

## 各種土壌の水田条件下での脱窒能力

亀和田國彦

**摘要:** 水田の窒素浄化機能としての脱窒能力を評価するため、栃木県内に分布する 9 種類の水田および畑土壌を 1/2000a ワグネルポットに充填し、湛水状態でイネを栽培した。6 月下旬から 8 月下旬の一定期間、灌漑水を硝酸カリウム溶液に換えて土層内硝酸態窒素濃度およびポットの窒素収支を測定した。ポット底部からの排水速度が  $0.5\text{Lpot}^{-1}\text{d}^{-1}$  (日減水深 1cm 相当) の場合、硝酸態窒素濃度が、 $50\text{mgL}^{-1}$  以下では処理期間を通して灌漑水中硝酸態窒素はおおむね全量が除去されたが、灌漑水中硝酸濃度  $100\text{mgL}^{-1}$  では一部の土壌ではポット土層内で除去されずに下部排水口から流出した。ポット内の窒素収支に基づく未回収窒素量が脱窒量に相当すると仮定すると、イネの生育期間内の平均脱窒速度は、高水準土壌で  $10\text{mgkg}^{-1}\text{d}^{-1}$  程度、低水準土壌で 4 から  $5\text{mgkg}^{-1}\text{d}^{-1}$  であった。また、灌漑水と作土内土壌溶液中硝酸態窒素濃度差および水の浸透速度から推定した脱窒率は、浄化量積算値の増加に伴って低下する傾向が見られ、さらに一日当たりの窒素負荷量が多いほど、積算値が少ない段階から脱窒速度は低下する傾向であった。脱窒速度に関するこれらの傾向は、土壌の易分解性有機物の量と分解特性に基づくものと考えた。ポットへの窒素負荷量と脱窒推定量との関係から、一般的なイネ栽培条件下での窒素負荷量に対する正味の脱窒量は、可給態窒素水準が高い土壌で  $20\text{kg}\text{ha}^{-1}$ 、可給態窒素水準が低い土壌で  $60\text{kg}\text{ha}^{-1}$  程度と推定した。

**キーワード:** 水田, 窒素浄化, 脱窒, 硝酸態窒素

## Evaluating the Denitrification Capacity of Various Soils under Submerged Conditions

Kunihiko KAMEWADA

**Summary :** To evaluate denitrification capacity as the nitrogen deputation capacity of paddy fields, soils collected from nine sites of paddy or upland fields were put into pots, and rice plants were cultivated under submerged conditions. During late June to late August in 2000 to 2003, irrigation water was replaced with  $\text{KNO}_3$  solution, followed by measurement of  $\text{NO}_3^-$ -N concentrations of the soil solution in the pots and the calculation of N budgets in the pots. In the case of pots with drainage rates from the bottom of the pot of  $0.5\text{Lpot}^{-1}\text{d}^{-1}$  (daily infiltration rate  $1\text{cmd}^{-1}$  equivalent), approximately all of the applied nitrogen was deputed in the pots with  $\text{NO}_3^-$ -N concentrations at less than  $50\text{mgL}^{-1}$ ; however, defective deputation in some soils led to differences in  $\text{NO}_3^-$ -N from the lower drain outlet of the pots to which  $100\text{mgL}^{-1}$   $\text{NO}_3^-$ -N solutions were applied. If the quantity of un-recovered nitrogen corresponded to denitrification, then the denitrification ratio during the entire period of rice planting was  $10\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{d}^{-1}$  in soils with a high denitrification capacity, or  $4 - 5\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{d}^{-1}$  in the soils with low denitrification capacity. Furthermore, the denitrification ratio, a value calculated from changes in the  $\text{NO}_3^-$ -N concentration of irrigation water and the soil solution in pots, and the water infiltration ratio decreased as integrated values of nitrogen deputation increased. Increases in daily nitrogen loading led to decreases in the integrated value of nitrogen deputation and lower rates of deputation. The denitrification ratio was assumed to be related to the quantity and quality of the easily decomposable organic carbon. The net denitrification ratios were estimated as  $20\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  for soils with lower available nitrogen contents, and  $60\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  for soils with higher available nitrogen contents.

**Key Words :** paddy field, nitrogen deputation, denitrification, nitrate

## I 緒言

水田は食料生産以外に、水質浄化、水源の涵養、土壌浸食防止、洪水防止および生物多様性の保全などの役割を果たしている。本県の水田面積は 102,800 ha であり、耕地面積の 78.7 %、県土面積の 16 % を占め<sup>22)</sup>、水田灌漑水として年間約 22 億 m<sup>3</sup> の水を必要とする。<sup>24)</sup> また、本県は那珂川、鬼怒川、渡良瀬川の水源地に位置し、それら水質の保全に責任を担っているが、都市下流域や南部畑作地域の一部では水質汚濁がみられる<sup>7,8)</sup>。一般に、水質汚濁の原因は施肥や家畜排泄物などの農業内で発生する物質や生活排水であり、原因物質は有機物と栄養塩類で、多種にわたっている<sup>10)</sup>。

これまでに単一水田または単一の用排水路系内水田群が水質に与える影響について、主にイネ生育に影響の大きい窒素およびリンの濃度変化や収支に関する調査が行われ<sup>19)</sup>、窒素は流入水の濃度が高いほど、あるいは流入水の流速が遅いほど、または地下浸透量が少ないほど、水田による浄化割合が大きいことが明らかにされている<sup>3,4,6,14,18)</sup>。水田の窒素浄化能力を、積極的に活用するための研究結果として、例えば、茶園下流の水田で灌漑期間中の水田の窒素除去能は 2.3 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup><sup>13)</sup>、または 0.95 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup><sup>2)</sup> と報告されている。また畑地と畜産業が分布するシラス台地下水の水田で流入する窒素の 25 % がイネの吸収により、また 55 % が脱窒によって除去され<sup>25)</sup>、さらにイネ栽培初期は吸収によって 5 %、脱窒によって 20 から 30 %、一方生育中後期には吸収によって 40 %、脱窒によって 50 から 55 % と報告されている<sup>15,16)</sup>。また硝酸態窒素濃度を 16 mg L<sup>-1</sup> 程度含む地下水を灌漑水に使用する水田で硝酸態窒素の濃度変化と δ<sup>15</sup>N 値の変化から灌漑水に含まれる硝酸態窒素の大部分が脱窒によって除去されたことが報告されている<sup>17)</sup>。さらに、休耕田に汚濁水を導入して水質を浄化する特許も出願され<sup>20)</sup>、また土壌の脱窒能力を活用した浄化装置が提案され<sup>26,27)</sup>、土壌の浄化能を積極的に活用することへの関心も高まっている。

本県での研究成果として、宮崎ら<sup>9)</sup>は 2001 から 2003 年に、栃木県内の水田延べ 295 地点で水質を測定し、水田から流出する水のアンモニウムおよび硝酸態窒素濃度は、流入する水の濃度にかかわらず 0.004 から 0.015 mmol L<sup>-1</sup> に収斂し、非常に高い浄化能力を有することを明らかにした<sup>9)</sup>。また市街地を貫流して汚濁が進んだ河川水を利用する水田で灌漑期に 0.13 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> の窒素浄化能力があることを明らかにした<sup>5)</sup>。

以上のように、水田で窒素がイネによる吸収と脱窒によって除去されることが各種の調査から報告されているものの、それらは断片的で窒素除去速度と土壌や用水の性質などの環境要因との関連は未解決であり、水田による窒素除去速度の予測手法も提案されるには至っていない。水田の窒素除去能力を、水質汚濁に対するリスク評価や将来の水資源の保全を前

提とした広範囲な農地、水管理の策定に活用するためには、より基礎的な窒素浄化能力の評価が必要である。そこで、栃木県内に分布する主要な水田土壌をワグネルポットに充填し、イネを栽培して土層内または排出水中の窒素濃度や窒素収支を測定し、窒素除去能力に関する一定の成果が得られたので報告する。

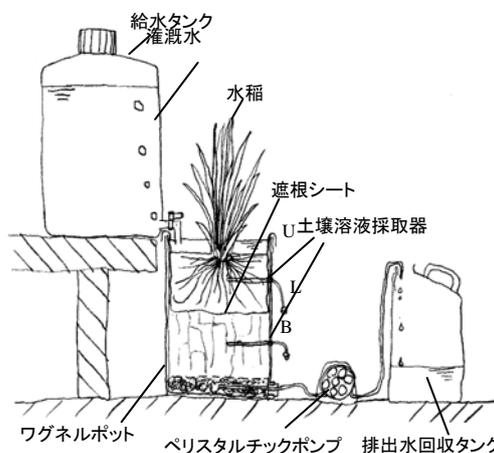
## II 試験方法

### 1. 装置

試験は、第 1 図に示すように、底部に排水口を持つ 1/2000 a ワグネルポットの底面に層厚 1 cm 程度になるようにグラスウールを充填した。その上部約 14 cm 厚に土壌を充填、鎮圧し、耕盤層とした。更にその上に土壌を 10 cm 厚程度充填し、作土層とした。作土層から耕盤層へのイネの根の侵入を防ぐため、作土層と耕盤層ならびに作土とポット側面との境界面に遮根シートを敷いた。底部排水口にはシリコン栓を介してキャピラリーチューブを接続し、ペリスタルチックポンプで一定の速度で排水した。排水は、5 L 容プラスチック製容器に回収した。また、20 L 容のプラスチック製容器に灌漑水を入れ、容器の排水口の高さを田面水位置に合わせて設置し、田面水の低下に応じて自動的に給水されるようにした。作土層中央部(表層から 5cm)および耕盤層中央部(表層から 17 cm)に土壌溶液採取用のポーラスカップをポット側面から横方向に挿入した。

### 2. 供試土壌

栃木県内の 6 地点の水田で作土土壌を採取し 4 mm の篩で篩別した。土壌の種類および採取場所を第 1 表に示した。3 種類の非黒ボク土水田は、粒径組成が細粒質と中粗粒質の灰色低地土およびグライ土を含む。また、水田に分布が少ないか無い類型として腐植の少ない黒ボク土、灰色台地土および褐色森林土を各 1 点ずつ畑地から採取し、同様に処理をして使用した。



第 1 図 装置の概要

注. U: 作土土壌溶液採取装置, L: 耕盤層土壌溶液採取装置, B: 浸透水流出部位

第1表 供試土壌の種類(2002年5月)

試料名 (採取地区)	市町名	層位	地目	土壌タイプ	ポット 充填量 kgpot <sup>-1</sup>	うち作土 kgpot <sup>-1</sup>
野沢A	宇都宮市	Ap層	水田	多腐植質多湿黒ボク土	9.81	4.12
西刑部	宇都宮市	Ap層	水田	腐植質多湿黒ボク土	8.89	3.73
大前	藤岡町	Ap層	水田	淡色多湿黒ボク土	11.02	4.63
野沢B	宇都宮市	C層	樹園地	淡色黒ボク土	9.37	3.94
名草	足利市	Ap層	普通畑	細粒灰色台地土	14.01	5.88
栗野	鹿沼市	Ap層	普通畑	礫質褐色森林土	15.44	6.48
白鳥	小山市	Ap層	水田	細粒グライ土	12.71	5.34
大塚	栃木市	Ap層	水田	細粒灰色低地土	13.97	5.87
延島	小山市	Ap層	水田	中粗粒灰色低地土	12.96	5.44

第2表 供試土壌の主な分析値(2002年5月)

試料名	T-C	T-N	pH (H <sub>2</sub> O)	可給態 窒素 <sup>注</sup>	遊離酸化鉄 Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	可給態リン酸 (Bray2) P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
	×10gkg <sup>-1</sup>	×10gkg <sup>-1</sup>		cgkg <sup>-1</sup>	×10 gkg <sup>-1</sup>	cg kg <sup>-1</sup>
野沢A	8.70	0.54	6.6	12.1	1.88	54.0
西刑部	4.67	0.43	6.5	15.1	1.08	111.6
大前	3.95	0.37	5.7	7.6	1.15	77.5
野沢B	0.49	0.05	5.3	-1.0	4.12	8.3
名草	0.96	0.21	6.5	0.6	0.90	121.1
栗野	1.75	0.22	7.1	1.0	0.96	211.2
白鳥	2.88	0.36	7.0	7.4	1.62	59.2
大塚	1.78	0.15	6.3	3.8	1.22	45.9
延島	1.48	0.12	5.7	9.6	0.46	152.3

注. 可給態窒素は風乾土4週間培養による.

第2表に各土壌の主な化学性および可給態窒素等の性質を示した. 3種類の多湿黒ボク土水田土壌の全炭素含有率は3.95から8.7×10gkg<sup>-1</sup>の範囲であった. また非黒ボク土の水田土壌の炭素含有率は1.48から2.88×10gkg<sup>-1</sup>の範囲であった. 畑地の下層土から採取した土壌の炭素含有率は0.49から1.75×10gkg<sup>-1</sup>の範囲であった. pHは5.3から7.1の範囲にあり, 野沢Bで低く栗野および白鳥で高い傾向であった. 可給態窒素は西刑部で最も高く15.1cgkg<sup>-1</sup>, 次いで野沢Aで12.1cgkg<sup>-1</sup>, 一方, 野沢Bで最も低く-1.0cgkg<sup>-1</sup>であった.

### 3. 手順

先に述べたワグネルポット内の作土に, 基肥として塩化アンモニウム1.25g(N0.25gpot<sup>-1</sup>), 熔成リン肥35g(P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>7gpot<sup>-1</sup>)および塩化カリウム1g(K<sub>2</sub>O0.6gpot<sup>-1</sup>)を混合し, 灌水後代かきをした. 各ポットにイネ(コシヒカリ)の稚苗を4本ずつ移植し

第3表 ポット試験の処理内容

実施年	試料名	硝酸カリウム溶液濃度 <sup>(注)</sup> mg N L <sup>-1</sup>	排水速度 (減水深相当)		イネ移植 月/日	イネ収穫 月/日	硝酸カリウム 溶液処理月/日	
			Lpot <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>	cmd <sup>-1</sup>			開始	終了
2000	野沢A, 大塚	0, 20, 40, 60, 80, 120	0.5	1.0	5/12	9/20	7/9	8/12
2001	野沢A, 大塚	0, 20, 50, 100	0, 0.25, 0.5, 1.0, 2.0	0, 0.5, 1.0, 2.0, 4.0	5/17	9/20	6/27	8/27
2002	野沢A, 西刑部, 大前, 野沢B, 名草, 栗野, 白鳥, 大塚, 延島	0, 20, 50, 100	0.5	1.0	5/17	9/20	6/27	8/27
2003	野沢A, 西刑部, 大前, 野沢B, 名草, 栗野, 白鳥, 大塚, 延島	0, 20, 50, 100	0.5	1.0	5/13	9/20	7/5	8/27

注. 2000年は塩化アンモニウム溶液も使用した

た後, 一定の排水速度0.5Ld<sup>-1</sup>(減水深1cmd<sup>-1</sup>相当)でペリスタルチックポンプを駆動した. 灌漑水は水道水を使用した.

試験は2000年から2003年の4年間, 土壌の種類, 灌漑水中の硝酸塩濃度またはポットからの排水速度を変えて継続した. それら条件の設定値および処理期間を第3表に示した. イネの移植は5月12日から17日の間に実施した. 移植後, しばらくの間は水道水を灌水しながら栽培し, 6月27日から7月9日の間に20L容の容器内の灌漑水を硝酸カリウム溶液に換えて8月12日から27日までの間に再度水道水に戻した. 硝酸カリウムの濃度は20から120mgNL<sup>-1</sup>とした.

### 4. 排水水および土壌溶液の分析

プラスチックタンクに残存する灌漑水量, およびポット底部からの排水量を毎日測定した. また7から14日の間隔でポット底部からの排水水ならびに作土および耕盤層の土壌溶液を採取し, pH, 酸化還元電位(Eh), 溶存有機態炭素(DOC), 硝酸態窒素(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)濃度, アンモニウム態窒素(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)濃度を測定した. pHはガラス電極法で, DOCは燃焼法(島津TOC VCSN)で, 硝酸態窒素はフェノールジスルホン酸法, アンモニウム態窒素はインドフェノール青法で測定した<sup>12)</sup>.

### 5. 土壌の主な化学性

土壌の全炭素および全窒素含有率は乾式燃焼法(SUMIGRAPH NC-80AUTO)で測定した. pHはガラス電極法(水/土壌=2.5)で, 可給態窒素は4週間培養法で, 遊離酸化鉄はジチオオナイト-クエン酸塩還元溶解法で, 可給態リン酸はBray No.2法でそれぞれ測定した<sup>11)</sup>.

### 6. 脱窒酵素活性

2003年7月10日にポット内作土層から採取した生土の脱窒酵素活性をアセチレン阻害法<sup>21)</sup>で測定した. つまり, 生土20gと培養液20mLを100mL容の三角フラスコに入れ, 三方コックを具えたブチルゴム栓を取り付けた後, 窒素を3分間程度通気してヘッドスペースの空気を窒素に置換し, さらにアセチレンガスを10mL添加した後5秒間程度コックを解放してフラスコ内の圧力を大気圧とした. 回転型振とう器でおおよそ150

rpm の速度で振とうしながら三角フラスコのヘッドスペースの亜酸化窒素濃度を 4 時間以内に 4 回採取し、ECD 検出器付きガスクロマトグラフ(Hewlett-Packard HP5890 II)で濃度を測定し、亜酸化窒素発生フラックスを求めた。振とう器とガスクロマトグラフは 25 °C に維持された室内に設置して測定を行った。なお、培養液 1L は硝酸カリウム 0.721 g、グルコース 1.8 g およびクロラムフェニコール 0.225 g を含む。

### 7. イネの収量調査および収穫物の分析

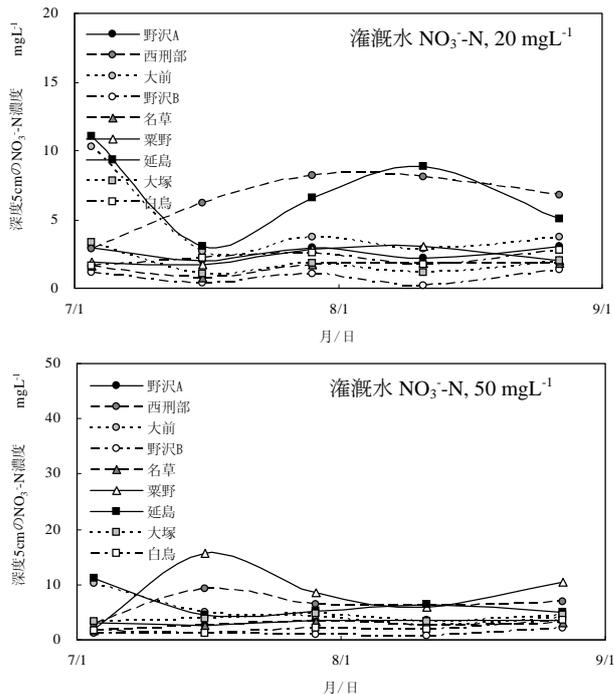
イネは毎年 9 月 20 日に地際から刈り取り、風乾後、慣例にしたがって収量などの調査を実施した。わらおよび玄米をそれぞれ粉碎後、0.5 g の試料に硫酸銅と硫酸カリウムを混合した分解促進剤および 10 mL の硫酸を添加してケルダール法で分解し、プレムナー蒸留装置で蒸留後 1/400 molL<sup>-1</sup> 硫酸で滴定して窒素含有率を測定した<sup>11)</sup>。なお、籾殻の窒素含有率はわらと同様とみなした。

## III 結果および考察

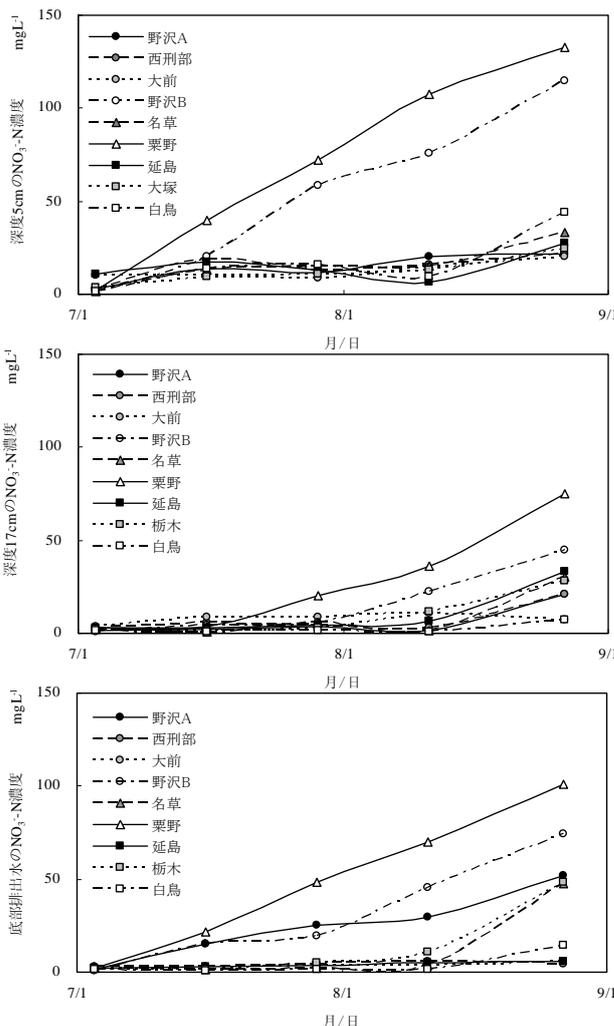
2003 年に実施した 9 種の土壤を用いた実験における土層内土壤溶液および排水水中の硝酸態窒素濃度の推移を第 2 図および第 3 図に示した。

灌漑水の硝酸態窒素濃度が 20 mgL<sup>-1</sup> および 50 mgL<sup>-1</sup> の作土(深度 5cm)土壤溶液中硝酸態窒素濃度は、延島および西刑部土壤で試験開始直後にやや高く、充填土壤の硝酸態窒素濃度が高かったものと考えられる。栗野土壤で 7 月中旬にやや上昇したものの、他の土壤では測定全期間を通して 10 mgL<sup>-1</sup> 未満で推移した。それら測定値は、灌漑水の濃度から大幅に低下、灌漑水の硝酸態窒素濃度が 20 mgL<sup>-1</sup> および 50 mgL<sup>-1</sup> の場合、いずれの土壤でも灌漑水由来硝酸のおおむね全量が処理期間をとおして継続的に、田面水中または表層から土壤溶液採取装置が設置された深度 5cm までの間に除去されたことを示している。硝酸態窒素は、水田の田面水および作土内で、a 土壤による吸着、b イネによる選択的吸収、c 有機化および d 脱窒の作用を受ける。硝酸態窒素は酸化還元電位 -200mV 以下では安定的に存在し得ないので、還元状態にある水田作土内で吸着は生じない。したがって、消失した硝酸態窒素はイネの根に吸収されたか、または土壤中の微生物によって有機化または脱窒され、液相中から除去されたものと考えられる。

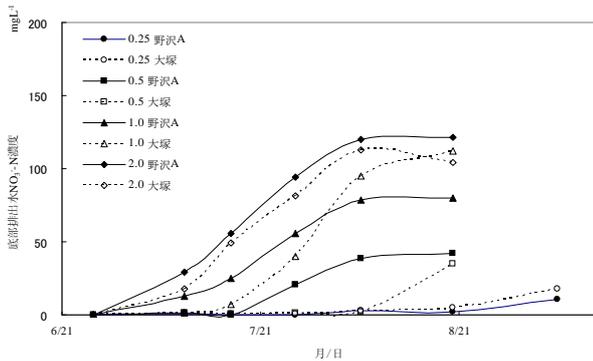
一方、灌漑水硝酸態窒素濃度が 100 mgL<sup>-1</sup> の場合、栗野および野沢 B で処理直後から作土内の硝酸態窒素濃度が上昇し、この条件では、表層から 5cm までの土層内で灌漑水中硝酸態窒素の全量は除去されないことが示された。一方、西刑部および延島のポット底部排水水中硝酸態窒素濃度は、溶液処理終了(8/27)まで 10 mgL<sup>-1</sup> 未満で、濃度上昇は観察されな



第 2 図 灌漑水硝酸態窒素濃度 20 mgL<sup>-1</sup> および 50 mgL<sup>-1</sup> 処理の作土(深度 5cm)土壤溶液硝酸態窒素濃度の推移(2003 年)



第 3 図 灌漑水硝酸濃度 100 mgL<sup>-1</sup> 処理の深さ別土壤溶液硝酸態窒素濃度の推移(2003 年)



第4図 排水速度の違いによる排水中硝酸態窒素濃度の推移(2001年, 灌漑水中硝酸態窒素濃度は100mgL<sup>-1</sup>)

注. 凡例の値は排水速度 Lpot<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>

かった。

100 mgL<sup>-1</sup> 処理の栗野および野沢 B の耕盤層(深度 17cm) 土壌溶液および底部排水中硝酸態窒素濃度は作土の土壌溶液中濃度と同様に, 処理開始直後から上昇し, 底部排水は処理終了の 8/27 には灌漑水と同程度の濃度まで上昇した。また, 耕盤層土壌溶液中硝酸態窒素濃度は, 作土または底部排水の濃度よりも低い傾向にあった。作土と耕盤層の境界には遮根シートがあり, イネの根による吸収は無視できるので, 酸化的条件下の耕盤層での吸着によって, 耕盤層の土壌溶液中硝酸態窒素濃度が低下したものと考えられる。さらに, 100 mgL<sup>-1</sup> 処理の野沢 A の作土土壌溶液中硝酸態窒素濃度は終始低水準であったのに対し, 底部排水硝酸態窒素濃度は試験開始直後から徐々に上昇した。耕盤層または耕盤下層での無機化によって供給された硝酸が反映されたものと考えられる。

第4図に, 2001年に硝酸態窒素 100 mgL<sup>-1</sup> の溶液を灌漑し, 排水速度を変えた場合のポット底部排水中硝酸態窒素濃度の推移を示した。排水速度 2 Lpot<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> (減水深相当 4 cmd<sup>-1</sup>) では両土壌ともに処理直後から排水中硝酸態窒素濃度が上昇したものの, 排水速度 0.5 Lpot<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> では処理開始 2 か月程度は硝酸態窒素濃度の上昇は観測されなかった。また, いずれの排水速度でも, 大塚よりも野沢 A で上昇する時期が早かった。

以上のように, 灌漑水中硝酸態窒素濃度またはポット土壌内の排水速度を変えた実験の結果から, 黒ボク土, 灰色低地土ともに硝酸態窒素濃度が高いほど, または排水速度が速いほど, 作土内硝酸態窒素濃度が上昇する時期が早く, 硝酸態窒素の除去速度に上限があるととも

に, 除去履歴によって除去速度が低下することが示された。

田面水の硝酸態窒素またはアンモニウム態窒素濃度の推移を 24 時間測定した結果を第 5 図に示した。硝酸態窒素, アンモニウム態窒素ともに, 灌漑水中窒素濃度が 40 mgL<sup>-1</sup> 以下で経時的に濃度は低下し, 窒素の除去には田面水中での反応も重要であることが示された。第 3 図で, 灌漑水の硝酸態窒素濃度が 100 mgL<sup>-1</sup> の作土内土壌溶液が初期濃度よりも上昇し, また第 5 図で灌漑水硝酸態窒素濃度 80 mgL<sup>-1</sup> で田面水中の濃度の上昇が見られる。これらの結果は, イネによる排除的(負の選択的)硝酸態窒素吸収および蒸散による田面水中硝酸態窒素濃度の上昇速度が有機化および脱窒による濃度の低下速度を上回ったためであり, その平衡濃度は, 第 3 図および第 5 図に示した結果から 50 mgL<sup>-1</sup> と 80 mgL<sup>-1</sup> の間にあるものと推測される。

2003 年の窒素投入量と窒素未回収量との関係を, 第 6 図に示した。窒素未回収量は次式により求めた。

$$\text{窒素未回収量} = \text{窒素投入量} - \text{窒素回収量} \quad (\text{式 1})$$

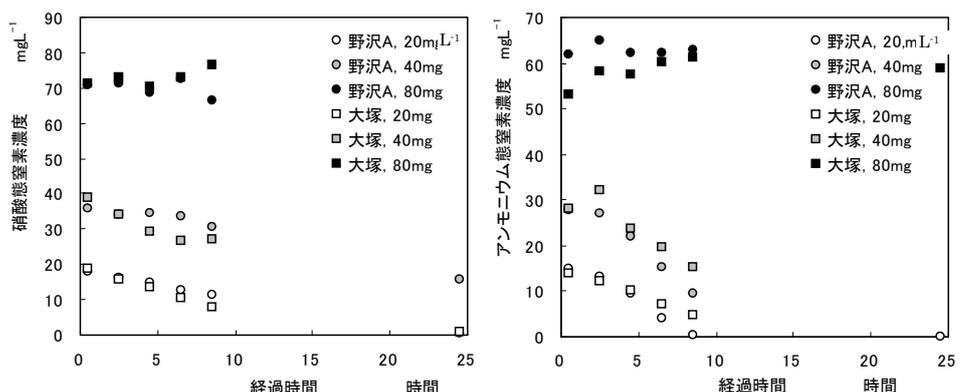
$$\text{窒素投入量} = \text{無機態窒素土壌初期保持量} + \text{基肥} + \text{給水由来} + \text{土壌からの無機化} \quad (\text{式 1a})$$

$$\text{窒素回収量} = \text{イネによる吸収量} + \text{排水由来} + \text{土壌残存量} \quad (\text{式 1b})$$

ただし, 土壌からの無機化量は無窒素栽培による吸収量から灌漑水由来を差し引いた値。また, 土壌残存量はリン酸緩衝液抽出窒素量の試験の実測値。

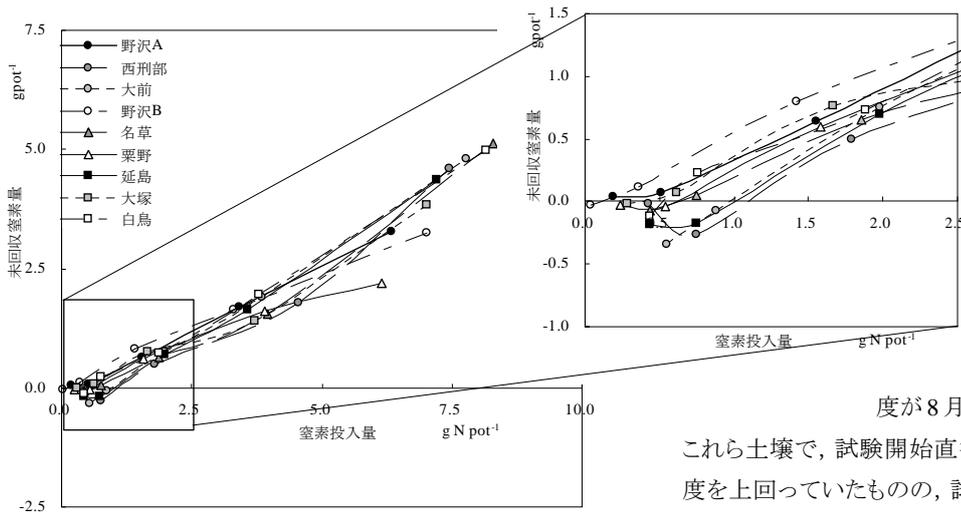
窒素未回収量の最大値が最も低いのは栗野で 2.0 gpot<sup>-1</sup>, 次いで野沢 B で 3.0 gpot<sup>-1</sup> 程度であった。これら土壌では窒素投入量の増加に伴って窒素未回収量が頭打ちとなっているので, これら値が上限に近いものと考えられる。一方, 名草, 白鳥, 大前, 西刑部, 延島は, 窒素未回収量の最高値がそれぞれ 4.0 から 5.0 gpot<sup>-1</sup> 程度で, この領域でも窒素未回収量は直線的に上昇する傾向にあり, 上限値はより高いものと考えられる。

これらポット試験による窒素未回収量を脱窒量とみなし, また脱窒は全て作土内で生じていると仮定すると, 各ポットの作土



第5図 田面水中硝酸態窒素およびアンモニウム態窒素濃度の推移(2000年8月1日から2日)

注. 凡例の数値は灌漑水中硝酸態窒素濃度

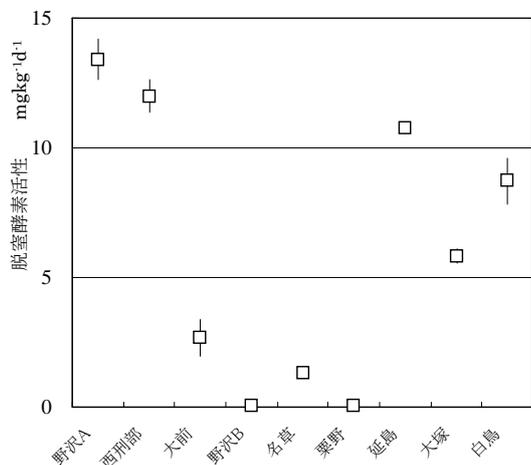


第 6 図 窒素投入量と未回収窒素量の関係(2003 年)

の土壌の質量は 5kg 前後なので、イネ生育期間 106 日間の脱窒速度平均値は、低水準の栗野および野沢 B で 4 から 6  $\text{mgkg}^{-1}\text{d}^{-1}$ 、高水準の名草、白鳥、大前、西刑部、延島では 10  $\text{mgkg}^{-1}\text{d}^{-1}$  程度である。

一方、投入量が 0 から 2.5  $\text{mgpot}^{-1}$  程度の低水準領域での窒素未回収量は窒素投入量高水準での傾向とは異なり、相対的に野沢 B が高く、西刑部、大前および延島で低かった。脱窒能力が高い土壌は同時に可給態窒素測定値に基づく無機化窒素量が多く、窒素投入量が低い領域で、未回収窒素量が小さくなったものと考えられる。

2003 年 7 月 10 日(灌水 50 日後)の作土のアセチレン阻害法による脱窒酵素活性を第 7 図に示した。野沢 A、西刑部、延島および白鳥で 8 から 13  $\text{mgkg}^{-1}\text{d}^{-1}$  と高く、野沢 B、名草および栗野で 2  $\text{mgkg}^{-1}\text{d}^{-1}$  未満と低かった。これら土壌間の傾向はポット試験による未回収窒素とおおむね同様であった。また、野沢 B や栗野等、脱窒酵素活性低水準土壌の値は、ポット試験による測定値よりも大幅に値が小さかったものの、白鳥、西刑部および延島等の脱窒酵素活性高水準土壌の値は、ポット試験での最大値とおおむね同水準であった。



第 7 図 各土壌の脱窒酵素活性(2003 年 7 月 10 日)  
注. 3 反復の平均値と標準偏差値

第 3 図によれば、野沢 B および栗野は灌漑水を硝酸カリウム溶液に換えた直後から作土土壤溶液または排出水の硝酸態窒素濃度が上昇し始め、試験開始直後から、脱窒能力が硝酸態窒素の供給速度を下回った。一方、野沢 A、名草および大塚では排出水中硝酸濃

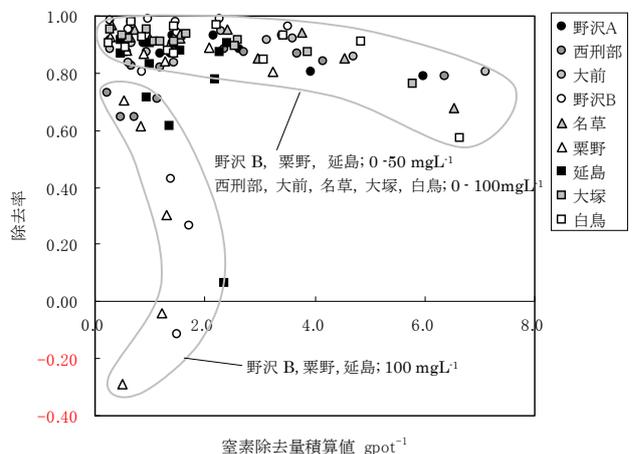
度が 8 月中旬以降に上昇し始めた。これは、これら土壌で、試験開始直後は窒素除去速度が窒素供給速度を上回っていたものの、試験の経過に伴って、窒素除去速度が徐々に低下したことを示している。

作土内での硝酸態窒素濃度の低下の程度を窒素除去率として次式により計算し、除去量積算値との関係を第 8 図に示した。

作土の窒素除去率 = (灌漑水の硝酸態窒素濃度 - 作土の硝酸態窒素濃度) / 灌漑水の硝酸態窒素濃度 (式 2)

野沢 B、栗野および延島以外の土壌では、除去量積算値が 5  $\text{gpot}^{-1}$  程度までは灌漑水の硝酸態窒素濃度にかかわらず、除去率はおおむね 0.8 以上が維持され、積算値がそれを超えると 0.8 を下回るようになる。一方、野沢 B、栗野および延島では灌漑水の硝酸態窒素濃度が 50  $\text{mgL}^{-1}$  以下では除去量積算値が 3  $\text{gpot}^{-1}$  を超えるまで除去率 0.8 以上が維持されるが、灌漑水中硝酸態窒素濃度 100  $\text{mgL}^{-1}$  では除去量積算値が 0.2  $\text{gpot}^{-1}$  程度の極めて小さい時期から窒素除去率が極端に低下する。

水田の窒素除去機能の主要因の一つである脱窒の速度は、脱窒菌の密度および電子供与体からの電子供給速度に規定され、さらに、電子は有機物の分解によって供給されるとされる<sup>1)</sup>。したがって、継続的な窒素の除去には有機物の分解速度と量によって性格付けられる有機物分解特性が大きく影響する



第 8 図 作土での窒素除去量積算値と窒素除去率の関係(2003 年)

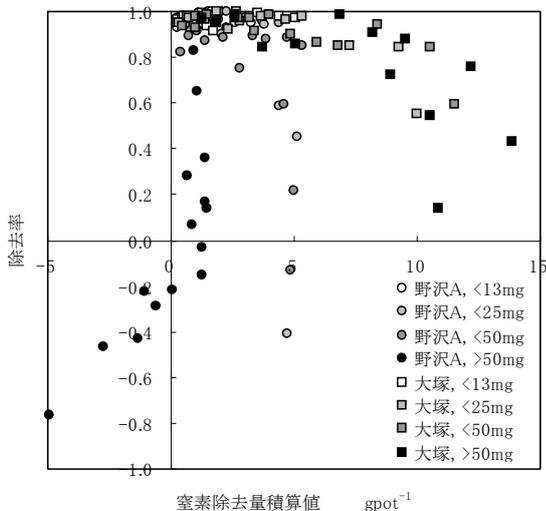
ものと考えられる。

単位時間内にポットに流入する窒素の量、つまり窒素負荷強度を、灌漑水の濃度と供給量から算出し第4表に示した。第2および3図で示したように、排水速度0.5Lpot<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>の条件下で、野沢B、栗野および延島では、灌漑水中硝酸態窒素濃度50mgL<sup>-1</sup>まで窒素除去が継続的に進む。したがって、これら土壌では、窒素負荷強度が54, 61または52 mgpot<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>までは継続的に土壌中有機物の分解が継続するものの、それ以上の負荷強度ではその分解速度が不十分になると解釈できる。一方、第8図に示したように、他の土壌では灌漑水中硝酸態窒素濃度100mgL<sup>-1</sup>でも窒素除去が継続する。つまり窒素負荷強度107(野沢A)から138 mgpot<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>(名草)でも積算除去量が4から5 gpot<sup>-1</sup>に達するまでは、土壌中有機物の分解と電子の供給が継続することを示している。

第9図には2001年に灌漑水中硝酸態窒素濃度は20から100 mgL<sup>-1</sup>、排水速度は0.25から2.0 Ld<sup>-1</sup>で測定した結果に基づく窒素除去量積算値と窒素除去率の関係を、窒素負荷強度の程度ごとにシンボルを区別して示した。野沢Aは窒素負

第4表 硝酸態窒素の供給速度(窒素負荷強度, 2003年)

試料名	mgpot <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>			
	0	20	50	100
野沢A	0	19	53	107
西刑部	0	19	70	124
大前	0	20	55	127
野沢B	0	18	54	122
名草	0	20	58	138
栗野	0	19	61	103
延島	0	22	52	118
大塚	0	19	56	117
白鳥	0	22	55	135

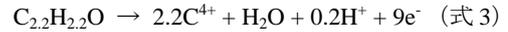


第9図 浸透速度と灌漑水中硝酸濃度を変えた処理における作土での窒素除去積算値と窒素除去率の関係(2001年)

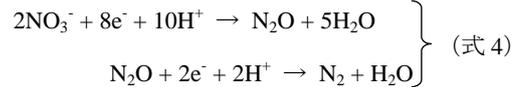
注1.灌漑水硝酸カルウム濃度 20, 50 および 100mg N L<sup>-1</sup>, 排水速度 0.25, 0.5, 1.0 および 2.0Ld<sup>-1</sup>の組み合わせによる。  
注2.凡例の値は窒素負荷強度 mgpot<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>

荷強度 50 mgpot<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>程度で窒素負荷を継続すると、窒素除去量積算値が5 gpot<sup>-1</sup>程度で除去率が低下するのに対し、大塚では窒素負荷強度が>50 mgpot<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>でも除去量積算値10 gpot<sup>-1</sup>程度まで相対的に高い除去率が維持された。

土壌有機物の分解は、一般的な土壌中有機物の組成に基づき次式(式3)によると仮定する<sup>1)</sup>。

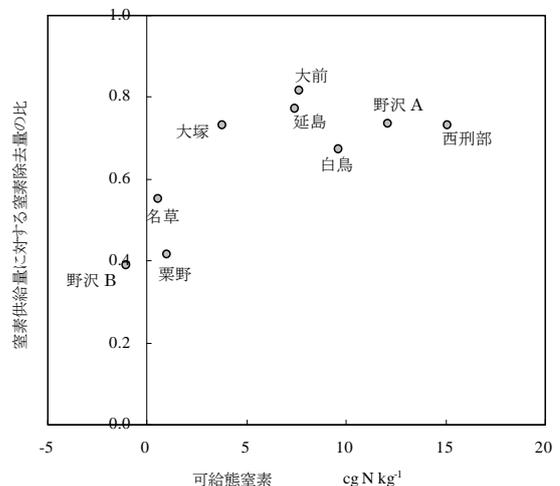


また、脱窒は一般に次式(式4)による。



式3および式4から、脱窒に関わるNとCの比率(C/N)は、モルベースで1.80、質量ベースで1.05である。したがって、ポット試験での名草、白鳥、大前、西刑部および延島土壌の窒素収支に基づく未回収窒素量約5 gpot<sup>-1</sup>が作土内脱窒によると仮定すると、作土の土壌質量は5 kg前後なので、土壌質量当たりの脱窒量1000 mgkg<sup>-1</sup>に要する易分解性有機態炭素の量は約1050 mgkg<sup>-1</sup>である。さらに、土壌有機物のC/Nは12程度で一定なので、易分解性有機物の分解に伴って放出されるC/Nも同様に12と仮定すると、易分解性有機物の分解に伴って放出される炭素1050 mgkg<sup>-1</sup>と同時に放出される窒素は88 mgkg<sup>-1</sup>と推定される。同様に、未回収窒素量が低い野沢B、栗野および延島で炭素と同時に放出される窒素は、40 mgkg<sup>-1</sup>と推定される。これら値は、水田での窒素収支に係る過去の報告などに比較して、妥当な値と評価できる。したがって、土壌が一定期間内に脱窒できる脱窒容量は、土壌の易分解性有機物の含有率で評価できる可能性が高い。

30°C、4週間培養による可給態窒素含量と窒素除去率(添加した窒素量に対する除去窒素量の比)の関係を第10図に示した。可給態窒素が4 cgkg<sup>-1</sup>以上では除去率に違いは無いものの、可給態窒素がそれ以下の野沢B、栗野および名草の



第10図 可給態窒素と窒素除去供給量比(2003年)

窒素除去率は、他の土壌よりも低く、脱窒速度が土壌の易分解性窒素含有率に規定され、可給態窒素含有率で推定できることが示された。

以上のとおり、土壌の脱窒能力は、土壌の種類間差があり、単位時間内に分解される易分解性窒素の含有率と関連が深く、土壌の脱窒特性の把握には、易分解性有機物の含有率と分解特性の把握が重要であることを示している。

一般の水田の窒素投入量は、化学肥料由来  $80 \text{ kg ha}^{-1}$ <sup>23)</sup>、給水由来  $16 \text{ kg ha}^{-1}$  (2003 年野沢 A 実測値、硝酸態窒素  $3.2 \text{ mg L}^{-1}$  の灌漑水使用)、さらに土壌からの無機化由来は、第 2 表に示した可給態窒素含量が最も大きい西刑部で  $151 \text{ kg ha}^{-1}$  で、計  $247 \text{ kg ha}^{-1} = 1.23 \text{ g pot}^{-1}$  と仮定すると、第 6 図に示した西刑部の傾向線から、この窒素投入量に相当する未回収窒素量は  $0.1 \text{ kg pot}^{-1}$  ( $= 20 \text{ kg ha}^{-1}$ )前後である。一方、水田土壌の中で可給態窒素水準が最も低い大塚土壌からの無機化量は  $38 \text{ kg ha}^{-1}$  なので、窒素投入量合計値は  $134 \text{ kg ha}^{-1}$  ( $= 0.67 \text{ g pot}^{-1}$ )で、第 6 図の大塚の傾向線から、未回収窒素量は  $0.3 \text{ kg pot}^{-1}$  ( $= 60 \text{ kg ha}^{-1}$ )程度と推定される。

## 引用文献

1. Bohn H L, McNeal B L, O'Connor G A eds (1985) Oxidation and reduction. In Soil Chemistry, 2<sup>nd</sup> edn. pp.265-266, Wiley Inter-Science, New York
2. 長谷川清善(1985)茶園・水田連鎖地形における富栄養化成分の行動, 滋賀農試研報:26, 34-41
3. 平山 力・酒井 一(1985)水田からの肥料成分の流出とその対策第1報水田からの肥料成分の流出. 茨城農試研報 25:133-145.
4. 伊藤 信(1985)水田の水浄化能に関する研究. 農研センター研報 5:119-145.
5. 岩崎慎也・森聖二・関和孝博(1998) 水田による生活排水の水質浄化, 栃木農試研報 47:17-28
6. 金木亮一・矢部勝彦・小谷廣道・岩間憲治(2001)田面水の窒素・リン濃度に及ぼす代かき, 施肥および土壌の種類の影響. 土肥誌 73:125-133.
7. 宮崎成生・青木一郎・鈴木聡(1994)栃木県における農業用水の水質実態調査. 栃木農試研報 42:35-44.
8. 宮崎成生(2000)栃木県南部畑作地帯の地下水水質の実態ならびに多量施肥による水質およびユウガオ収量への影響. 栃木農試研報 49:47-57.
9. 宮崎成生・亀和田國彦・岩崎慎也(2006)水田を通過する農業用水の水質変化の実態, 栃木農試研報 55:45-55.
10. 森川昌記・松岡義浩(1984)水質汚濁がイネに及ぼす影響 第 2 報水田における汚濁成分の動態, 千葉農試研報 25:137-144.
11. 日本土壌協会(2001)土壌機能モニタリング調査のための土壌, 水質及び植物体分析法, pp33, 79, 86, 250, 日本土壌協会, 東京.
12. 日本工業規格(1998)工場排水試験法
13. 新良力也・渥美和彦・宮地直道(2005)静岡県牧ノ原台地の茶園地帯における硝酸態窒素の流出量と水田による除去可能性, 土肥誌 76:901-904.
14. 西沢良一・中田均・勝木依正(1979)機械移植イネの効率的施肥法に関する研究. 滋賀農試研報 21:1-20.
15. 小川吉雄・酒井 一(1985)水田における窒素浄化機能の解明, 土肥誌 56:1-9.
16. 小山田勉・小林 学(1989)水田の水質浄化機能に関する研究(1)灌漑水によって流入した硝酸態窒素の黒ボク土壌における浄化, 茨城農試研報 28:85-101.
17. 朴 光来・日高 伸・熊沢喜久雄(1998)水田表面水中における  $\text{NO}_3^-$ -窒素と  $\delta^{15}\text{N}$  値, 土肥誌 69:287-292.
18. 佐藤紀男・田口明広(2000)福島県の灰色低地土水田における代かき後の田面水の水質変化. 土肥誌 71:866-873.
19. 田淵俊雄・高村義親(1985)集水域からの窒素・リンの流出:東京大学出版, 東京.
20. 高田 誠・細見 正明・中井 智司・周 勝(2005)休耕田を利用した水質浄化方法, 特許コード P07A010367.
21. Tiedja J M (1994) Denitrification enzyme activity. In method of Soil Analysis 2. Microbiological and Biological Properties. Ed. J M Bigham, pp.256-257, Soil Science Society of America, Madison.
22. 栃木県(2005)平成 16 年度首都圏農業推進計画 21 レポート[統計資料編]:1,12.
23. 栃木県(2006)農作物施肥基準, pp.8-11, 栃木県, 宇都宮.
24. 栃木県企画部水資源対策室(2003)とちぎの水, pp. 11, 栃木県, 宇都宮.
25. 上菌一郎・長友誠・上之菌茂・中園充紀・上村幸廣(2003)シラス台地における灌漑水含有窒素の低減化, 鹿児島農試研報 31:31-37.
26. 若月利之・小村修一・安部裕治(1989)多段土壌層法による生活排水中の窒素, リンおよびBOD成分の除去とその浄化能の評価, 土肥誌 60:335-344.
27. 若月利之・小村修一・安部裕治(1990)浄化装置充填土壌資材の浄化機能と耐用年数, 土肥誌 61:78-84.