espace poral, cette distribution influence fortement la fraction anoxique et l'activité dénitrifiante du sol (22, 23).

D'un autre côté et bien que leurs résultats puissent être contestés, certaines études de sensibilité ont le mérite de poser des questions. Ainsi, le modèle DNDC (16) semble montrer que de très faibles apports d'azote par les pluies seraient plus efficaces sur les émissions de  $N_2O$  que des fertilisations élevées (figure 4b). Ce dernier point pose aussi le problème de l'accroissement des émissions de  $N_2O$  des milieux naturels, associé à la pollution anthropique de l'air.

#### 1.5.2. La spatialisation des émissions

Plusieurs cartes d'émissions de  $N_2O$  ont été proposées par les modèles présentés précédemment. Le modèle de **Bouwman** (1) et le modèle CASA (25) ont ainsi servi à dresser des cartes d'émissions à l'échelle du monde. Les modèles DNDC (16) et NGAS (21, 18) ont servi à dresser des cartes d'émissions à l'échelle des États-Unis. Nous n'avons pas connaissance actuellement d'utilisations des modèles NLEAP- $N_2O$  (33) et ECOSYS (7, 8, 9) pour des cartographies similaires.

À titre d'exemple, nous présentons la distribution des émissions mondiales de  $N_2O$ , telles que les simule le modèle CASA (25) (figure 5). Il aboutit à une estimation des émissions totales de  $N_2O$  de 6,1 Tg de  $N-N_2O$ . Plus de 60% des flux proviennent des forêts tropicales et des savanes (27% des terres émergées). Bien que ne prenant pas en compte explicitement la fertilisation azotée, il simule des émissions de  $N_2O$  élevées dans l'est des États-Unis et en Europe, car cette fertilisation entraîne une forte production primaire de biomasse aérienne dans ces régions. Cette production est observée par satellite et utilisée comme variable de forçage du modèle.

Le modèle de **Bouwman** (1993) aboutit à une estimation annuelle des émissions de  $N_2O$  très similaire (de l'ordre de 6,8 Tg  $N-N_2O$ ). La répartition des émissions est proche de celle obtenue à l'aide du modèle CASA, à l'exception de plusieurs pays d'Europe (France, Royaume-Uni, Belgique, Pays-Bas entre autres) où il aboutit à des estimations de flux de  $N_2O$  plus faibles que celles obtenues par le modèle CASA.

Concernant les émissions de  $N_2O$  aux États-Unis, les modèles DNDC et NGAS aboutissent à des émissions totales du même ordre de grandeur : de 0,85 à 1,23 Tg  $N-N_2O$  pour le modèle DNDC, et 0,93 Tg  $N-N_2O$  pour le modèle NGAS. La distribution dans l'espace des émissions de

N<sub>2</sub>O est généralement proche pour les deux modèles. Le modèle NGAS aboutit à des émissions plus faibles que le modèle DNDC pour les régions proches de la côte Est et la région intérieure comprise entre la zone bordant le Pacifique et la région des Grandes Plaines. Le modèle NGAS aboutit à des émissions plus fortes pour la région intérieure à l'Est des Grandes Plaines. Il n'est pas évident d'analyser les origines de ces écarts.

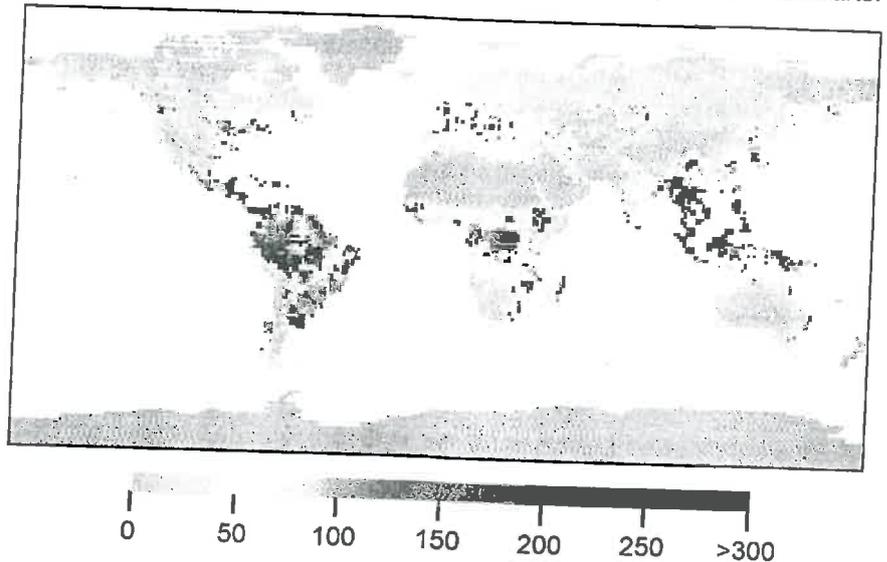


Figure 5 : Flux de N<sub>2</sub>O (mg N.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup>) estimé par le modèle CASA (25).  
Figure 5: Soil N<sub>2</sub>O emissions (mg N.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup>) estimated from the CASA model (25).

## CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Plusieurs modèles opérationnels à l'échelle d'une région ou d'un territoire ont été proposés ces dernières années. Ils couplent généralement une description du fonctionnement du sol (principalement transferts de masse et d'énergie, et cycles de C et de N) à celui de la végétation et du climat. Les modèles se distinguent entre eux par la description des processus, d'une part, par les échelles d'espace et les pas de temps, d'autre part. Concernant plus spécifiquement la nitrification et la dénitrification, ainsi que les émissions de N<sub>2</sub>O qui leur sont associées, les modèles décrivent les fonctionnements de manière très hétérogène. Les modèles les plus empiriques font peu référence aux études de mécanismes relatives à la nitrification et à la dénitrification. Les auteurs n'explicitent généralement pas les méthodologies qu'ils ont mises en œuvre pour définir les fonctions décrivant les effets des facteurs du milieu pris isolément. Les effets combinés de ces mêmes facteurs sont décrits par des produits de fonctions (*i.e.* on suppose implicitement une absence d'interactions entre les effets des différents facteurs), ou par le choix des fonctions minorantes (*i.e.* on suppose que le facteur le

plus limitant génère le fonctionnement du milieu) ; les interactions plus complexes mises en évidence - par exemple entre teneur en eau, température et structure (27) - sont ignorées. Les modèles les plus mécanistes décrivent très finement les processus microbiens, mais restent frustes sur les couplages entre processus microbiens et processus de transferts, principalement pour ce qui est des transferts de gaz.

Pourtant, ce niveau de description s'avère nécessaire pour les émissions associées à la dénitrification. Il s'agit d'un processus microbien anaérobie ; l'anoxie n'excède généralement pas quelques unités pour cent du volume du sol. Si une erreur absolue de 1 ou 2% sur cette fraction est sans conséquence pour les transformations aérobies du cycle de N, elle peut être à l'origine d'erreurs dépassant largement les 100% pour la dénitrification. De nombreux travaux théoriques et expérimentaux montrent combien il est délicat d'estimer cette fraction. Ce problème est indirectement confirmé par la diversité des fonctions décrivant les effets de la teneur en eau sur la dénitrification (10, 27, 29). À ce problème se rajoute celui de la réduction ultérieure de  $N_2O$  en  $N_2$  et du rapport  $N_2O/(N_2O+N_2)$  des produits terminaux de la dénitrification. Ce rapport est fortement affecté par la dimension des microsites anoxiques du sol et, en conséquence, par la fraction anoxique du sol. Sur un autre plan, la nitrification est un processus moins bien connu. Des études complémentaires permettraient soit de confirmer les modèles pressentis actuellement, soit de définir des modèles *a priori* plus fiables. L'obtention de connaissances nouvelles serait d'autant plus judicieuse que la notion de modèle opérationnel évoluera très probablement dans les années à venir, avec la possibilité de spatialiser de nouvelles variables, *i.e.* d'injecter de nouveaux types de données dans les systèmes d'information géographique.

En résumé, il semble utile de poursuivre un effort de mise au point de modèles couplant processus de transport, cycles biogéochimiques de C et de N, croissance et développement de la végétation. Tendre vers des modèles plus mécanistes semble judicieux, d'une part, parce que de plus en plus de variables associées à ces modèles vont être spatialement distribuables (on parle déjà de fonction de pédo-transfert) et, d'autre part, parce qu'il sera certainement plus facile de distribuer des variables biologiques ayant un sens concret que des variables empiriques décrivant les mêmes activités. Concernant plus spécifiquement les émissions de  $N_2O$ , trois grands types de travaux seraient à privilégier :

- la spatialisation de paramètres caractérisant les activités microbiennes (potentiels d'activité, constantes d'affinité, constantes d'inhibition...);
- l'incorporation dans les modèles de modules permettant d'aboutir à une meilleure estimation de l'aération du sol et des transferts de gaz autres ( $N_2O$  entre autres) ;
- l'amélioration des connaissances sur certains processus et leur modélisation (en particulier la réduction de  $N_2O$  en  $N_2$  et la production de  $N_2O$  associée à la nitrification).

À ceux-ci, il faut, bien sûr, ajouter des travaux de portée plus générale comme ceux sur les fonctions de pédo-transfert.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- (1) BOUWMAN A.F., FUNG I., MATTHEWS E., JOHN J. 1993. - Global analysis of the potential for N<sub>2</sub>O production in natural soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 7(3), 557-597.
- (2) BOUWMAN A.F. 1996. - Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 48, 53-70.
- (3) CONRAD R. 1996. - Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, OCS, N<sub>2</sub>O and NO). *Microbiological Reviews*, 60, 609-640.
- (4) EICHNER M.J. 1990. - Nitrous oxide emissions from fertilized soils : summary of available data. *Journal of Environmental Quality*, 19, 272-280.
- (5) GOODROAD L.L., KEENEY D.R. 1984. - Nitrous oxide production in aerobic soils under varying pH, temperature and water content. *Soil Biology and Biochemistry*, 16(1), 39-43.
- (6) GRAEDEL T.E., CRUTZEN P.J. 1992. - Atmospheric change. An earth system perspective. W.H. Freeman and Company, New York.
- (7) GRANT R.F. 1991. - A technique for estimating denitrification rates at different soil temperatures, water contents and nitrate concentrations. *Soil Science*, 152, 41-52.
- (8) GRANT R.F. 1993a. - Evolution of nitrous oxide from soil. I. Model development. *Soil Science*, 156, 259-265.
- (9) GRANT R.F. 1995. - Mathematical modelling of nitrous oxide evolution during nitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, 27(9), 1117-1125.
- (10) GRÜDMANN G.L., ROLSTON D.E. 1987. - A water function approximation to degree of anaerobiosis associated with denitrification. *Soil Science*, 144(6), 437-441.
- (11) HÉNAULT C., GERMON J.C. 1995. - Quantification de la dénitrification et des émissions de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) par les sols. *Agronomie*, 15, 321-355.
- (12) IPCC 1996. - Climate change 1995 : the science of climate change. Contribution of working group I to the second assessment report of the intergovernmental panel on climate change. (eds J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg & K. Maskell) Cambridge University Press, Cambridge.
- (13) LEFFELAAR P.A., WESSELE W. 1988. - Denitrification in a homogeneous closed system : experiment and simulation. *Soil Science*, 146, 335-349.
- (14) LI C., FROLKING S., FROLKING T.A. 1992. - A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events : 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research*, 97(D9), 9758-9776.
- (15) LI C., FROLKING S., FROLKING T.A. 1992. - A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events : 2. Model applications. *Journal of Geophysical Research*, 97(D9), 9777-9783.
- (16) LI C., NARAYANAN V., HARRISS R.C. 1996. - Model estimates of nitrous oxide emissions from agricultural lands in the United States. *Global Biogeochemical Cycles*, 10(2), 297-306.
- (17) MAAG M., MALICHOVSKY M., NIELSEN S.M. 1997. - Kinetics and temperature dependence of potential denitrification in riparian soils. *Journal of Environmental Quality*, 26, 215-223.
- (18) MUMMEY D.L., SMITH J.L., G. BLUHM. 1998. - Assessment of alternative soil management practices on N<sub>2</sub>O emissions from US agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 70, 79-87.
- (19) MURRAY R.E., PARSONS L.L., SMITH M.S. 1989. - Kinetics of nitrate utilization by mixed populations of denitrifying bacteria. *Applied Environmental Microbiology*, 55, 717-721.
- (20) PARKIN T.B. 1987. Soil microsites as a source of denitrification variability. *Soil Science Society of America Journal*, 51, 1194-1199.
- (21) PARTON W.J., MOSIER A.R., QJIMA D.S., VALENTINE D.W., SCHIMEL D.S., WEIER K., KULMALA A.E. 1996. - Generalized model for N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O production from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles*, 10(3), 401-412.
- (22) PARRY S., RENAULT P., CHENU C., LÉNSI R. 1999. - Denitrification in pasture and cropped soil clods as affected by the pore space structure. *Soil Biology and Biochemistry*, 31, 493-501.
- (23) PARRY S., RENAULT P., CHADCEUF J., CHENU C., LÉNSI R. 1999. - Particulate organic matter as a source of variation in denitrification in clods of soil. *European Journal of Soil Science*, 51 (2), (sous presse).
- (24) POTTER C.S., RANDERSON J.T., FIELD C.B., MATSON P.A., VITOUSEK P.M., MOONEY H.A., KLOOSTER S.A. 1993. - Terrestrial ecosystem production : a process model based on global satellite and surface data. *Global Biogeochemical Cycles*, 7(4), 811-841.
- (25) POTTER C.S., MATSON P.A., VITOUSEK P.M., DAVIDSON E.A. 1996. - Process modeling of controls on nitrogen trace gas emissions from soil worldwide. *Journal of Geophysical Research*, 101(D1), 1361-1377.
- (26) POTH M., FOCHT D.D. 1995. - 15N kinetic analysis of N<sub>2</sub>O production by *Nitrosomonas europaea* : an examination of nitrifier denitrification. *Applied and Environmental Microbiology*, 49(5), 1134-1141.
- (27) RENAULT P., SIERRA J. 1994. - Modelling oxygen diffusion in aggregated soils. II. Anaerobiosis in topsoil layers. *Soil Science Society of America Journal*, 58, 1023-1030.
- (28) RENAULT P., PARRY S., SIERRA J., BIDEI L. 1997. - Les transferts de gaz dans les sols ; implications environnementales et agronomiques. *Le courrier de l'environnement de l'INRA*, 32, 33-50.
- (29) ROLSTON D.E., RAO P.S.C., DAVIDSON J.M., JESSUP R.E. 1984. - Simulation of denitrification losses on nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped, and manure-amended field plots. *Soil Science*, 137(4), 270-279.
- (30) SHAFFER M.J., HALVORSON A.D., PIERCE F.J. 1991. - Nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP) : model description and application. In: "Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability" SSSA editor, 285-322.
- (31) SMITH K.A. 1990. - Greenhouse gas fluxes between land surfaces and the atmosphere. *Progress in Physical Geography*, 14, 349-372.
- (32) WEIER K.L., DORAN J.W., POWER J.F., WALTERS D.T. 1993. - Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon and nitrate. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 66-72.
- (33) XU C., SHAFFER M.J., AL-KAISI M. 1998. - Simulating the impact of management practices on nitrous oxide emissions. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 736-742.