

DNDCモデルの硝酸態窒素溶脱量予測における適合性の検討と モデルシミュレーションの応用

中川陽子・凌 祥之

目 次	
緒 言	221
DNDCモデルの概要	221
神奈川県農業技術センターにおけるライシメー ター試験の概要	222
DNDCモデル入力データ	223
1 気象データ・地点情報	223
2 対象土壌の情報	223
3 営農管理情報	223
4 作物情報	223
結果及び考察	225
モデルデフォルトの土壌パラメーターと各試験区の土壌 パラメーターを使用したシミュレーション	
1 化学肥料単用区	225
2 化学肥料とたい肥併用区	225
3 結果のまとめ(1).....	226
モデルシミュレーションの応用	227
1 化学肥料の代わりにたい肥を施用する場合.....	227
2 不耕起の場合	228
3 カバークロップを栽培する場合	228
4 結果のまとめ(2).....	228
結 言	229
参考文献	230
Summary	231

緒 言

家畜糞尿や作物残渣を始めとするバイオマスをたい肥化し農地へ還元することは、土壌の物理性の改善や地力の向上に役立つ。またバイオマスに含まれる養分を考慮した上で施肥計画を立てることにより、化学肥料の使用量の軽減も期待できる。しかし、過剰量のバイオマスや未熟で低品質のたい肥の農地への投入は、作物に生育障害を与え、河川や地下水汚染等の環境悪化を招くことも知られている(小川, 2000)。そこで、作物や環境への影響を考慮した適切なバイオマスの農地還元は、環境保全型の農業形態を構築する上で重要である。

これまで長年に渡り、多種多様なバイオマスをを用いた作物の栽培試験が数多く行われ、データも蓄積されてきた(例えば、前田, 2004)。このようなデータを有効利用する1つの方法として、過去のデータを参考にモデルを作成することがあげられる。作成されたモデルを用いてシミュレーションを行い、その結果を分析することで、より適切なバイオマスの還元方法を導くことができる。これまでに農業分野において多くのモデルが開発されてきており、その中でもDNDCモデルは農耕地における温室効果ガスの発生量や硝酸態窒素溶脱量を同時に予測

可能な有用なモデルである。DNDCモデルの適合性は欧米では既に確認されているが、日本での適合性を確認した例はまだ少ない(澤本, 2005, Fumotoら, 2006, Smakgahnら, 2006)。

日本の農耕地土壌の27%を占める黒ボク土は、多腐植質で団粒構造が非常に発達しており、乾燥密度が低く、水分保持率と透水性が高いと言った特徴を持つ(Wada, 1986)。このような特異な性質を持つ土壌をDNDCモデルが対応可能であるかは不明であった。そのため、本報告書では既存の黒ボク土における栽培試験結果をもとに、モデルの硝酸態窒素予測への適合性を検討した。また、どのような営農管理方法が硝酸態窒素溶脱量の削減や土壌炭素量減少を抑制する効果があるのかをモデルで計算した。

本報告のデータ収集にあたり、神奈川県農業技術センター農業環境部山田裕氏にご協力頂いた。記して深謝の意を表す。

DNDCモデルの概要

DNDCモデル(Denitrification and Decomposition model)は土壌における炭素と窒素の動態を扱うプロセスモデルで、土壌からの温室効果ガスの発生を予測するために、Liらによって開発された(Liら, 1992a)。本モデルは土壌気象、作物生育、有機物分解、硝化、脱窒、発酵の6つのサブモデルから構成され(Figure 1)、土壌中

の炭素及び窒素の生化学的及び地球化学的な反応をシミュレーションする (Liら, 1992a, 1994, Li, 2000)。モデルの基本構造の作成には, 古典的な物理, 化学, 生物反応の法則や圃場や実験室における観測値が用いられた (Liら, 2003)。近年, 植物による光合成, 呼吸, 炭素の配分, 残渣の生産, 作物による水及び窒素の吸収等, 作物の生育を取り扱うサブモデルが生化学的サブモデル中に組み込まれたことで, モデルによる予測の精度が向上した (Zhangら, 2002)。

本モデルは, 欧米や中国を始めとする国々において圃場試験データをもとに適合性の検証が行われており, 温室効果ガスの発生パターンや発生量, 土壌炭素の動態を概ね予測可能だと報告されている (Brownら, 2002, Butterbach-Bahlら, 2004, Caiら, 2003, Liら, 1992a・1997・2000・2003, Smithら, 2002・2004, Pathakら, 2005)。

モデルへの入力データは, 対象地域の気象情報, 土壌の理化学性, 営農管理方法 (播種日, 収穫日, 耕起を行った日及び深さ, 施肥日及び量等) が挙げられる。モデル出力は, 土壌中の炭素及び窒素量の変化, 作物による炭素及び窒素の吸収量, 各温室効果ガスの発生量, 硝酸態窒素溶脱量等である。DNDCモデルはユーザーズマニュアルも含め, 下記のウェブサイトから無償でダウンロードすることができる (URL:www.dndc.sr.unh.edu)。モデルは必要に応じて, 随時改良が加えられている。

神奈川県農業技術センターにおけるライシメーター試験の概要

1995年, 面積4.8m² (2 X 2.4m), 深さ1.6m のライシメーターが神奈川県農業技術センター敷地内に設置された。ライシメーターの底部20cmには礫層, その上部に多腐植質黒ボク土壌が1mの厚さで充填された。試験区には化学肥料を単用した区と化学肥料とたい肥を併用した区が設けられた。

土壌浸透水はライシメーターの底部から, 通常1週間から10日間毎に採取された。しかし, 浸透水量は降雨量や土壌水分の影響を受けるため, その時の浸透水量により採取する期間は変更された。採取された浸透水中の硝酸態窒素濃度はイオンクロマトグラフで分析され, 硝酸態窒素溶脱量は浸透水量と浸透水の硝酸態窒素濃度から算出された。

本報告書では, 1998年9月から2000年4月まで当センターで行われた試験結果をモデルの適合性の検証に用いた。モデルでは日毎に土壌浸透水量と硝酸態窒素溶脱量が計算されるが, 当センターにおけるライシメーター試験では土壌浸透水の採取は毎日行われてはいなかった。このため, モデルの適合性のテストにおいては, 日毎に計算されるモデル値からライシメーター試験と同じ期間中の土壌浸透水量と硝酸態窒素溶脱量を計算し, 実測値とモデル計算値の比較を行った。

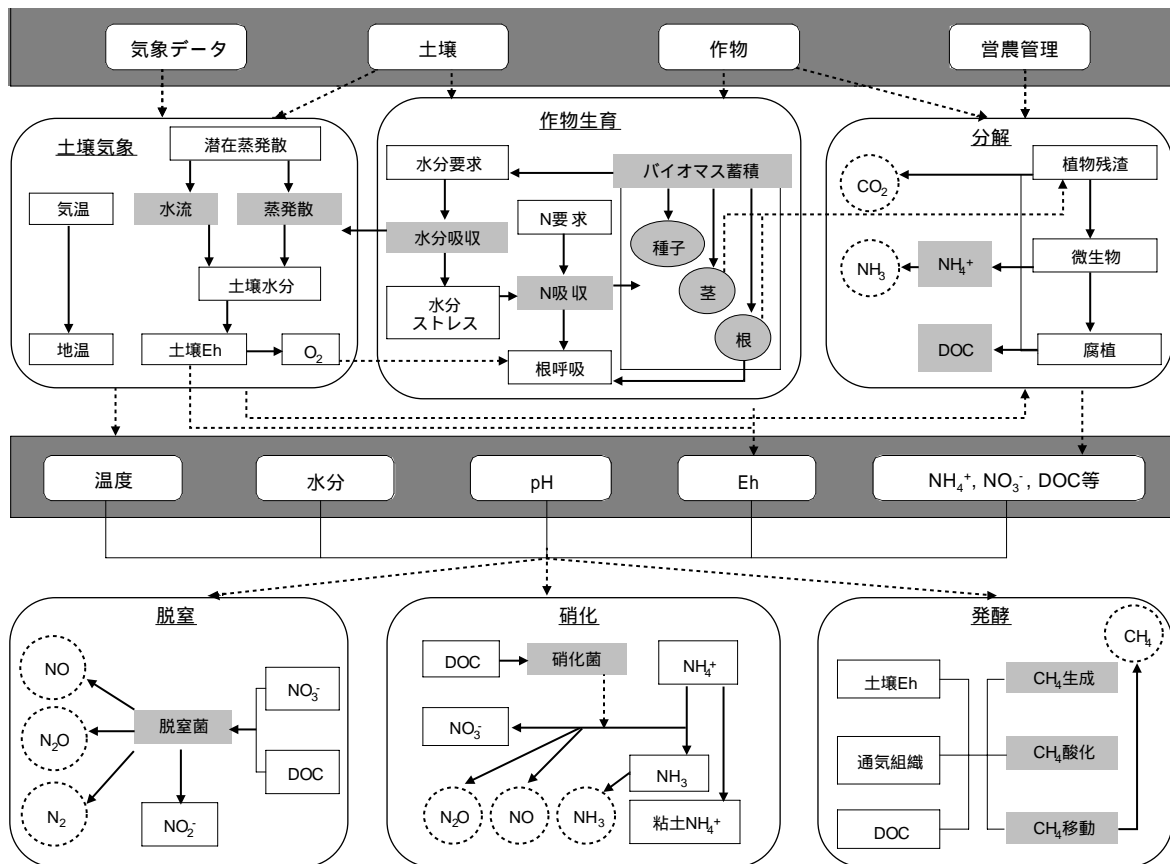


Figure 1 DNDCモデルの概要 (Li, 2000を参考)
Schematic diagram of DNDC model

DNDCモデル入力データ

1 気象データ・地点情報

神奈川県農業技術センター内で観測された気象データと当センターが所在する平塚市の地域気象観測システム(アメダス)の気象データを参考に、シミュレーションを行った年ごとの日最低及び最高気温、日降雨量を記載した気象情報ファイルを作成した。試験区の緯度は35°を入力した。大気中の二酸化炭素濃度は2002年度の日本国内平均濃度の375ppmを(気象庁, 2003)、二酸化炭素の年間増加率は、2年半という比較的短いシミュレーション期間では小さいと考え0を入力した。

2 土壌の情報

モデルでシミュレーションを行うには、土壌の土性を選択する必要がある。土性を選択すると、粘土率、シオレ点、圃場容水量、初期土壌水分及び地温が自動的に表示される(モデルデフォルト)が、これらの数値の変更は可能である。粒度分析を行った結果、当ライシメーター供試土壌の土性が砂質ロームであったため、砂質ロームを選択しシミュレーションを行った。

Table 1にモデルの砂質ローム土壌用のデフォルト土壌パラメータと化学肥料単用区及び化学肥料とたい肥併用区の土壌パラメータを示した。土壌のバイパスフローの有無は、対象土壌が作物栽培ごとに耕起され、土壌に亀裂等が発達しないと考え無を選択した。

Table 1に示されたモデルデフォルト土壌パラメータと化学肥料単用区及び化学肥料とたい肥併用区の実測の土壌パラメータを比較すると、飽和透水係数に関しては大差がなかった。しかし、圃場容水量及びシオレ点、間隙率にはモデルデフォルト値と前述の2試験区の実測値との間で差が見られた。このように同じ砂質ロームであっても、モデルデフォルトの土壌パラメータと実測された対象土壌のパラメータが顕著に違うことがある。この場合、シミュレーションの精度が使用する土壌パラメータによってどの程度変化するかを確認する必要があると思われた。そこで、デフォルトの土壌パラメータを使用したシミュレーション結果と2試験区の実測土壌パラメータを使用したシミュレーション結果を比較し、その結果を結果及び考察に示した。

3 営農管理情報

シミュレーションに必要な営農管理情報をTable 2に示す。各作物の播種日、収穫日は表に示されたとおりである。収穫時に発生する作物残渣は全て試験区から取り除かれ、還元されなかった。耕起は播種を行う前に、施肥と同じ日に行われた。

施肥に関しては、化学肥料単用区においては基肥及び追肥に化学肥料が施用された。化学肥料とたい肥併用区においては基肥に化学肥料単用区と同量の化学肥料と、それとは別に牛糞たい肥が上乘せされる形で施用された。この場合、追肥は化学肥料単用区と同量の化学肥料

が施用され、たい肥の施用はなかった。たい肥のCN比の測定は、施用ごとに行われていなかったため、表に記載されている数値と異なる可能性がある。施肥に使用された複合リン加安はリン酸液あるいはリン液と硫酸の混酸液にアンモニアを加えた硫リン安にカリ塩を加えたもので(伊達昇ら, 1997)、モデルシミュレーションではリン酸アンモニウムとして扱った。尿素入りNK化成は硫酸アンモニウムに尿素を加え、さらに塩化カリを混合・溶解した肥料で(伊達昇ら, 1997)、シミュレーションでは硫酸アンモニウムとして扱った。

灌水は必要に応じて行われ、灌水量はその都度記録された。

4 作物情報

本モデルでは、作物ごとに水分要求量、最大LAI、有効積算気温、窒素固定の有無、最大高、最高乾物収量、収穫部分とそれ以外の割合とCN比、地上部と根の割合とCN比等を記載した46種類の作物情報ファイルが用意されており、シミュレーションにはこれらのファイルが使われる。各作物の情報ファイルの数値は変更可能で、また新規に作物情報ファイルを作成しシミュレーション可能な作物を追加することも可能である。

Table 1 モデルデフォルトと2試験区の土壌パラメータの比較
Comparison of soil physical and chemical properties between the DNDC model's default and two experimental sites

	モデルデフォルト	化肥単用区土壌	化肥とたい肥併用区土壌
土性	砂質ローム	砂質ローム	砂質ローム
粘土率	0.09 ⁽¹⁾	0.12 ⁽²⁾	0.08 ⁽²⁾
乾燥密度(g/cm ³)	-	0.71 ⁽²⁾	0.75 ⁽²⁾
間隙率	0.44 ⁽¹⁾	0.72 ⁽²⁾	0.69 ⁽²⁾
飽和透水係数(cm/s)	3.47x10 ⁻³⁽¹⁾	1.92x10 ⁻³⁽²⁾	3.37x10 ⁻³⁽²⁾
圃場容水量(-6kPa)	32 ⁽¹⁾	67 ⁽²⁾	69 ⁽²⁾
シオレ点(-1554kPa)	15 ⁽¹⁾	29 ⁽²⁾	34 ⁽²⁾
pH (H ₂ O)	-	6.2 ⁽³⁾	6.2 ⁽³⁾
初期有機炭素量(kg C/kg)	-	0.12 ⁽²⁾	0.12 ⁽²⁾
初期NO ₃ ⁻ 量(mg N/kg)	3.0 ⁽¹⁾	-	-
初期NH ₄ ⁺ 量(mg N/kg)	0.6 ⁽¹⁾	-	-

(1) DNDCモデルデフォルト

(2) 神奈川県農業技術研究所内ライシメーター試験区土壌をサンプリング、分析した結果

(3) 山田・森田・米山：施肥窒素の¹⁵N値と作物、浸透水、土壌の¹⁵N値の関係(1999)第1表「ライシメーター試験に供試した土壌の理化学性(0~15cm)」を参考

Table 2 シミュレーションに入力が必要な営農管理情報
Farming management information needed for model simulation

		レタス	キャベツ	葉ネギ	ダイコン	落花生	ホウレンソウ
作 付 け	播種種/定植日	98.09.11	98.11.11	99.05.18	99.09.09	00.05.18	00.11.30
	収穫日	98.11.05	99.04.28	99.07.15	99.11.21	00.09.12	01.04.30
	地上部残渣の還元率	0	0	0	0	0	0
耕 起	耕起を行った日	98.09.09	98.11.11	99.05.17	99.09.09	00.05.11	00.11.27
	耕起の深さ(cm)	10	10	10	10	10	10
化 学 肥 料	施用日1	98.09.09	98.11.11	99.05.17	99.09.09	00.05.11	00.11.27
	施用窒素量(kg N/ha)	100	80	100	90	24	150
	化学肥料の種類	複合リン加安	複合リン加安	複合リン加安	複合リン加安	複合リン加安	複合リン加安
	施用方法	全面全層	全面全層	全面全層	全面全層	全面全層	全面全層
	施用日2	98.10.05	98.12.14	99.06.28	99.10.12	-	-
	施用窒素量(kg N/ha)	50	50	100	30	-	-
	化学肥料の種類	尿素入りNK 化成	尿素入りNK 化成	尿素入りNK 化成	尿素入りNK 化成	-	-
	施用方法	表面施肥	表面施肥	表面施肥	表面施肥	-	-
	施用日3	-	99.02.04	-	-	-	-
	施用窒素量(kg N/ha)	-	50	-	-	-	-
	化学肥料の種類	-	尿素入りNK 化成	-	-	-	-
	施用方法	-	表面施肥	-	-	-	-
	施用日4	-	99.03.04	-	-	-	-
	施用窒素量(kg N/ha)	-	50	-	-	-	-
化学肥料の種類	-	尿素入りNK 化成	-	-	-	-	
施用方法	-	表面施肥	-	-	-	-	
た い 肥	施用日	98.09.09	98.11.11	99.05.17	99.09.09	00.05.11	00.11.27
	施用窒素量(kg N/ha)	80	90	70	60	89	89
	たい肥の種類	牛ふんたい肥	牛ふんたい肥	牛ふんたい肥	牛ふんたい肥	牛ふんたい肥	牛ふんたい肥
	たい肥のCN 比	13.7	13.7	13.7	13.7	13.6	13.6
	施用方法	全面全層	全面全層	全面全層	全面全層	全面全層	全面全層
灌 水	灌水を行った日1	98.09.11	98.11.10	99.05.31	-	00.05.19	-
	灌水量(mm)	5	5	2	-	2	-
	灌水を行った日2	-	98.11.11	99.06.07	-	00.05.24	-
	灌水量(mm)	-	5	2	-	5	-
	灌水を行った日3	-	-	99.06.11	-	00.06.06	-
	灌水量(mm)	-	-	3	-	10	-
	灌水を行った日4	-	-	99.06.17	-	-	-
	灌水量(mm)	-	-	3	-	-	-

本モデル (version 8.3) では、キャベツとダイコン専用の作物情報ファイルは存在しなかったため、「Vegetable」を代用しシミュレーションを行ったが、計算された窒素吸収量は実測値の約50%から70%となった。これはダイコンとキャベツの単位面積当たりの窒素を吸収する割合が「Vegetable」の設定よりも高いためだと考えられた。モデルの作物による窒素吸収量の過小評価は、硝酸態窒素溶脱量の過大評価の原因の1つとなる。このため、「Vegetable」を参考に、実測と計算された窒素吸収量が合致するようにキャベツとダイコンの作物情報ファイルを新たに作成した。それ以外の作物は、最高乾物収量のみ変更しシミュレーションを行った。

結果及び考察

モデルデフォルトの土壌パラメータと各試験区の土壌パラメータを使用したシミュレーション

1 化学肥料単用区

モデルデフォルトの砂質ローム土壌パラメータを使用しシミュレーションを行った。1998年9月から2001年4月までの総浸透水量は、実測とモデル計算値でそれぞれ2611mmと2483mmとモデルが浸透水量を過小評価したが、実測とモデル計算値の相関係数Rは0.92と高かった (Figure 2)。試験区の実測土壌パラメータを使用したシミュレーションでは、モデルで計算した総浸透水量は2058mmでモデルが過小評価する傾向が見られたが、相関係数Rは0.92と高かった (Figure 3)。

モデルデフォルトの土壌パラメータを使用しシミュレーションを行った場合の総硝酸態窒素溶脱量は、実測とモデル計算値はそれぞれ307kg N/haと268kg N/haとモデルが過小評価し、相関係数Rは0.66であった (Figure 4)。試験区の実測土壌パラメータを使用したシミュレーションでは、モデルで計算した総窒素溶脱量は342kg N/haとモデルが過大評価する傾向が見られたが、相関係数Rは0.70と比較的高かった (Figure 5)。

モデルデフォルト値を使用した場合と試験区の実測土壌パラメータを使用した場合に共通し、レタス、キャベツ、ホウレンソウ栽培時に計算された硝酸態窒素溶脱量が、実測値と合致しない傾向が見られた (Figure 6)。これは、モデルの作物生育パターンが実際のもので一致していない、気温及び地温や土壌水分量が化学肥料の溶解度や硝化の速度へ与える影響がモデルでは十分考慮されていない等の理由が考えられ、今後、モデルのシミュレーションの精度を改善するにあたって解明しなくてはならない課題である。

2 化学肥料とたい肥併用区

モデルデフォルトの砂質ローム土壌パラメータを使用しシミュレーションを行った。総浸透水量は、実測とモデル計算値でそれぞれ2618mmと2427mmでモデルが浸透水量を過小評価したが、実測とモデル計算値の相関

係数Rは0.90と高かった (Figure 7)。試験区の実測土壌パラメータを使用したシミュレーションでは、計算された総浸透水量は2080mmとモデルが過小評価したが、相関係数Rは0.91と高かった (Figure 8)。

モデルデフォルトの土壌パラメータを使用しシミュレーションを行った場合の総硝酸態窒素溶脱量は、実測とモデル計算値はそれぞれ446kg N/haと330kg N/haでモデルが過小評価し、実測とモデル計算値の相関係数Rは0.61であった。

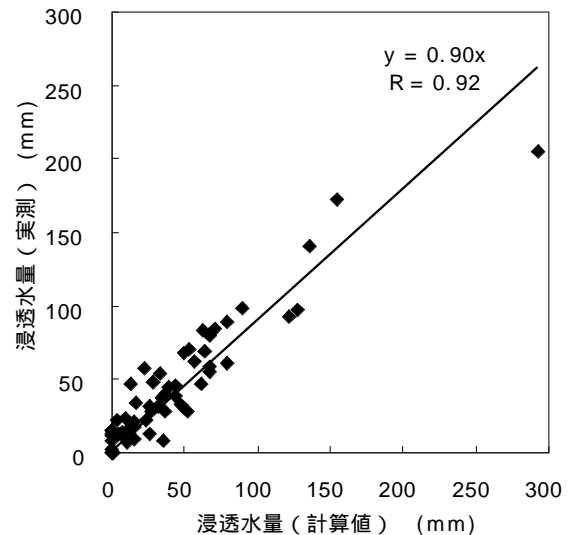


Figure 2 浸透水量の実測とモデル計算値の相関：化学肥料単用区 (モデルデフォルト土壌パラメータを使用) Comparison between the observed and predicted leached water using the model's default soil parameters for the experimental site where only synthetic fertilizers were applied

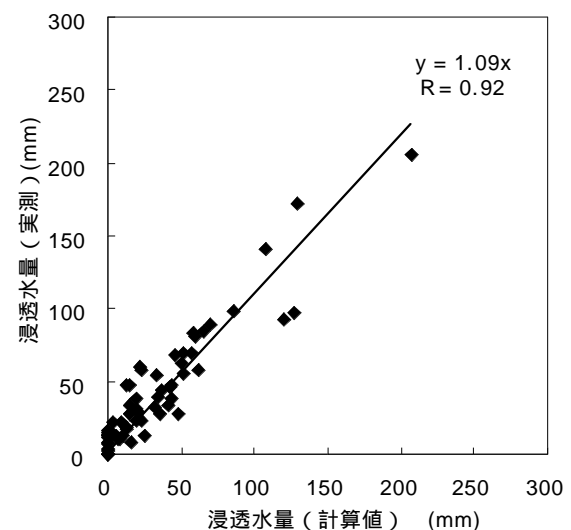


Figure 3 浸透水量の実測とモデル計算値の相関：化学肥料単用区 (試験区の実測土壌パラメータを使用) Comparison between the observed and predicted leached water using the original soil parameters for the experimental site where only synthetic fertilizers were applied

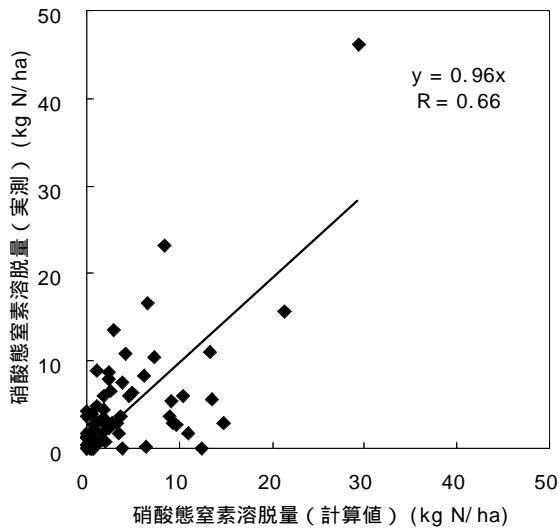


Figure 4 化学肥料単用区における硝酸態窒素溶脱量の実測とモデル計算値の相関 (モデルデフォルトの土壌パラメーター使用)

Comparison between the observed and predicted leached water using the model's default soil parameters for the experimental site where only synthetic fertilizers were applied

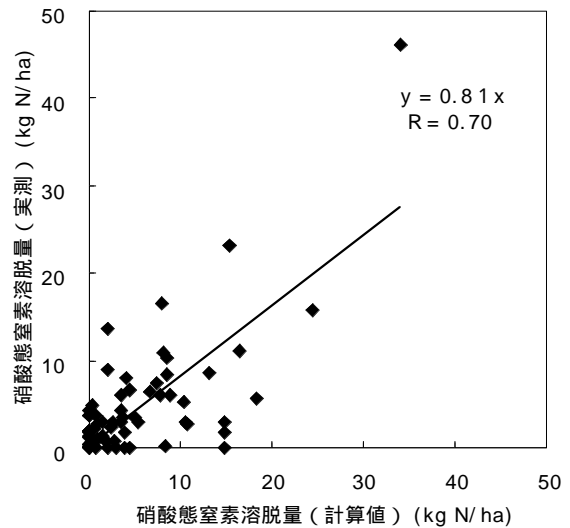
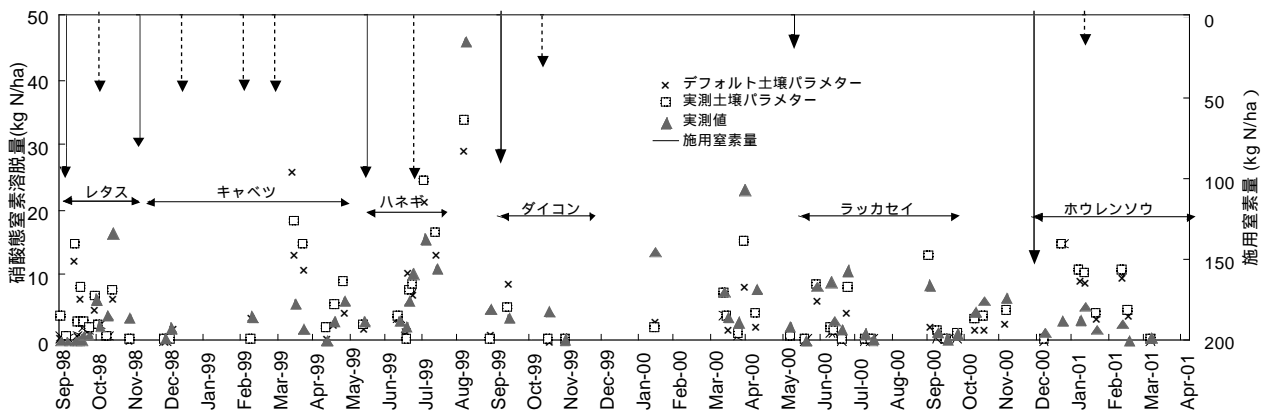


Figure 5 化学肥料単用区における硝酸態窒素溶脱量の実測とモデル計算値の相関 (試験区の実測土壌パラメーター使用)

Comparison between the observed and predicted leached water using the original soil parameters for the experimental site where only synthetic fertilizers were applied



図中の実線矢印と破線矢印はそれぞれリン酸アンモニウムと硝酸アンモニウムによる施肥を表し、矢印の大きさは施肥量の違いを示す。

Figure 6 化学肥料単用区における実測値およびモデルデフォルトと試験区の実測土壌パラメーターを使用し計算した観測日ごとの硝酸態窒素溶脱量

Observed and predicted leached nitrate using the model's default and the experimental site's soil parameters at the synthetic fertilizers applied site.

牛糞たい肥併用区においても、レタス、キャベツ、ホウレンソウ栽培時の硝酸態窒素溶脱量が、実測値とモデル計算値とで合致しない傾向が見られた (Figure 11)。この場合は、化学肥料単用区で述べた問題点以外に、施用された牛糞たい肥のCN比がシミュレーションで使用されたものと違う、たい肥の窒素放出量がモデルでは実際よりも早く計算されている等の理由が考えられ、今後モデルシミュレーション精度を向上させる上で解明していかなくてはならない課題である。

3 結果のまとめ(1)

総浸透水量と総硝酸態窒素溶脱量ともに、モデルデフォルトの土壌パラメーターを使用した場合はモデルが過小評価をする傾向があることが分かった。試験区の実測土壌パラメーターを使用したシミュレーションでは総浸透水

量を過小評価する一方で、総硝酸態窒素に関しては過大評価することが分かった。いずれの場合も、浸透水量、硝酸態窒素溶脱量とも相関係数Rがモデルデフォルトよりも実測土壌パラメーターを使用したシミュレーションのほうが高かった。このため、対象土壌の実測パラメーターをシミュレーションに反映したほうがシミュレーションの精度を向上させる点において良いと思われる。また、化学肥料を使用した場合だけではなく、牛糞たい肥等のバイオマスを使用した場合にもモデルが対応可能であることも分かった。しかし、シミュレーションの精度にはまだ改善の余地があり、先に述べたモデルの問題点を解決していくことでシミュレーションの精度を向上させることが必要だと思われる。

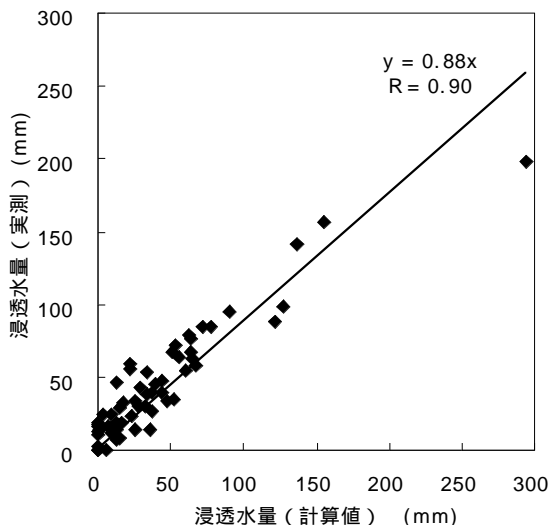


Figure 7 化学肥料とたい肥併用区における浸透水量の実測とモデル計算値の相関（モデルデフォルトの土壌パラメーター使用）

Comparison between the observed and predicted leached water using the model's default soil parameters for the experimental site where synthetic fertilizers and composted cow manure were applied

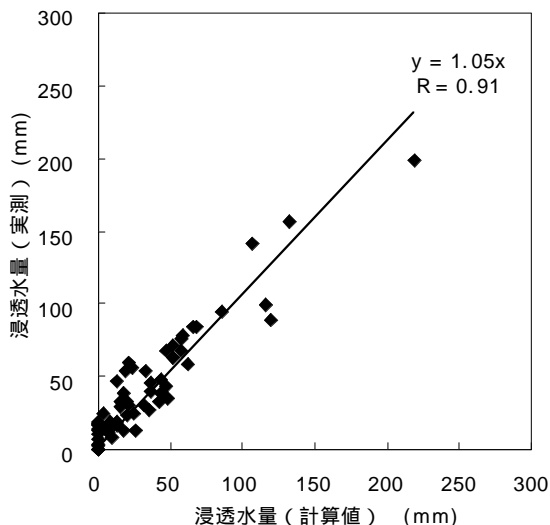


Figure 8 化学肥料とたい肥併用区における浸透水量の実測とモデル計算値の相関（試験区の実測土壌パラメーター使用）

Comparison between the observed and predicted leached water using the original soil parameters for the experimental site where synthetic fertilizers and composted cow manure were applied

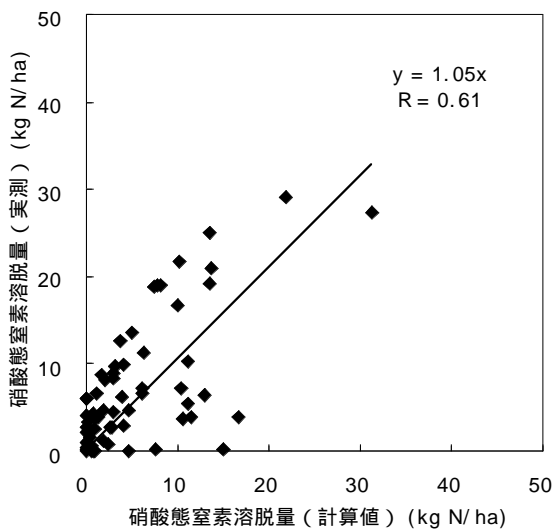


Figure 9 化学肥料とたい肥併用区における硝酸態窒素溶脱量の実測とモデル計算値の相関（モデルデフォルトパラメーター使用）

Comparison between the observed and predicted leached nitrate using the model's default soil parameters for the experimental site where synthetic fertilizers and composted cow manure were applied

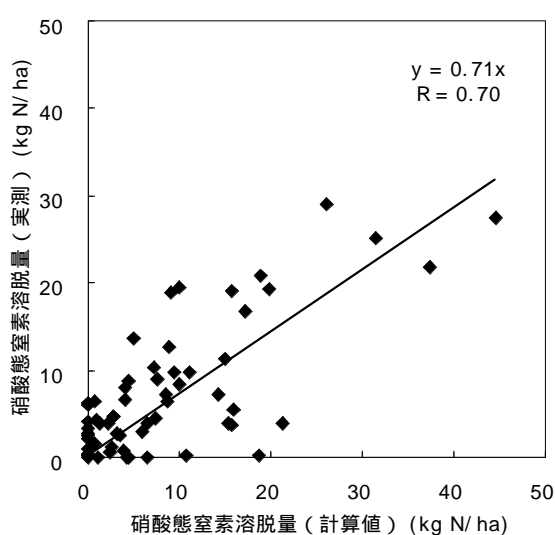


Figure 10 化学肥料とたい肥併用区における硝酸態窒素溶脱量の実測とモデル計算値の相関（試験区の実測土壌パラメーター使用）

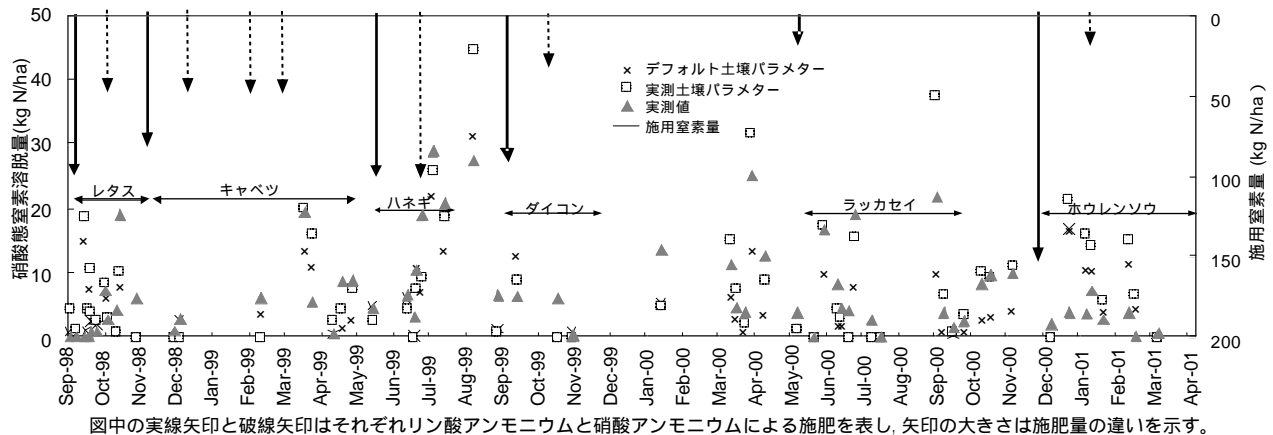
Comparison between the observed and predicted leached nitrate using the original soil parameters for the experimental site where synthetic fertilizers and composted cow manure were applied

モデルシミュレーションの応用

1 化学肥料の代わりにたい肥を施用する場合

Table 1に記載された化学肥料単用区の営農管理条件を、基肥のみCN比が異なるたい肥を化学肥料の代わりに施用すると変更し、作物による炭素及び窒素吸収量、

土壌呼吸量、硝酸態窒素溶脱量、土壌中の有機炭素量の変化をモデルで計算した (Table 3)。化学肥料と比べて、たい肥の肥効が緩効的であることは知られているが (水土の知を語る vol.2, 2002), CN比が7や10と低いたい肥であれば、作物の炭素及び窒素吸収量にそれほど影響を与えずに硝酸態窒素の溶脱量を2割から3割程度削減



図中の実線矢印と破線矢印はそれぞれリン酸アンモニウムと硝酸アンモニウムによる施肥を表し、矢印の大きさは施肥量の違いを示す。

Figure 11 化学肥料とたい肥併用区における実測値およびモデルデフォルトと試験区の実測土壌パラメータを使用し計算した観測日ごとの硝酸態窒素溶脱量

Observed and predicted leached nitrate using the model's default and the experimental site's soil parameters at the synthetic fertilizers and composted cow manure applied site.

出来ることがこの結果から分かる。しかし、CN比が20と高いたい肥を使用した場合では、硝酸態窒素の溶脱量を5割ほど削減する一方で、作物の炭素及び窒素吸収量が1割程度減少する可能性もある。

基肥にCN比が20のたい肥を窒素換算で5割増しと7割増しで施用する設定でシミュレーションを行ったが、作物による炭素及び窒素吸収量は化学肥料には及ばなかった。このように1つの作物の栽培期間があまり長くない場合は、たい肥を施用するとその作物の生育に必要な養分が作物栽培中に十分放出されないことが場合によっては考えられる。近年問題になっている過剰なたい肥の施用は、このような収量の低下を防ぐ対策であると思われる。しかし、たい肥の肥効は緩効ではあっても時間の経過とともにたい肥から養分は放出され土壌に蓄積されるため(前田, 2004), 収量だけで判断せずに環境汚染を未然に防ぐことを念頭に、たい肥の種類、量及び施用する時期などを選択するべきである。

土壌呼吸量はたい肥を施用すると増加する。これは微生物が必要とする養分が供給され、微生物の活動が活発になるためだと思われる。

化学肥料を単用した場合、2年8ヶ月の短期間であってもかなり量の土壌中有機炭素が失われることがシミュレーション結果から分かる。また、たい肥を施用していてもCN比が7や10と比較的低く総炭素投入量が多くなければ、土壌中の有機炭素量の増加は殆ど期待出来ないことも分かる。一方、CN比が20と比較的高いたい肥の施用は、土壌中の有機炭素量を大幅に増加させることが分かる。

2 不耕起の場合

Table 1に記載された化学肥料単用区の営農管理条件を、施肥時及び作物の植え付け前の耕起は省くという設定に変更しモデル計算を行った。設定変更前の計算値と変更後に得られた計算値を比較すると(Table 3),

耕起する場合と比べて、不耕起の場合も作物の炭素及び窒素吸収量に殆ど影響がない。硝酸態窒素溶脱量に関しては、多少削減されるようだが大きな削減効果は期待出来ない。しかし、耕起をしないことによって土壌呼吸量が減るため、土壌中の有機炭素の亡失を抑える効果は期待出来そうである。

3. カバークロップを作付けする場合

Table 1に記載された化学肥料単用区の営農管理条件では、ダイコンと落花生栽培の間の約5ヶ月間が裸地状態となる。そこで、春小麦をカバークロップとしてダイコン栽培後の11月25日に春小麦を作付けし翌年の5月1日に収穫するという設定で、モデル計算を行った。

設定変更前の計算値と変更後に得られた計算値を比較すると(Table 3), カバークロップを栽培後に鋤込まない場合、鋤込む場合共に、作物の炭素及び窒素吸収量への影響は殆ど見られない。カバークロップを栽培後に鋤込まない場合、鋤込む場合共に栽培期間中の硝酸態窒素溶脱量30kg N/haと、カバークロップを全く栽培しない場合の34kg N/haと比べれば多少削減されるがその効果は小さい。硝酸態窒素溶脱量の削減効果が小さい理由として考えられるのは、春小麦を播種する時期が11月下旬と遅く、初期の生育が硝酸態窒素の溶脱を抑制するほど十分ではないことである。また、カバークロップは栽培後に鋤込むことで土壌中有機炭素の亡失抑制も期待出来るが、鋤込まなければカバークロップ非栽培時と変わらない結果となった。

4 結果のまとめ(2)

CN比が比較的低いたい肥を施用すると、作物による炭素及び窒素吸収量が化学肥料と比べて劣らず、また硝酸態窒素溶脱量を削減出来ることがシミュレーション結果から明らかになった。一方、CN比が比較的高いたい肥の施用は、作物生育に必要な養分がたい肥からその栽培期間中という短い期間では十分放出されず、作物

Table 3 基肥にCN比の違うたい肥を施用、不耕起、カバークロップを栽培する設定でモデルにより計算された作物の炭素及び窒素吸収量、土壌呼吸量、硝酸態窒素溶脱量、土壌有機炭素量の変化

Model calculated changes in crop carbon and nitrogen uptakes, soil respiration, nitrate leaching and soil organic carbon contents by applying manures with different CN ratios in place of synthetic fertilizers as basal fertilization, no tillage and cover crop cultivation

	総C投入量 (kg C/ha)	N投入量 (基肥肥) (kg N/ha)	N投入量 (追肥：化肥) (kg N/ha)	C吸収量 (kg C/ha)	N吸収量 (kg N/ha)	土壌呼吸量 (kg C/ha)	硝酸態窒素 溶脱量 (kg N/ha)	SOC変化量 (kgC/ha)
化学肥料単用	-	544	330	18753	900	10078	307	-2641
CN比7のたい肥代用	3808	544	330	18673	894	12136	276	-801
CN比10のたい肥代用	5540	544	330	18511	883	12846	244	46
CN比20のたい肥代	10880	544	330	17729	824	15124	163	2869
CN比20のたい肥代 窒素7割増し	16320	816	330	17963	842	17729	177	5807
CN比20のたい肥代用 窒素7割増し	18496	925	330	18051	848	18767	182	6326
化学肥料単用 不耕起	-	544	330	18688	895	9472	316	-2196
化学肥料単用 カバークロップ	-	544	330	18710	896	9682	317	-2690
化学肥料単用 カバークロップ(鋤込み)	-	544	330	18698	895	9696	315	-2007

総窒素投入量は化学肥料及びたい肥由来で、降雨中の窒素、作物残渣中の窒素、作物による窒素固定などは含まれていない。総炭素投入量はたい肥由来。

Amounts of applied nitrogen do not include nitrogen in rainfall, crop residues and nitrogen fixation by crops. Amounts of applied carbon originate from applied composted manures.

の炭素及び窒素吸収量が低下する可能性がある。しかし、たい肥の初期養分放出量が低い場合も、時間の経過とともにたい肥中の養分は放出され土壌に蓄積される。このため、たい肥を施用する場合はその種類、量及び施用時期に十分注意し、過剰施肥による環境汚染を防ぐ必要がある。

CN比が比較的低いたい肥の施用により土壌中有機炭素量を増加させることは殆ど期待出来ない。しかし、CN比が比較的高いたい肥の施用により土壌中有機炭素量の増加させることは十分に可能であることがシミュレーション結果から分かった。

土壌を耕起しないことによる硝酸態窒素溶脱量の削減効果は高くはない。しかし、土壌中の有機炭素量の減少を抑制する効果は、不耕起により土壌呼吸量が減るため可能だと思われる。

土壌が裸地状態になることを避けるためにカバークロップを栽培する場合、カバークロップが作付け期間中に十分に生長出来なければ硝酸態窒素溶脱量削減の効果は低い。土壌中の有機炭素量は、栽培後にカバークロップを鋤込まなければカバークロップを栽培しない場合と

殆ど変わらず、減少する傾向があるというシミュレーション結果を得た。

結 言

農耕地土壌からの温室効果ガスの発生量、硝酸態窒素溶脱量の予測を行うDNDCモデルは、適切な営農管理方法を考える上で有用なモデルである。しかし、日本の黒ボク土のように特異な性質を持つ土壌でのモデルの適合性を検証した例は少ないため、本報告ではモデルの黒ボク土への適合性を検討した。モデルのデフォルト土壌パラメータと対象試験区の実測の土壌パラメータを使用しシミュレーションを行ったところ、浸透水量、硝酸態窒素溶脱量予測ともに試験区の実測土壌パラメータを使用すると相関係数Rが高く、シミュレーションの精度が良いことが分かった。また、化学肥料だけでなくたい肥の施用もモデルが対応可能であることも分かった。しかし、モデルの硝酸態窒素溶脱量の予測に関してはまだ幾つか問題点もあり、今後、それらの問題を解決することでシミュレーション精度の向上を図る。

モデルシミュレーションの応用として、化学肥料の代わりにたい肥を施用する、耕起を行わない、カバークロープを栽培することで裸地を避ける等の対策が、硝酸態窒素溶脱量の削減や土壌中有機炭素量の増加および減少抑制効果がどの程度あるのか検討した。今回のように2年8ヶ月という短い期間では、たい肥のCN比に関わらず硝酸態窒素溶脱量の削減効果が期待出来ることが分かった。比較的CN比が高いたい肥の施用は土壌中有機炭素量を増加させる効果があるが、その一方で化学肥料を施用した場合と比べて収量が多少低下する可能性がある。比較的CN比が低いたい肥の施用は収量の低下を殆ど伴わないが、土壌中有機炭素量の増加は殆ど期待出来ない。不耕起による硝酸態窒素溶脱量削減の効果は低い、土壌中有機炭素量の亡失を抑制する。また、作付け期間中にカバークロープが十分生長出来なければ、カバークロープによる硝酸態窒素溶脱量削減の効果は低いことが分かった。

今後はDNDCモデルのシミュレーション精度の向上を図り、各種対策に基づいたシナリオを作成しシミュレーションを行う。そしてシミュレーション結果を分析し、硝酸態窒素溶脱量や温室効果ガス発生量の削減を図るなど、環境保全型で持続可能な営農管理方法の提言を試みる。

参考文献

- 1) Brown, L., Jarvis, S., Sneath, R., Phillips, V., Goulding, K., and Li, C. (2002): Development and application of a mechanistic model to estimate emission of nitrous oxide from UK agriculture, *Atmos. Environ.*, 36, 917-928.
- 2) Butterbach-Bahl, K., Kesil, M., Miehle, P., Papen, H., and Li, C. (2004): Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based model, *Plant and Soil*, 260, 311-329.
- 3) Cai, Z., Sawamoto, T., Li, C., Kang, G., Boonajawat, J., Mosier, A., Wassmann, R., and Tsuruta, H. (2003): Field validation of the DNDC model for greenhouse gas emissions in East Asian cropping systems, *Global Biogeochem. Cycles*, 17 (4), 1107, doi10.1029/2003GB2046.
- 4) Fumoto, T., Yanagihara, T., Sakurai, M., and Gotou, E. (2006): Estimation of CH₄ Emission from Rice Paddy Fields in Hokkaido Region of Japan, Using a Process-based Biogeochemical Model, International Workshop on Monoson Asia Agricultural Greenhouse Gas Emissions (MAGE- Workshop), March 7-9, Tsukuba, Japan, 40.
- 5) 伊達昇, 塩崎尚郎 (1997): 肥料便覧, 農山漁村文化協会, 60-79.
- 6) 気象庁 (2003), 増え続ける大気中の二酸化炭素 - 国内及び世界の最新状況, 報道発表資料, 平成15年3月19日.
- 7) Li, C., Frolking, S., and Frolking, T.A. (1992a): A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research* 97:9777-9783.
- 8) Li, C., Frolking, S., and Frolking, T.A. (1992b): A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 2. Model applications, *Journal of Geophysical Research* 97, 9777-9783.
- 9) Li, C., Frolking, S., and Harris, R. (1994): Modeling carbon biogeochemistry in agricultural soils, *Global Biogeochemical Cycles*, 8, 237-254.
- 10) Li, C. (2000): Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems, *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58: 259-276.
- 11) Li, C., Zhuang, Y., Frolking, S., Galloway, J., Harris, R., Moore, B., Schimel, D., and Wank, X., (2003): Modeling soil organic carbon change in croplands of China, *Ecological Applications* 13(2), 327-336.
- 12) 前田守弘 (2004): 硝酸性窒素による地下水汚染と肥培管理, 圃場と土壌, 7, 18-23.
- 13) 小川吉雄 (2000): 地下水の硝酸汚染と農法転換 - 流出気候の解析と窒素循環の再生 -, 農山漁村文化協会, 83-102.
- 14) Pathak, H., Li, C., and Wassmann, S. (2005): Greenhouse gas emissions from Indian rice fields: calibration and upscaling using the DNDC model, *Biogeosciences*, 1, 1-11.
- 15) 新編土壌物理用語事典 (2002), 株式会社養賢堂, 東京, 180-181.
- 16) 澤本卓治 (2005): 畑土壌からのN₂O排出予測 - DNDCモデルの適用と改良 -, 続・環境負荷を予測する - モニタリングとモデリングの発展 -, 日本土壌肥料学会監修, 波多野隆介・犬伏和之編, 博友社, 221-242.
- 17) Smith, W. N., Grant, B., Desjardins, R. L., Lemke, R., and Li, C. (2004): Estimates of the interannual variations of N₂O emissions from agricultural soils in Canada, *Nutr. Cycling Agroecosystem*, 68, 37-45
- 18) Smakgahn, K., Fumoto, T., and Yagi, K. (2006): Methane Emissions from Rice Production with

- Revised DNDC Model: Validation and Sensitivity Analysis, International Workshop on Monsoon Asia Agricultural Greenhouse Gas Emissions (MAGE- Workshop), March 7-9, Tsukuba, Japan, 41.
- 19) 水土の知を語る vol.2 , (財)日本農業土木総合研究所, 東京.
- 20) Wada, K. (1986): Ando Soils in Japan, Kyusyu University Press, Japan.
- 21) 山田裕・森田明雄・米山忠克 (1999) : 3種の土壌を充填したライシメーターでの施肥窒素の ^{15}N 値と栽培作物, 浸透水, 土壌の ^{15}N 値の関係, 土肥誌, 70, 4, 533-541.
- 22) Zhang, Y., Li, C., Zhou, Z., and Moore, B. (2002): A simulation model linking crop growth and soil biogeochemistry for sustainable agriculture. Ecological Modeling 151, 75-1.

Testing the Validity of the DNDC Model on Predicting Nitrate Leaching in Andosols and Its Applications

NAKAGAWA Yoko and SHINOGI Yoshiyuki

Summary

The DNDC model is a process-oriented simulation model of soil carbon and nitrogen biogeochemistry in agricultural ecosystem. It can simulate the emissions of various greenhouse gases and nitrate leaching from soils and its validity has been already tested and confirmed in North America, Europe and China. Andosols, which occupy 27% of cultivated land in Japan, is known to have very unique physical and chemical soil properties and it was uncertain whether the model could be used for the simulations with such unique soils. The model's validity for Andosols was, thus, tested based on the observed data and simulated results.

The model seemed to simulate leached water accurately and leached nitrate reasonably well for the two experimental sites where only synthetic fertilizers were applied and composted cow manures were applied in addition to synthetic fertilizers as basal fertilization. There seemed to be problems related to leached nitrate prediction, however, and further developments and modifications of the model are necessary.

The use of model simulations is useful in terms of determining more environmentally-sound farming system and several examples that can reduce the amounts of leached nitrate from cultivated lands are shown in this report. By altering the simulation scenarios and analyzing the simulation results, the most appropriate and effective measures in attempting to reduce nitrate leaching and greenhouse gas emissions from farm lands can be developed using the model.

Keywords : leached nitrate, biomass, Andosols