

近年の日本・都道府県における窒素・リン酸フローと余剰窒素・リン酸の傾向に関する算出方法とデータベースおよび運用例

三島慎一郎*・神山和則**

(平成 22 年 2 月 16 日受理)

本稿ではアンケートデータや統計データから農業生産に関する窒素・リン酸収支を求めるための方法確立し、算出結果を表計算ソフト上に収録しデータベース化を行った。ここには、都道府県ごとに、耕種として水田・畑・野菜・果樹・茶・飼料作物に関して生産のために投入される窒素・リン酸と作物生産量、収支が収録されている。また畜種に関しては家畜ふん尿窒素・リン酸の排泄量、堆肥としての利用量、廃棄量、堆肥化過程の窒素消失量を収録している。都道府県を単位として、作目・農業生産全体での窒素・リン酸収支の傾向を見ると、化学肥料の投入の減少に伴って農地表面での窒素・リン酸収支は減少したが、農業生産量は変化が無かった。家畜ふん尿の利用は減少しつつあり、廃棄は増えていた。作目別に見ると野菜での施肥が増加しており、地域によってはこれまで最も化学肥料の施用が多かった茶を超える場合も見られた。野菜への施肥を削減することが重要になるであろう。本データベースの値を原単位として、県内での窒素・リン酸過剰（欠乏）を表示することも可能であり、分布には窒素とリン酸で違いがあった。

I はじめに

作物生産において、窒素施肥は基本的かつ本質的な位置を占める。世界における窒素肥料消費の伸びと食糧生産の伸びの間には有意な正の相関があり、食料需要を満たすためには重要な役割を果たすことになると考えられる（川島，2000）。一方で過剰な施用は水圏の富栄養化や過度の温室効果ガス（亜酸化窒素）の発生といった問題を引き起こす。

西尾（2003）は、作物ごとに窒素負荷原単位を算定し、市町村面積や降水量から、観測井戸の水質が基準値を超過する割合や地下水中の窒素濃度を推定する手法を開発した。Mishima et al. (2009) は、各都道府県の農業生産で余剰となる窒素が降水量から可能蒸発散量を差し引いて求められる余剰水に全量溶解出した場合の窒素濃度と都道府県での観測井戸のうち水質基準を超過する井戸の割合との間に有意な正の相関関係があることを示した。このことは、他の人為影響も考えられるものの、農

業由来の余剰窒素は地下水水質に明らかに影響を与えていることを示す。

日本温室効果ガスインベントリオフィス（2008）は、家畜ふん尿の管理、農地への化学肥料と堆肥の施用量から日本における農業由来の亜酸化窒素発生量を二酸化炭素換算で 25Tg と推定しており、人為由来の亜酸化窒素発生量の 46% を占めることを示した。この中で家畜ふん尿の管理過程でのアンモニア態窒素の散逸を畜種により 10–30% としているが、三島ら（2008）は、家畜ふん尿中のリン酸の量を基準に排泄から堆肥化完了後までにはより多くの窒素が消失していることを述べている。このことは、散逸した窒素の沈着による畜産における間接的な亜酸化窒素発生量が従来より高く、作物生産における堆肥投入に伴う直接的な亜酸化窒素発生量が従来より低いことを示すと考えられる。

リン酸もまた作物生産において重要な位置を占めている。日本に多い黒ボク土ではリン酸の吸着能力が強いためリン酸の多量の投入が行われて来た。かつては可給態

*（独）農業環境技術研究所 物質循環研究領域

**（独）農業環境技術研究所 農業環境インベントリーセンター

リン酸の少ない土壌が多かったが(吉池, 1983)、今日では過剰な土壌が特に施設土壌で多く見られるようになっている(小原, 2000)。農地からのリン酸の流出は少ないとの見積りはあるものの(Mishima et al., 2003)、過剰に蓄積した場合急激な地下浸透が発生することを通して(Hechratch et al., 1995)、または台風や梅雨時期、激しい雷雨の場合に多くのリン酸が蓄積した表面流去による表土の侵蝕に伴って環境中に流出した場合に(大橋, 1989)、環境の富栄養化を促す危険性を高める(Mishima et al., 2003)。一部の作物に過剰障害が見られることが報告されており(河合ら, 1993、吉倉ら, 1987、桑名ら, 1988、甲斐ら, 1989)、また過剰障害が発生しない場合でも可給態リン酸が多く存在する土壌では施肥リン酸の肥料としての効果が低下することから(黒柳ら, 1989、1990、1991)、諸外国のリン鉱石資源の戦略資源への転換とコスト高騰の折、適切な施用が望まれる。

本稿では、日本全体で見た場合の耕地面積当たりの作物生産が下降線をたどり始めた1985年以降の農業生産に関する窒素・リン酸フローの都道府県別推計方法と畜種・作目別窒素・リン酸フローの原単位化に関して記載する。また、その原単位の活用例に関しても記載する。

II 窒素・リン酸フローの算出方法

1 データ収録年度

データの収録は1985年から2005年まで5か年おきの統計情報を収集し計算してデータベース化した。

2 窒素フローモデル

窒素フローモデルを図1に示す。

乳牛・肉牛・豚・採卵鶏・肉用鶏から排泄されたふん・尿は、堆肥化・貯留・焼却・浄化といった処理をされ、乳牛ふん尿・肉牛ふん尿・豚ふん尿・採卵鶏ふん・肉用鶏ふん堆肥として農地に施用されるか、何らかの形で環境中に放出され未利用となる。未利用は、焼却処分、廃棄や行き先不明を含む。また、処理の間に窒素は主にア

ンモニアの形で消失する。

水田は化学肥料を、畑地・野菜・果樹・茶・飼料作物は化学肥料と家畜ふん尿堆肥を受け取って、作物の主産物(収穫部分)と副産物(収穫物以外の部分)を生産する。主産物は農地から持ち出され、副産物は農地に還元される。このほか、脱窒、窒素固定、灌漑水による窒素流入といった自然に発生する窒素のフローがある。農地に投入される化学肥料と家畜ふん尿堆肥、副産物、自然に発生する窒素の流入から、主産物と副産物、脱窒を差し引いたものが、農地での窒素収支となる。

農地での窒素収支に、未利用となる家畜ふん尿を足した窒素量が農業生産で余剰となる窒素である。

3 国・各都道府県での各窒素フロー算出のためのデータソースと算出方法

(1) 作物生産

作物生産量(Y: Mg)は、当該年に関して記載のある農林水産省統計を使用した。記載される作物は70種以上にわたる。それぞれの主産物部分の含水率(W_{crop} : %)と窒素含有率(N_{crop} : %)、リン酸含有率(P_{crop} : %)は五訂食品標準成分表と尾和(1996)から引用した。主産物に対する副産物の割合($R_{by-product}$: 草本の作物の場合)または単位面積当たりの副産物量($A_{by-product}$: kg ha⁻¹ 果樹の場合)は、松本(2001)から引用した。その窒素含有率($N_{by-product}$: %)とリン酸含有率($P_{by-product}$: %)は、70種以上の作物は、水稲・畑作物・野菜・果樹・茶・飼料作物の6作目にまとめて扱う。1995年の個別の作物とその6作目への割り当て、主産物の含水率と窒素含有率、乾物換算の主産物に対する副産物の割合、副産物の窒素含有率を表1に示す。

主産物中の窒素($CropN$: kgN ha⁻¹)とリン酸($CropP$: kgP ha⁻¹)の量は下の式で求め、作目に含まれる作物種(i)を集めて作目ごとに集計した。

$$CropN = \frac{\sum_i (Y_i \times \frac{(100 - W_{crop i})}{100} \times \frac{N_{crop i}}{100})}{\sum_i PA_i} \times 1000 \quad (1)$$

$$CropP = \frac{\sum_i (Y_i \times \frac{(100 - W_{crop i})}{100} \times \frac{P_{crop i}}{100})}{\sum_i PA_i} \times 1000 \quad (2)$$

ここで、PAは各作物の作付面積(単位: ha)である。主産物全体での窒素・リン酸量($CropN_{total}$, $CropP_{total}$)は、耕地面積(CA、単位: ha)を母数として求めた。

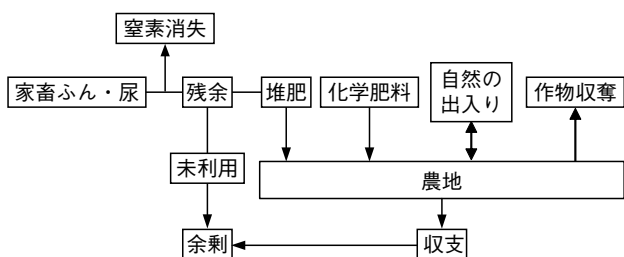


図1 窒素・リン酸フローのフレームワーク

表1 作物種、区分（作目）、および各作物のN、P含有率（1995年版・全国値）

	区分(作目)	作付面積 (ha)	収量 (Mg)	含水率 (%)	N (%)	P (%)
水稻	水稻	2,106,000	10,724,000	15.5	1.2	0.6
陸稲	畑作物	11,600	24,300	15.5	1.9	0.8
小麦	畑作物	151,300	443,600	13.5	1.9	0.8
二条大麦	畑作物	51,300	192,400	14.0	1.3	0.6
六条大麦	畑作物	3,770	12,200	14.0	1.6	0.8
ライ麦	畑作物	3,800	13,600	14.0	2.0	0.9
甘藷	畑作物	49,400	1,181,000	68.2	0.6	0.3
大豆	畑作物	68,600	119,000	12.5	6.4	1.5
小豆	畑作物	51,200	93,800	15.5	3.5	0.9
インゲン	畑作物	19,600	44,300	93.1	5.6	1.7
ピーナツ	畑作物	13,800	26,100	6.2	4.3	0.9
ソバ	畑作物	22,600	21,100	14.5	2.0	0.9
コンニャク芋	畑作物	6,276	76,200	57.7	1.5	0.4
ビート	畑作物	70,000	3,818,000	86.4	0.6	0.3
サトウキビ	畑作物	24,100	1,622,000	71.7	0.3	0.2
ナタネ	畑作物	551	1,170	89.8	4.1	1.5
タバコ	畑作物	26,400	70,400	76.7	3.7	1.6
イグサ	畑作物	5,960	68,200	77.9	1.5	0.3
大根	野菜	53,300	2,148,000	94.5	2.0	1.1
ニンジン	野菜	24,500	724,700	90.4	1.4	0.6
カブ	野菜	12,800	231,600	78.6	3.2	1.4
レンコン	野菜	5,360	81,000	81.2	9.6	1.0
里芋	野菜	22,400	254,300	83.0	1.3	0.6
白菜	野菜	25,700	1,163,000	95.9	3.8	1.4
キャベツ	野菜	39,300	1,544,000	92.4	3.4	1.0
ネギ	野菜	24,600	533,500	91.8	3.7	0.9
玉ねぎ	野菜	27,000	1,278,000	90.4	1.8	0.9
ナス	野菜	17,310	688,600	94.1	2.8	1.0
ナス（ハウス栽培）	野菜	2,710	210,200	94.1	2.8	1.0
トマト	野菜	21,360	1,304,900	95.0	1.9	0.9
トマト（ハウス栽培）	野菜	7,660	551,800	95.0	1.9	0.9
キュウリ	野菜	25,000	1,374,500	96.2	3.0	1.6
キュウリ（ハウス栽培）	野菜	7,600	548,000	96.2	3.0	1.6
カボチャ	野菜	16,400	241,800	83.9	2.9	0.3
カボチャ（ハウス栽培）	野菜	3,830	74,400	83.9	2.9	0.3
ピーマン	野菜	6,180	286,300	93.5	2.2	0.8
ピーマン（ハウス栽培）	野菜	1,820	117,000	93.5	2.2	0.8
さやいんげん	野菜	6,830	44,700	89.8	5.0	1.5
枝豆	野菜	12,800	79,100	69.8	2.9	0.3
ソラマメ	野菜	9,870	75,200	93.1	5.6	1.7
トウモロコシ	野菜	33,300	319,600	74.7	1.7	0.7
イチゴ	野菜	13,580	360,800	90.1	2.1	0.9
イチゴ（ハウス栽培）	野菜	5,270	159,400	90.1	2.1	0.9
スイカ	野菜	29,800	1,052,800	91.0	1.4	0.4
スイカ（ハウス栽培）	野菜	10,700	436,000	91.0	1.4	0.4
メロン	野菜	16,500	366,400	87.6	2.2	0.9
メロン（ハウス栽培）	野菜	1,400	41,000	87.2	2.2	0.9
レタス	野菜	22,200	537,300	95.7	4.1	1.9
レタス（ハウス栽培）	野菜	7,910	181,100	95.7	4.1	1.9
セロリ	野菜	765	40,000	95.3	7.2	1.7
ブロッコリー	野菜	8,170	78,300	84.9	6.3	1.8
馬鈴薯	野菜	104,400	3,365,000	79.5	1.0	0.4
温州みかん	果樹	70,500	1,378,000	87.5	1.0	0.3
ナツダイダイ	果樹	5,760	110,400	89.5	1.2	0.4
いよかん	果樹	4,420	74,300	87.5	1.0	0.3
タンゴールオレンジ	果樹	10,800	172,500	87.4	1.1	0.3
ネーブルオレンジ	果樹	2,340	26,100	86.8	1.1	0.3
リンゴ	果樹	50,600	962,600	85.8	0.2	0.1
ブドウ	果樹	24,000	250,300	84.4	0.5	0.2
なし	果樹	19,100	383,100	88.6	0.4	0.2
西洋ナシ	果樹	1,640	17,900	84.1	0.2	0.2
モモ	果樹	12,100	162,800	89.3	0.9	0.3
すもも	果樹	4,020	31,700	88.2	0.8	0.3
サクランボ	果樹	3,850	15,600	84.8	1.1	0.3
梅	果樹	19,300	121,000	90.1	1.1	0.3
ビワ	果樹	2,570	12,300	87.7	0.4	0.2
カキ	果樹	27,800	254,100	83.1	0.4	0.2
クリ	果樹	32,100	34,400	60.2	1.1	0.4
キウイフルーツ	果樹	4,150	48,500	84.1	1.0	0.4
クワ	果樹	26,300	139,916	69.8	3.4	0.4
茶	茶	53,700	370,800	80.0	6.0	1.5
マメ科牧草	飼料作物	7,210	274,000	84.5	3.3	0.6
イネ科牧草	飼料作物	219,000	10,086,000	80.0	1.8	0.7
混ぜ撒き	飼料作物	601,200	22,382,000	80.2	1.9	0.6
青刈りトウモロコシ	飼料作物	106,800	5,701,000	80.5	1.0	0.4
ソルゴー	飼料作物	28,100	1,844,000	79.7	1.5	0.3
青刈り燕麦	飼料作物	7,580	273,300	75.0	2.0	0.3

$$CropN_{total} = \frac{\sum (CropN \times \sum PA_i)}{CA} \quad (3)$$

$$CropP_{total} = \frac{\sum (CropP \times \sum PA_i)}{CA} \quad (4)$$

副産物中の窒素 (BPN: kgN ha⁻¹)・リン酸 (BPP: kgP ha⁻¹) の量は、草本の作物に関しては下の式で求めた。

$$BPN = \frac{\sum (Y_i \times \frac{(100 - W_{corpi})}{100} \times R_{by-producti} \times \frac{N_{by-producti}}{100})}{\sum PA_i} \times 1000 \quad (5)$$

$$BPP = \frac{\sum (Y_i \times \frac{(100 - W_{corpi})}{100} \times R_{by-producti} \times \frac{P_{by-producti}}{100})}{\sum PA_i} \times 1000 \quad (6)$$

果樹・茶に関しては下の式で求められる。

$$BPN = \frac{\sum (PA_i \times A_{by-producti} \times \frac{N_{by-producti}}{100})}{\sum PA_i} \quad (7)$$

$$BPP = \frac{\sum (PA_i \times A_{by-producti} \times \frac{P_{by-producti}}{100})}{\sum PA_i} \quad (8)$$

ここで、A_{by-product} は、剪定される枝葉の単位面積当たりの発生量 (kg ha⁻¹) である。

副産物全体での窒素・リン酸量 (BPN_{total}, BPP_{total}) は耕地面積を母数として求めた。

$$BPN_{total} = \frac{\sum (BPN \times \sum PA_i)}{CA} \quad (9)$$

$$BPP_{total} = \frac{\sum (BPP \times \sum PA_i)}{CA} \quad (10)$$

(2) 化学肥料の施用量

水稻への化学肥料窒素の施肥量 (CF: kgN ha⁻¹) は、地方別に記載のある当該年度の稲作関係資料から引用した。2005年に関しては発行が終わったため、2004年の値を移用した。

他の各個別作物の単位面積当たりの施用量は、1985年と1990年に関しては、土壤管理実態調査個票を取りまとめて求めた。ただし、一作物4件以下の票数だった場合は全国平均を割り当てた。1995年に関しては、1997年実施の生産環境調査のデータベースから得た。2005年に関しては、2002年と2003年に行われた生産環境調査の地方別作物別の施肥量の結果を各県に割り振って使用した。

作目ごとの窒素施肥量は以下の式で算出した。

$$CFN = \frac{\sum (CFN_i \times PA_i)}{\sum PA_i} \quad (11)$$

リン酸施肥料に関しては、まず窒素と同じデータソースから作目ごとのリン酸施肥料 (CFP_{pre}) と作物全体へのリン酸肥料施用量 (TCFP_{pre}) を求めた。

$$CFP_{pre} = \sum (CFP_i \times PA_i) \quad (12)$$

$$TCFP_{pre} = \sum (CFP \times PA) \quad (13)$$

一方で、日本全体でのリン酸肥料の需要の純正分量 (P_{pure}) と日本全体でのリン酸を含む各種化学肥料 (i) の需要量 (PCCF_i) とその標準成分量 (PC) から、比率 (PRatio) を求めた。

$$PRatio = \frac{P_{pure}}{\sum (PCCF_i \times PC_i)} \quad (14)$$

次に、各都道府県での総リン酸需要量 (TCFP) を各都道府県での各種化学肥料の需要量と標準成分量、比率から求めた。

$$TCFP = PRatio \sum (PCCF_i \times PC_i) \quad (15)$$

リン酸の全作物平均の施用量と各作目への施用量 (CFP_{result}) はそれぞれ以下の式で求めた。

$$CFP_{result} = \frac{TCFP}{CA} \quad (16)$$

$$CFP_{result} = \frac{TCFP}{\sum PA_i} \times \frac{CFP_{pre}}{TCFP_{pre}} \quad (17)$$

(3) 家畜ふん尿の行方

乳牛・肉牛・豚・採卵鶏・肉用鶏の糞の窒素量 (LDN) とリン酸量 (LDP) と尿のそれぞれの量 (LUN, LUP) は、農林水産省統計による家畜の齢別または用途別飼養頭羽数 (HN) と築城と原田 (1997) の窒素・リン酸量で見たふん (D_N, D_P) と尿 (U_N, U_P) の排泄原単位から、以下のように求めた。

$$LDN = HN \times D_N \quad (18)$$

$$LUN = HN \times U_N \quad (19)$$

$$LDP = HN \times D_P \quad (20)$$

$$LUP = HN \times U_P \quad (21)$$

排出された家畜ふん尿は、貯留または堆肥化された後に堆肥などとして利用されるか、何らかの形で環境中に廃棄される。貯留または堆肥化の後に残る窒素量 (REN) は、三島ら (2008) による畜種 (牛・豚・鶏) 別の堆肥・貯留尿のリン酸に対する窒素の割合 ($RD_{N:P}$ ・ $RU_{N:P}$) を用いて以下のように求めた。

$$REN = LDP \times RD_{N:P} + LUP \times RU_{N:P} \quad (22)$$

この間に消失する窒素量 LossN は

$$LossN = LDN + LUN - REN \quad (23)$$

畜産物生産費と畜産経営の動向、畜産に関する温室効果ガスインベントリによる畜種別の家畜ふん尿の排出・搬出量 (E_{out}) と利用量 (E_{use}) から、排出されたふん尿のうち利用される量 (MN) と未利用となる量 (NUN) は以下のように求めた。

$$MN = REN \times \frac{E_{use}}{E_{out}} \quad (24)$$

$$NUN = \frac{REN - MN}{CA} \quad (25)$$

一方、リン酸は消失がないものとして計算し、堆肥として利用されるリン酸量 (MP) と未利用量 (NUP) は以下のように求めた。

$$MP = (LDP + LUP) \times \frac{E_{use}}{E_{out}} \quad (26)$$

$$NUP = \frac{LDP + LUP - MP}{CA} \quad (27)$$

利用量と未利用 (廃棄を含む) となる量、消失する窒素量は、牛・豚・鶏としてまとめた。

各作目への家畜ふん尿の施用窒素・リン酸量 (CMN・CMP) は、以下のように求めた。1985, 1990 年に関しては土壤管理基礎調査個票から全国・各都道府県での各個別作物への家畜ふん尿堆肥の施用量 (ICM) を求めた。1995 年に関しては 1997 年調査の生産環境調査の結果、2005 年に関しては 2002 年と 2003 年に行われた生産環境調査の結果を適用し、2000 年に関しては 1995 年と 2005 年の中間値とした。作付面積を乗じて、作目ごとの施用量と全作物への施用総量を出し、施用総量に占める各作目の割合を算出し、家畜ふん尿の利用量に乘じた。ここで、水田への家畜ふん尿の施用は無いものと仮定した。

$$CMN = \sum_j MN_j \times \frac{\sum_i (ICM_i \times PA_i)}{\sum_i (ICM \times PA)} \times \frac{1}{\sum_i PA_i} \quad (28)$$

$$CMN = \frac{\sum_j MN_j}{CA} \quad (29)$$

$$CMP = \sum_j MP_j \times \frac{\sum_i (ICM_i \times PA_i)}{\sum_i (ICM \times PA)} \times \frac{1}{\sum_i PA_i} \quad (30)$$

$$CMP = \frac{\sum_j MP_j}{CA} \quad (31)$$

ここで i は作目中の作物種、j は畜種を示す。

(4) 窒素固定・灌漑水・脱窒による窒素の流れ

灌漑水 (I)・窒素固定 (NF) による窒素の流入、脱窒 (DeN) による窒素の流出の合算値 (NN) は以下のように求めた。

$$NN = \frac{\sum_i (PA_i \times (I_i + NF_i - DeN_i))}{\sum_i PA_i} \quad (32)$$

$$NN = \frac{\sum (PA \times (I + NF - DeN))}{CA} \quad (33)$$

(5) 収支と農業生産で余剰となる窒素

農地における地表面窒素・リン酸収支 (SSBN・SSBP) は、投入される窒素から持ち出される窒素を差し引き、自然に発生する窒素の流れを加えて作目別に算出した。なお農作物副産物はすきこまれるものとしているので収支には関係しない。

$$SSBN = CFN_{result} + CMN - CropN + NN \quad (34)$$

$$SSBP = CFP_{result} + CMP - CropP \quad (35)$$

農地全体での窒素・リン酸収支 ($SSBN_{total}$ ・ $SSBP_{total}$) は耕地面積 (CA) あたりの値として作目の加重平均を取った。

$$SSBN_{total} = \frac{\sum (SSBN \times \sum_i PA_i)}{CA} \quad (36)$$

$$SSBP_{total} = \frac{\sum (SSBP \times \sum_i PA_i)}{CA} \quad (37)$$

農業生産で余剰となる窒素・リン酸量 (RN・RP) は、農地全体での地表面窒素収支に未利用となる家畜ふん尿窒素を加えて算出した。

$$RN = SSBN_{total} + NUN \quad (38)$$

$$RP = SSBP_{total} + NUP \quad (39)$$

4 算出結果の収録フォーマット

算出結果は、Microsoft Excel 2003のワークブックに登録した。1枚のワークシートに1年分の各項目 (表2) と国・都道府県の値を登録している。

Ⅲ 算出結果の妥当性

作物生産量は1995年に342GgNであった。三輪ら (2006) は1997年に365GgNと推計しており、ほぼ同等であると考えられる。リン酸量に関しては比較できる値がない。

化学肥料窒素は積み上げ法で求めたため、誤差が考えられる。都道府県ごとに積み上げたあと、全国分を集計したところ、需要量との誤差は5-10%の範囲にあったことから、妥当な推定が来ているものと考えられる。一方リン酸に関しては、積み上げ法では需要量との間で大きな誤差を生じ、傾向も一定ではなかったため、大掴み法で求めたリン酸需要量を施用量と読み替え、割り振ることにした。この場合、都道府県の需要量の総計と全国での需要量は一致する。

家畜ふん尿堆肥の窒素の量は2005年に207GgNと

なった。家畜ふん尿窒素から窒素の消失を控除した場合の利用可能な窒素量は、1997年に関して590GgN (Mishima, 2001)、1998年に関して530GgN (西尾, 2003) とした過去の推定に比して半分以下となっている。今回は家畜ふん尿を基本的に堆肥化した場合を推計したため、スラリー化のようなより消失の少ない処理方法を行った場合に比して推計量は少なく推計していることにもなる (三島ら, 2008)。

Ⅳ 算出結果の収録

得られた結果は、Microsoft Excel2003のワークブック上に収録した。そのデータファイルはCD-ROMに収録されている。

Ⅴ 算出結果を利用した成果

この算出結果を利用した成果として、Mishima et al. (2009a and b) 及びMishima et al. (2010) を紹介する。

1 国・都道府県での余剰窒素の発生量の傾向とその要因および環境影響

(1) はじめに

経済協力開発機構 (OECD) 農業環境指標のフレームワークで計算される日本の農地土壌表面での窒素収支は、加盟国内で4番目に高い (OECD, 2008)。しかしここで用いられている家畜ふん尿窒素の堆肥化・貯留過程での揮発率は、三島ら (2008) の示した値より低く、よって本稿で推計されている家畜ふん堆肥の利用量と未利用量を用いた、農地表面収支と農業生産での余剰窒素量とは大きな違いが生じていると考えられる。

また、OECDでは地域的な窒素収支のばらつきを考慮し、特に高い窒素過剰の発生している地域でこれを低減し均一化することをもって国全体の窒素過剰を低減していくことも提案している (OECD, 2001)。よって、地域的に窒素過剰が多い地域とその要因、また逆に窒素過剰が少ない地域の特徴を明らかにしてゆくことは、特に窒素過剰の多い地域での窒素過剰の低減と地域的なばらつきの均一化の指針を考える上で有効であると言える。

そこで、作成したデータセットを用いて、日本における窒素フローと収支の傾向および地域的なばらつきに関して考察した。また、寶示戸ら (2002) の提示した余剰水量 (降水量から可能蒸発散量を差し引いた、土壌に浸

表2 データベースに収録したデータ

	耕種							畜種				
	加重平均	水稲	畑作物	野菜	果樹	茶	飼料作物	加重平均	乳牛	肉牛	豚	採卵鶏
化学肥料	0	0	0	0	0	0	0					
堆肥	*		0	0	0	0	0					
作物収奪	0	0	0	0	0	0	0					
収支	0	0	0	0	0	0	0					
余剰	0											
窒素の自然の出入り	0	0	0	0	0	0	0					
作物副産物生産量	0	0	0	0	0	0	0					
ふん量								0	0	0	0	0
尿量								0	0	0	0	
堆肥量								*	0	0	0	0
未利用量								0	0	0	0	0
窒素消失量								0	0	0	0	0

O: 登録データ * : 共通データ 空白: 登録されていないデータ

透すると考えられる水量)と余剰窒素から土壌浸透水の窒素濃度のポテンシャルを都道府県ごとに求め、これと各都道府県の観測井戸が水質基準を超過する割合との相関を取り、考察した。

(2) 各窒素フローの傾向

化学肥料の施用量は国平均で 125.8kgN ha^{-1} から 91.9kgN ha^{-1} 、都道府県のメディアンは 134.2kgN ha^{-1} から 98.8kgN ha^{-1} に減少していた(図2)。この減少には、作付面積の40%以上を占める水稻への施肥が全国平均で 114.4kgN ha^{-1} から 66.3kgN ha^{-1} に減少していることが理由として挙げられる(農林水産省, 1986, 2004)。この減少傾向は都道府県でも一貫して見られる。Mishima (2001) も、1985年から1997年にかけての化学肥料窒素の施用の減少の原因に水稻での施肥量の大幅な縮減が挙げられるとしており、この様な施肥量の減少は、収量を優先し多肥を行う品種から、品質を重視して少肥で栽培する品種へと稲の品種が変化したためであるかもしれない(Mishima, 2001)。ただし、都道府県により施肥量の変動傾向は異なっており、都道府県での最大値・最小値は必ずしも国平均の推移とは並行していなかった。

静岡県は最大値を示した。静岡県では多肥を要する茶園(Mishima et al., 2006)を広く擁していることから、その施肥量が県の指導で低減されてもなお(Mishima et al., 2006)、都道府県で最大の化学肥料が施用されていた。一方で、最低は1990年以降富山県が記録していた。富山県は他の作物に比べて少肥で生産される水稻が広く分布しているためである(Mishima et al., 2006)。作目ごとに施肥量の変遷は異なり(Mishima et al., 2006)、その構成が都道府県により異なることから、各都道府県での施肥量の変動は国平均の傾向と必ずしも同じではなかった。

家畜ふん尿の量は1990年に 815GgN で最大となり、2005年には 680GgN に減少した(Mishima et al., 2009a)。約70%の窒素が堆肥化・貯留中に揮発した。1985年には堆肥化・貯留の後残ったふん尿窒素の76%が利用されたが、2005年にかけて利用率は一貫して減少し57%になった(Mishima et al., 2009a)。ただし、家畜ふん尿自体の発生量が最大となった1990年に利用され農地に投入される家畜ふん尿窒素量は最大となった(Mishima et al., 2009a)。Mishima (2001) は、家畜ふん尿の発生量が多いほど投入される家畜ふん尿堆肥と廃棄されるふん尿が多くなることを述べているが、同様の傾向は2005年で

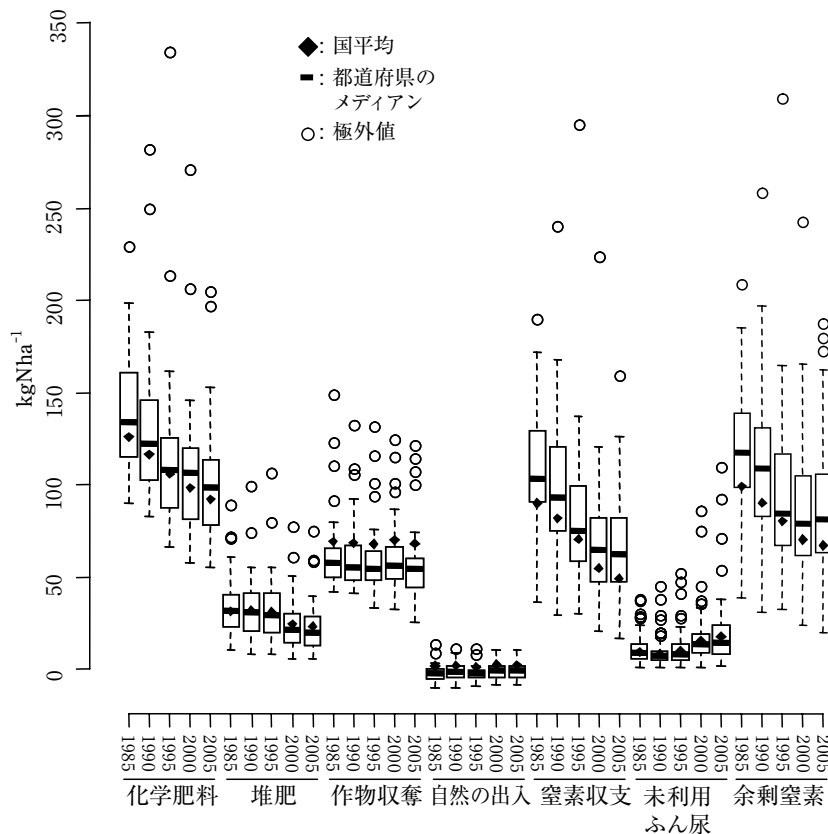


図2 各窒素フローの国平均の傾向とその都道府県間のばらつき
作物収奪を減らすことなく化学肥料による窒素投入が減少したために、窒素収支は大きく減少し余剰窒素も減少した。しかし未利用のふん尿は増加傾向にあり問題である。

も見られた。

作物生産量は、特にピークも落ち込みもなく、国平均も都道府県の中央値もほぼ一定の値を示していた(図2)。ここには、稲わらや籾殻の持ち出し・焼却を含めないため、1985年以降作物収穫による窒素収奪は減少傾向にあったとする Mishima (2001a) の結果とは異なる結果となった。都道府県の最高値(北海道)、最低値(和歌山県)は減少傾向にあるが、ばらつきの大きさ自体は変化がなかった。化学肥料と家畜ふん尿堆肥による窒素の流入が少なくなっているにもかかわらず、作物生産量が変わっていないことは、施肥窒素の見かけ上の利用効率が向上していることを示す。ただし、それを可能にしている原因は明確ではない。作物生産量に比して過剰施肥の傾向にあったものが生産量を担保出来るだけの適正施肥に移り変わったのかもしれない。

農地での窒素過剰は1985年に最も多く、2005年に向けて減少した(図2)。都道府県の窒素過剰の傾向は、主に化学肥料窒素、次いで家畜ふん尿堆肥の施用量によって決まっており、地域による特徴はあったが、中央値と最小値は同様の傾向を示した。最大値は1995年に最大となった。農業生産で余剰となる窒素量は農地での窒素過剰と同じ傾向を示した。都道府県の中央値・最大値・最小値共に2005年の値は1985年より小さくなっていた。このことは好ましい傾向であるが、標準偏差は33.7から

40.5に増えている(表3)。このことは余剰窒素の多い県はより多く、少ない県はより少なくなる傾向、つまりは両極化している可能性を示すと考えられる。

(3) 地下水への影響の評価

寶示戸ら(2003)の示した都道府県別に降水量から可能蒸発散量を差し引いた余剰水量が土壌に浸透すると仮定し、これで本研究における余剰窒素を除いて求めた窒素濃度(余剰水中余剰窒素濃度)を都道府県別に算出した(1.43–23.21 mgN L⁻¹、平均6.98 mgN L⁻¹)。また、環境省による1995年から2005年までの各都道府県の水質観測井戸のうち水質基準(10mgN L⁻¹)を超過する井戸の割合(超過率)を算出した(0–24.46%、平均5.6%)。

余剰水中余剰窒素濃度と超過率の間の相関を取ると、有意な正の相関が認められた(図3 ; r=0.593, p<0.001)。このことは、余剰窒素が地下水水質に影響を与えていることを示すと考えられる。このような手法は、参照となるものを示してはいないがDe Jong et al. (2007)はカナダで地下水汚染の指標として用いている。また、西尾(2003)は窒素収支などから求められる窒素負荷指標と井戸の超過率との間に有意な相関が見られたことと、地下水の窒素濃度推定が可能であることを示した。一方で、Salo and Turtola (2006)は、窒素収支は土壌浸透水中の窒素濃度の強い予測指標ではないことを述べている。

表3 各年の窒素収支

	化学肥料					堆肥					作物収奪					自然の出入り				
	1985	1990	1995	2000	2005	1985	1990	1995	2000	2005	1985	1990	1995	2000	2005	1985	1990	1995	2000	2005
平均	125.8	116.4	106.0	98.2	91.9	31.5	31.9	31.2	24.3	23.2	69.1	68.5	67.9	70.1	68.2	1.8	2.0	1.4	2.5	2.5
標準偏差	30.3	38.2	43.5	36.4	30.9	16.7	16.9	18.4	15	14.1	20.3	18.6	18.9	18.6	2.0	4.38	4.54	3.88	4.31	4.47
尖り度	0.21	5.97	14.12	8.67	2.89	1.73	4.11	5.16	2.59	3.81	7.73	4.85	5.00	3.40	3.50	2.67	0.65	3.05	0.06	-0.25
歪度	0.70	2.02	3.14	2.34	1.39	1.23	1.54	1.81	1.38	1.67	2.56	2.05	2.01	1.69	1.73	1.04	0.34	1.07	0.38	0.26
メディアン	134.2	122.5	107.8	106.2	98.8	31.7	30.5	29.5	21.5	20.2	57.8	55.0	54.2	56.1	54.4	-2.3	-1.2	-2.4	-0.7	-0.8
最大	229.1	282.0	334.8	271.0	204.6	89.4	99.3	106.4	77.2	74.6	148.7	132.3	131.3	124.8	121.6	13.3	11.5	11.5	10.6	10.4
最小	90.1	82.8	66.4	58.0	55.3	10.5	8.2	8.4	5.7	5.3	41.6	40.8	32.9	32.1	25.5	-10.1	-9.9	-9.3	-8.7	-8.8

	収支					未利用ふん尿					余剰					比変化*
	1985	1990	1995	2000	2005	1985	1990	1995	2000	2005	1985	1990	1995	2000	2005	
平均	89.9	81.7	70.4	54.7	49.3	9.3	8.3	10.0	15.5	17.8	99.2	90.0	80.4	70.2	67.1	67.7%
標準偏差	30	35.5	42	34.4	29.1	9.31	9.08	11.1	16.3	21.7	33.7	39.8	46.8	41.8	40.5	
尖り度	0.45	3.91	13.18	7.43	0.99	1.59	5.93	5.19	8.71	7.44	0.27	3.00	8.35	2.81	0.10	
歪度	0.44	1.32	2.86	2.01	0.81	1.47	2.37	2.27	2.73	2.59	0.33	1.19	2.19	1.29	0.72	
メディアン	103.5	93.1	75.3	64.5	62.1	8.6	7.1	8.2	13.8	14.1	117.5	108.6	84.4	79.1	81.5	68.3%
最大	190.1	240.5	295.2	223.5	158.9	0.0	38.3	45.3	52.1	86.1	109.7	0.0	208.8	258.5	309.4	130.6%
最小	36.4	29.1	30.4	20.3	16.4	0.0	1.0	1.2	1.3	1.3	38.8	31.1	32.8	24.1	19.7	32.3%

単位: kgN ha⁻¹

*: 1985年に対する2005年値の割合

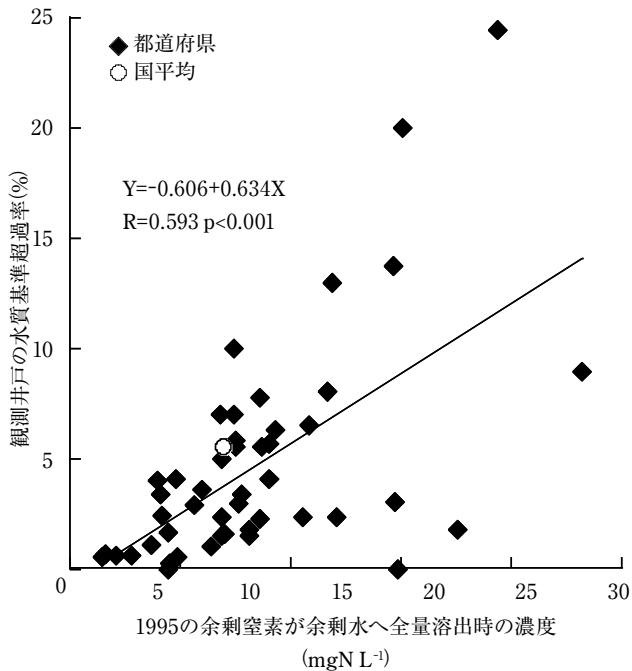


図3 各都道府県で余剰窒素が余剰水に全量溶出した時の濃度と観測井戸が水質基準を超過する率の相関関係
余剰水は降水量から可能蒸発散量を差し引いたもので、これが全量土壌浸透水になると仮定しその水量で1995年における余剰窒素量を除して濃度を算出しX軸方向に展開した。各都道府県にある全観測井戸のうち水質基準を超過した井戸の割合をY軸方向に展開した。

Mishima et al. (2007) は、河川水への農業由来の窒素負荷を見たとき、化学肥料由来の負荷は家畜ふん尿由来の負荷より水質に影響を与えやすいかもしれないことを述べており、この回帰におけるばらつきの一つの要素として考えられる。

2 国・都道府県での余剰リン酸の発生量の傾向とその要因

(1) はじめに

リン酸もまた主要な肥料要素である。地球上の食糧生産を満たすためにリン酸は多大な需要があり、また用いられ、ある地域では満足しているもののある地域では欠乏している (Cordell et al., 2009)。リン資源は限られていることから、効率的なリン使用は重要である。過剰なリン酸利用は表面水の富栄養化リスクを高める。Sarpley et al. (2003) は、圃場スケールで、Bechmann et al. (2007) は集水域スケールで、富栄養化リスクのアセスメントのためのP indexを開発し適用した。このP indexでは、農地表面でのリン酸収支が一つの要素として入っている。Ekholm et al. (2005) は、水質の簡単な指標とし

て窒素・リン過剰を用いた。他の環境影響として、平舘 (2007) はリンの富栄養化が外来植物の侵入を容易にするため在来の植物群落にダメージを与えること、渡辺ら (2004) は土壤病害が可給態リン酸の増加によって増える傾向にあることを示した。

経済協力開発機構 (OECD) 農業環境指標のフレームワークで計算される日本の農地土壌表面でのリン酸収支は、加盟国内で最も高い (OECD, 2008)。しかし国内での地域的分布は明らかにされていない。

そこで、本稿では得られたデータベースの値を用いて、環境への負の影響の指標として収支の傾向を見た。

(2) 化学肥料と家畜ふん尿の利用

化学肥料の使用は1985年の137.6kgP ha⁻¹から2005年の99.0kg ha⁻¹に国レベルでは減少が続いた (図4)。しかし、都道府県のメディアンは1990年にピークとなった (表4)。都道府県別には大きなばらつきがあり、最小値・最大値は一貫した傾向を持たなかった。長野県・新潟県・岩手県が最小値を取り、東京都と石川県が最大値を取った。これらの結果は窒素が地域的に比較的一貫した傾向を持ったことと結果を異にする。窒素を多投する地域がリン酸也多投するわけではないことも示された。

堆肥の施用は1990年にピークとなり、後に減少した。この傾向は窒素と同じである。都道府県のメディアンも国平均と同じ傾向を示した。最も集約的な畜産の行われる宮崎県で堆肥の施用は多く、最も粗放的な福井県で最低値を記録した。三島 (2001b) は家畜ふん尿窒素の生産量と堆肥の施用の間に有意な正の相関があることを示したが、同様のことはリン酸にも言えた (2005年に $r=0.888, p<0.001$)。

化学肥料によるリン酸の投入が主体となり堆肥によるリン酸の投入を加えたリン酸の総投入量は日本全体の平均で1985年の180.0kgP ha⁻¹から2005年の131.8kgP ha⁻¹に単調に減少した (図4、表4)。

(3) 作物によるリン酸収奪

国平均の作物によるリン酸収奪は、リン酸の投入が27%減ったにもかかわらず比較的一定しており、26.5kgP ha⁻¹から27.1kgP ha⁻¹の範囲にあった。ただし、作物による収奪の構成比は変わっており、中程度のリン酸収奪を行う水稲と最低位のリン酸収奪を行う果樹の面積が減少し、中程度・最高位のリン酸収奪を行う畑作物と牧草が増加している。水稲に着目してみると、水稲へのリン酸施肥は1985年に124.1 kgP ha⁻¹から2005年に

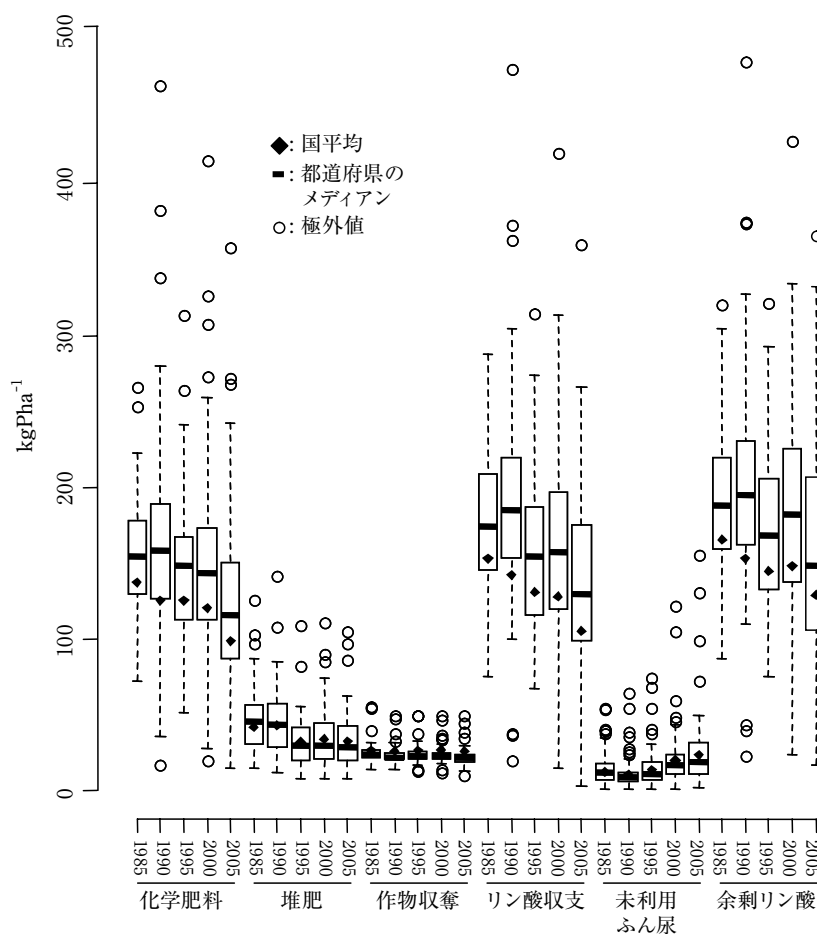


図4 各リン酸フローの国平均の傾向とその都道府県間のばらつき
作物収奪を減らすことなく化学肥料リン酸の施用が減ったため、リン酸収支・余剰リン酸は減少傾向にある。

表4 日本におけるリン収支表

年	化学肥料			堆肥 (2)	作物収奪 (3)	収支 (4)=1+2-3	リン酸効率 (5)=3/(1+2)	未利用ふん尿 (6)	余剰 (7)=4+6
	平均 (1)	水稻	他の作物						
1985	137.6	124.1	144.1	42.4	27.0	153.0	15.0% (100%)	12.7	165.8 (100%)
1990	125.5	108.9	131.2	43.3	26.5	142.2	15.7% (105%)	11.2	153.4 (92%)
1995	125.6	104.4	146.7	42.1	26.7	141.0	15.9% (106%)	13.8	144.8 (87%)
2000	120.8	90.0	151.6	34.4	27.1	128.0	17.5% (117%)	20.1	148.1 (89%)
2005	99.0	83.6	120.2	32.8	26.5	105.4	20.1% (134%)	23.7	129.1 (78%)

単位: kgP ha⁻¹

カッコ内: 1985年に対する隔年値の比率

83.6kgP ha⁻¹に減少しているが、水稻によるリン酸の収奪は1985年に25.4 kgP ha⁻¹から2005年に27.0 kgP ha⁻¹へとむしろ増加した(表5)。作況指数が特に良い・悪いと言うことはなく、純粋に増加したと考えられる。同様にリン酸投入は減っているにもかかわらず、他の作物の加重平均は1985年に26.5 kgP ha⁻¹から2005年に29.2 kgP ha⁻¹に増加した(表5)。

都道府県別のリン酸収奪は年によって有意に変化しており(図4、表4; $p < 0.001$, 2way-ANOVA)、メディアンは1985年に最高となり1990年に最低になった。水稻・その

他作物のリン酸収奪も都道府県により年により有意に変動しており($p < 0.001$, $p < 0.05$, 2way-ANOVA)、メディアンは水稻では2000年に最高、1985年に最低、リン酸施用量が同等であったにもかかわらずその他作物は2000年に高く1985年に低かった。

飼料生産の多かった沖縄県が1990年を除き作物によるリン酸収奪は最高を記録し、果樹生産が主体の和歌山県で1995年以降最低を記録した。和歌山県は窒素収奪でも低い位置にある。

表5 各作物によるリン収奪

年	1985		1990		1995		2000		2005	
耕地面積*	53,867		54,980		50,349		48,286		46,938	
作物収奪量 (GgP)	145		146		135		131		124	
加重平均**, ***	27.0		26.5		26.7		27.1		26.5	
	作付面積*	収奪量**	作付面積*	収奪量**	作付面積*	収奪量**	作付面積*	収奪量**	作付面積*	収奪量**
水稲	23,184 (42%)	25.4	20,551 (37%)	25.8	21,060 (43%)	25.8	17,630 (39%)	27.2	17,020 (39%)	27.0
その他の加重平均	32,622	26.5	35,529	26.1	28,131	28.5	28,002	29.7	26,824	29.2
畑作物	10,295 (18%)	20.7	10,897 (19%)	20.3	7,364 (15%)	20.3	8,123 (18%)	21.9	7,747 (18%)	22.8
野菜	6,390 (11%)	21.2	6,246 (11%)	21.8	6,688 (14%)	22.7	6,195 (14%)	22.9	5,632 (13%)	19.6
果樹	4,841 (9%)	5.4	6,841 (12%)	4.8	3,412 (7%)	4.6	2,921 (6%)	4.5	2,654 (6%)	4.6
茶	606 (1%)	20.8	585 (1%)	20.9	537 (1%)	20.4	504 (1%)	23.2	491 (1%)	28.0
飼料作物	10,490 (19%)	45.4	10,960 (20%)	47.9	10,130 (21%)	46.9	10,260 (22%)	47.3	10,300 (23%)	45.7

単位: *km², **kgP ha⁻¹

***:作物収奪量を耕地面積で除した

(4) リン酸収支と見かけのリン酸利用効率

国レベルのリン酸過剰は1985年の153.0 kgP ha⁻¹から2005年の105.4 kgP ha⁻¹に減少した(図4)。都道府県のメディアンは2000年を除き減少傾向にあったものの、最小値を示した新潟県と長野県、最大値を示した東京都と石川県には特に傾向はなかった。

土壤中のリン酸の動態は複雑であるため、施肥リン酸の作物による実際の利用効率はわからないが、施肥リン酸に占める作物による収奪リン酸の割合とリン酸の利用効率を示した場合を以下に記す。国単位では1985年の15.0%から2005年の20.1%に増加し、都道府県のメディアンも1990年を除き同じ傾向を示した(表4)。これは化学肥料の施用が減少したにもかかわらず、作物による収奪に変化がないことによる。増島(2001)はリン酸の利用効率は1998年に18%であると示しており、またPrasadとPower(1997)は15–20%であると示している。本稿でのリン酸の利用効率は外れた値ではないと思われる。米に関しては2005年に28.8%と高かった(表5)。これは湛水され還元状態にある土壌ではリン酸の可給化しやすいことによると思われる。新潟県・長野県・沖縄県はリン酸利用効率が高く、東京都と石川県は低かった。これらはリン酸の施肥量が強く働いていた。日本の農地土壌の半分を占める火山灰土はリン酸固定能力が強いためリン酸の多投入が行われてきたが、小原と中井(2004)は、この20年間トルオーグリン酸(可給態リン酸の一部)が増え続けていることを示している。また、小原(2000)は、畑地の17%、野菜畑の47%、樹園地の48%、茶園の70%の土壌が地力増進法上の目標とされる上限を超えていることを示した。増島(2001)は、土壌が地力増進法に定めるだけのトルオーグリン酸を持っている場合には火山灰土でも他の土壌同様のリン酸施肥水準でよい

ことを示している。

ハンガリーにおけるFarm gate法によるリン酸の利用効率は50%をこえており、幾つかの地域では収支は欠乏を示していた。これは、ハンガリーでは普遍的にリン酸施用が少ないことによる(D'Haene et al., 2007)。デンマークではここ20年間で60%の農家でFarm gate法によるリン酸バランスは改善しており、リン酸で見た作物生産量を増しつつリン酸利用効率は25%から50%に増加した。土壌表面収支法で見たリン酸利用効率は殆どのOECD各国で50%を超えており、日本のリン酸利用効率は最も低い(OECD, 2008)。Antikainen et al. (2005)は1995年から1999年のフィンランドの土壌表面収支法によるリン酸収支は29.1kgP ha⁻¹でありリン酸利用効率は45%であったことを報告した。これは特に化学肥料リン酸の投入(25.4kgP ha⁻¹)が低いことによる。と言うのも、作物生産量は25.4kgP ha⁻¹と日本の26.5–27.1kgP ha⁻¹と同等だからである。リン酸資源の保全とリン酸の利用効率を向上させるために、第一に化学肥料リン酸の施用を減らす必要があると考えられる。これは、環境への影響を減らす、または土壌浸食を通じた表面水の富栄養化リスクを低減することにも繋がる。

(5) 家畜ふん尿の廃棄と余剰リン酸

国単位では家畜ふん尿の廃棄は1990年の11.2kgP ha⁻¹から2005年に23.7kgP ha⁻¹に増加した。都道府県のメディアンも同様の傾向を示した(図4、表4)。ただし、最小値を示した福井県と最高値を示した宮崎県は単調に増加した。廃棄には浄化を通じた廃棄とボイラー等の燃料利用も含むため、環境負荷のポテンシャル自身を示すわけではないがリン酸資源の無駄であると言える。Mishima(2001)は、家畜ふん尿窒素の廃棄はふん尿窒

素の発生と有意な正の相関を持っていたことを示した。本稿でも最も集約的畜産の行われている宮崎県で廃棄が多いことと通じている。

国単位でのリン酸余剰は、1985年の $165.8 \text{ kgP ha}^{-1}$ から2005年の $129.1 \text{ kgP ha}^{-1}$ へと減少した。これは化学肥料投入の減少による。しかし、都道府県のメディアン、最小値・最大値は異なる傾向を示した。これは水稻とその他作物の構成比、それらへの地域によって異なるリン酸施用量、家畜ふん尿の廃棄の違いによる。

Ondersteijn et al. (2002) は、オランダのMineral Accounting System (MINAS) で明らかになった農家のリン酸収支について報告している。オランダの化学肥料と家畜ふん尿堆肥リン酸の投入量は日本と同じ程度だが、リン酸でみた作物収穫量がオランダでは高いため、余剰リン酸はオランダで低い。栽培される作物種などが異なると思われるが、日本の農業は化学肥料の効率利用の展望を持つべきではないか。

天野ら (1991) は、日本の農地土壌の表層25 cmに存在する全リン酸は 15.11 Tg であると推定し、そのうち 8.95 Tg が人為起源であるとしている。1903年から1988年までの化学肥料リン酸の総投入量は 13.9 Tg である。リン酸の利用効率が15%であると仮定すると 11.8 Tg のリン酸が農地土壌に残る計算になる。表面流去による損失、深層への浸透やプラウ等によって深く耕した場合といったものはあるものの、概ねリン酸の作物による収奪を除いたリン酸の残存量は、天野 (2001) の人為的な残存と比肩するものであると考える。安田 (2003) は、北海道の火山灰土の農地土壌でのリン酸の増加はリン酸の収支 (投入から作物による収奪を除いたもの) とほぼ同等であったことを示している。

西尾 (2002) は、ヨーロッパ各国と日本の化学肥料の利用状況を比べて、ヨーロッパ各国では土壌中にリン酸が十分に蓄積した結果、リン酸投入量を減らすことになったことを報告している。日本の農業もこの傾向を踏襲できる可能性が考えられる。日本において、リン酸施肥量が減っているにもかかわらず作物生産量が殆ど変化していないことは、既に充分土壌中に有効態リン酸が存在しているからであると考えられる。日本においてリン酸施肥が特に多いと言える根拠としては、国外の施肥概況で窒素：リン酸の比は $1:0.33-0.2$ 程度であること (安田, 2003) や、日本における作物の窒素：リン酸比が2005年において本稿から $68.2:26.5=1:0.39$ であるのに対し、施肥される窒素：リン酸比は $1:1$ であることが挙げられる。

竹内 (1997) は、表面流去による窒素とリン酸の流出に関してレビューを行い、窒素の流出があってもリン酸の流出がしばしば見られないことを報告している。増島 (2001) は、リン酸の流出を水田では $0-5 \text{ kgP ha}^{-1}$ 、畑地で $0-2.5 \text{ kgP ha}^{-1}$ と報告している。Mishima et al. (2003) は、農地への農地過剰となるリン酸の0.4%程度と見積もっている。これらの量は微量であり不確定であるため、本稿では表面流去は扱っていない。多く蓄積したリン酸は土壌に特有なある一定のレベルに達すると急激に下層に流出する (Hechrath et al., 1995)。このような不確定な動態を示すために、農地で過剰、または農業生産で余剰となるリン酸は環境負荷のリスクであると言える。このようなリスクの低減にリン酸施肥の低減は欠かせないものになるが、どのような指標を用いるかはこれからの研究にかかっていると言える。

3 国・都道府県での作目ごとの窒素・リン酸収支の傾向

(1) はじめに

都道府県による窒素・リン酸バランスのばらつきの要因としては、都道府県による作物の作付け状況の違いと同一作物であっても都道府県により施肥水準が異なることが影響していると考えられる。日本においていわゆる持続的農業生産に関する法律が2004年に施行されているものの、それを検証する方法は存在していない。過剰な施肥に対する課金を目的としたオランダのMineral Accounting System (MINAS) では、耕地において $100 \text{ kgN ha}^{-1} \cdot 28.4 \text{ kgP ha}^{-1}$ 以上の窒素・リン酸過剰を制限する規定の線としている (Ondersteijn et al., 2002)。MINASには限界があるものの (Hanegraaf and der Bore, 2003)、施肥量と収穫量から肥料成分のバランスを知っておくことは将来の持続的農業のために重要な基礎を提供すると考えられる。こうした地域的な窒素・リン酸バランスに関しては幾つかの研究が行われてきている。Lesschen et al. (2007) は、Burkina Fasoの地域ごとのバランスを明らかにしてきているが、化学肥料の施用は同じとしている。De Jong et al. (2007) は、地理的ポリゴンでのバランスを取る際に地域的に推奨される化学肥料の施用量を適用している。日本では、推奨される施肥量と実際の施肥量が異なることは往々にしてあると言われている。

ここでは、先に求めた作目ごと・都道府県ごとの経年的な化学肥料と堆肥施用、作物による収奪、差し引きで求められる窒素・リン酸収支に関して述べる。

(2) 化学肥料の施用

1985年の水田の窒素に関しては関東地方で、リン酸に関しては北陸地方で最低値を示し、2005年には窒素・リン酸とも北陸地方で最低となった。畑作物に関しては、1985年の窒素に関しては東京で最低、サトウキビに多肥の行われる沖縄で最高となった。同年リン酸に関しては岩手県で最低、鳥取県で最高となった。2005年には窒素施肥の最小が山梨県、最大が沖縄県であり、リン酸施肥の最小は岩手県、最大は石川県だった。茶を除くと、野菜への施肥は窒素・リン酸共に高くこの期間中国平均と都道府県のメディアンで見る施肥量は増加傾向になった(図5)。これは野菜が高い換金価値をもつことや(Mishima et al., 2006)、肥料の多投に耐えられること(小川と坂井, 1986)によると考えられる。1985年に窒素の投入が最も少なかったのは千葉県、最も多かったのは佐賀県であった。同様にリン酸では岩手県が最も少な

く福井県が最も多かった。2005年になると、北海道が窒素施用では最も低かった。これは比較的窒素施用の少なくて済むジャガイモとたまねぎが優占していたためであろう。一方最も多かったのは高知県で、こちらは西日本の主要野菜生産地になったために多量の施肥が行われたことが考えられる。果樹と茶への窒素施肥はこの期間中減少傾向にあったがリン酸は同様の傾向はとらなかった。果樹へのリン酸施肥は2000年に、茶には1990年にピークがあった(図5)。飼料作物への窒素とリン酸施肥は国単位では1995年に最小となり、都道府県のメディアンは2005年に向けて減少した(図5)。茶への窒素施肥は各作物への施肥の中で最大であり、これは過去には施肥が品質に大きく寄与するとされていたためである。しかし茶樹の根の生理上よくない事と環境への悪影響もあって(青と稲垣, 2000)、静岡県などでは窒素施肥を削減する動きがあるため、2005年にかけて減少傾向に

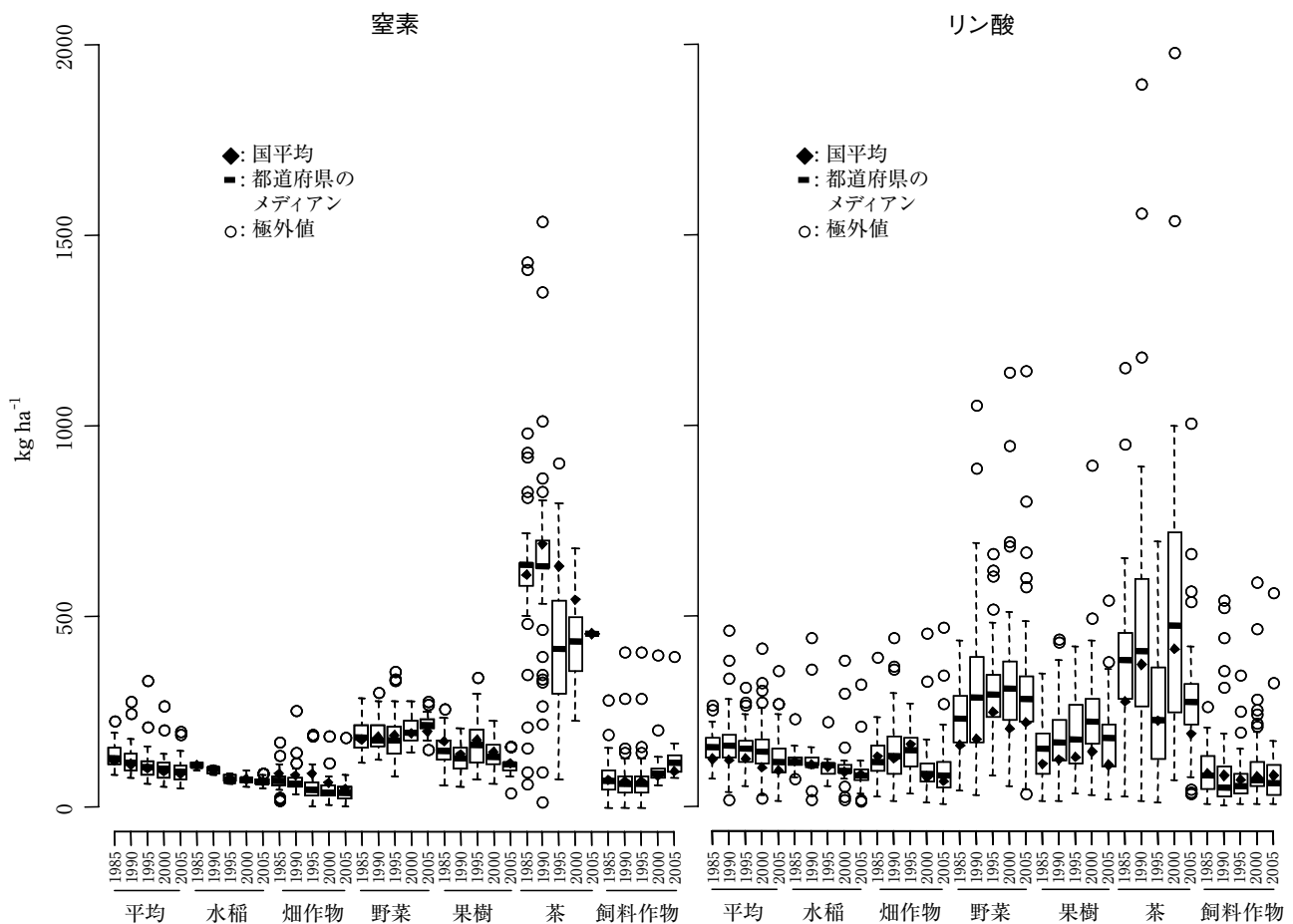


図5 各作物への化学肥料窒素・リン酸の施肥量の国での傾向と都道府県でのばらつき
窒素に比べ、リン酸でばらつきが大きい。窒素については野菜と飼料作物を除き窒素施肥は減少傾向にある。茶への施肥は減少傾向にあるが、依然高い水準にある。リン酸に関しては明確な傾向は窒素ほど明らかではないが、野菜への施肥量が増加傾向にある。野菜へのリン酸施肥は茶と同レベルにあった。

ある。2005年には幾つかの県では茶以上に野菜への窒素・リン酸施肥が行われている。野菜畑の面積は2005年で563,000haあり、これは茶園の49,000haの11倍以上ある。このことから、野菜畑への施肥にはより多くの注意を払うことが環境影響上必要であると考えられる。

各作物への窒素・リン酸施肥の変化は県の中でも複雑かつ大きな幅があるため、都道府県の傾向は国の傾向を必ずしも追っていない。国平均では水稻・畑作物・野菜・飼料作物に関しては窒素施肥とリン酸施肥の間には関係が認められたが、都道府県の傾向は必ずしも一定していなかった。この窒素とリン酸施肥の関連のなさは、国単位でも果樹と茶で見られ、施肥のばらつきの幅は窒素よりリン酸で大きかった。これは窒素に関しては肥培管理が良く研究され論じられているのに対しリン酸に関しては未だ不十分であることが挙げられると思われる(Mishima et al., 2009b)。

(3) 堆肥の施用

堆肥による窒素とリン酸の施用は基本的に連携しているため、窒素に関して記載してゆく。堆肥によってもたらされる窒素・リン酸は化学肥料によって投入される窒素・リン酸よりも少ないものの、化学肥料に対する堆肥の窒素の比率は作物によって異なり、全国平均で見ると茶では1/5-1/10であるのに対し飼料作物に関しては1/2-1/1であった(図6)。堆肥の施用水準は野菜と飼料作物で多く畑作物で少なかった。ただし、飼料作物への施用の都道府県による幅は他の作物より大きかった。各都道府県で全農地に施用される堆肥の量はその都道府県で発生する家畜ふん尿窒素量と有意の正の相関をもつ(Mishima, 2001ab)が、各作物への都道府県内部での各作物への堆肥の施用は、家畜ふん尿発生量が高い宮崎県・鹿児島県または発生量が少ない秋田県・福井県・滋賀県で、常に最も多いまたは最も少ないということは無かつ

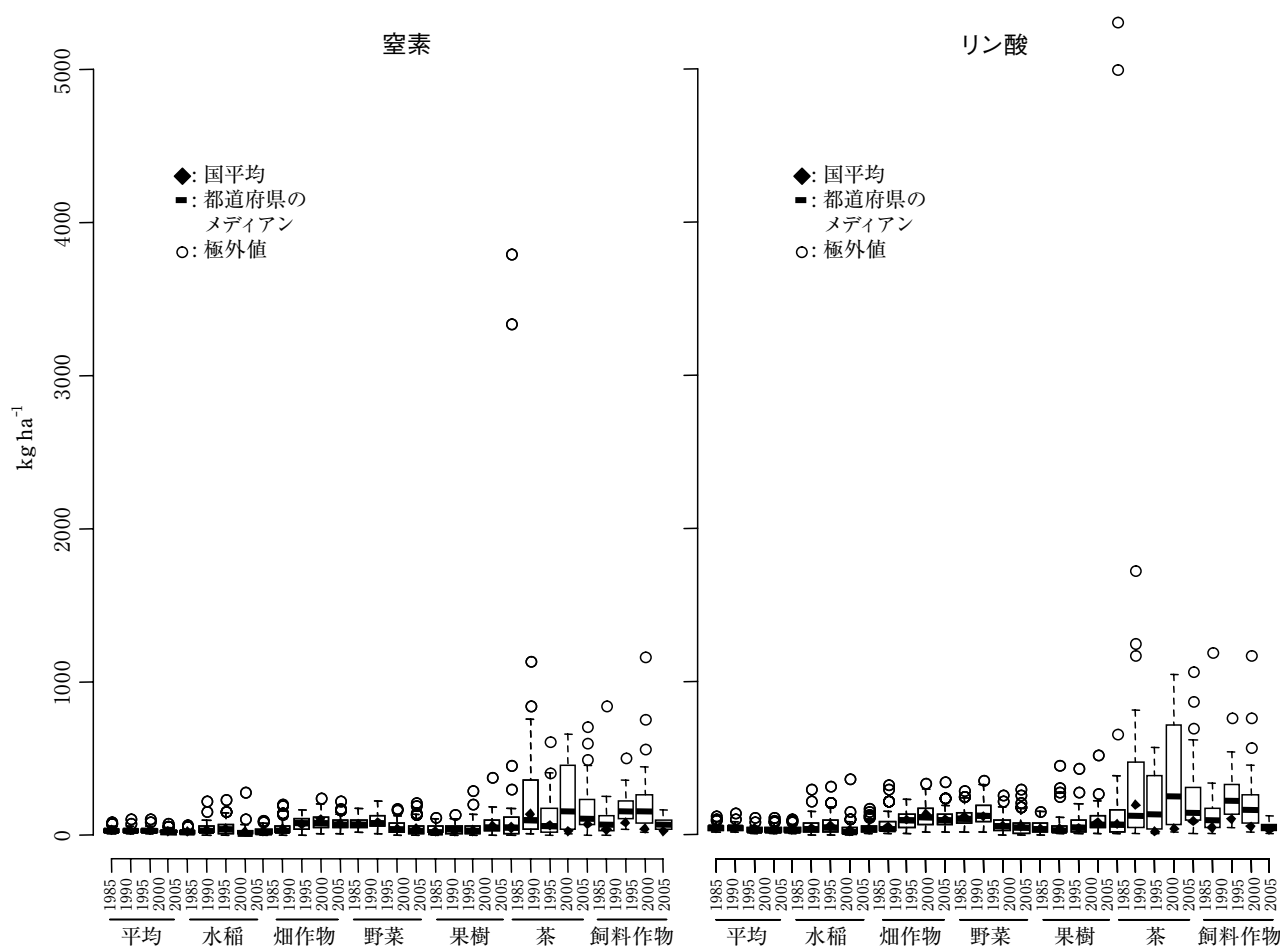


図6 堆肥による各作物への窒素・リン酸の施用量の国での傾向と都道府県でのばらつき
算出の方法上窒素とリン酸は平行な関係にある。比較的野菜に重点的に施用される傾向がある。

た。堆肥の施用は、特定の作物、通常はその都道府県にとって重要な換金作物（野菜）または畜産の生産基盤として飼料作物に重点的に施用される傾向があった。野菜に関して記せば、岩手県が最も多く以下宮崎県・三重県・鹿児島県・茨城県の順で多く施用されていた。これらの県は比較的集約的な畜産地帯でありかつ比較的野菜の作付面積が少ない県であった。岩手県・宮崎県・茨城県は首都圏・関西圏への野菜生産基地であり、多くの堆肥を与える労力とコストを加味しても採算に合うため堆肥が多く与えられるのではないかと考えられる。

(4) 作物収量

窒素・リン酸量で見た作物収量は化学肥料窒素・リン酸の施用が減少しているにもかかわらず、全体で見ると変化は少なかった（図7）。Mishima (2001a) は、1985年以降作物生産量に伴う農地からの窒素持ち出し量は減少傾向にあるとしていたが、これには農作物の収穫物部分に加え稲わら・籾殻の持ち出しを含んだ量であり、本データベースでは農作物の収穫物部分のみを扱っているため違いがある。なお、作物の窒素とリン酸の比率は作物により固定されているため、窒素で見た収量とリン酸で見た作物収量の間には相関関係がある事になる。以下、主

に窒素に関して述べる。

化学肥料窒素の施肥が削減されても作物収量が減らなかった理由としては、緩効性肥料の普及（水田での一発施肥など）、施肥位置・タイミングの最適化（麦類への春施肥など）と言ったものが考えられる。一方で野菜の収量は2000年まで増加し、果樹の収量は減少した。これらは窒素施肥の増加・減少の影響を受けているかもしれない。飼料作物に関しては傾向がはっきりしない。化学肥料による窒素施肥に比してリン酸施肥は年により大きく変化する。しかし、作物生産への影響は明らかではない。たとえば、果樹へのリン酸施肥は2000年に大きく増加したが、収量は減少傾向のままである。土壌中に有効態リン酸が充分にあれば多量の施肥を続ける必要はないとも考えられる。黒柳ら（1989、1990、1991）は、土壌中に有効態リン酸が充分あるときには施肥リン酸の収量への影響は無くなったことを述べている。リン酸施肥は土壌のリン酸肥沃度に依存して与えられるべきであると考えられる（Mishima et al., 2003）。

窒素・リン酸量で見た作物生産の最大値は飼料作物の高収量と畑作物（主にサトウキビ）のある沖縄県であり、宮崎県・北海道といった畜産のために多量の飼料生産を行っている県が上位にきた。一方最低値は窒素・リン酸収

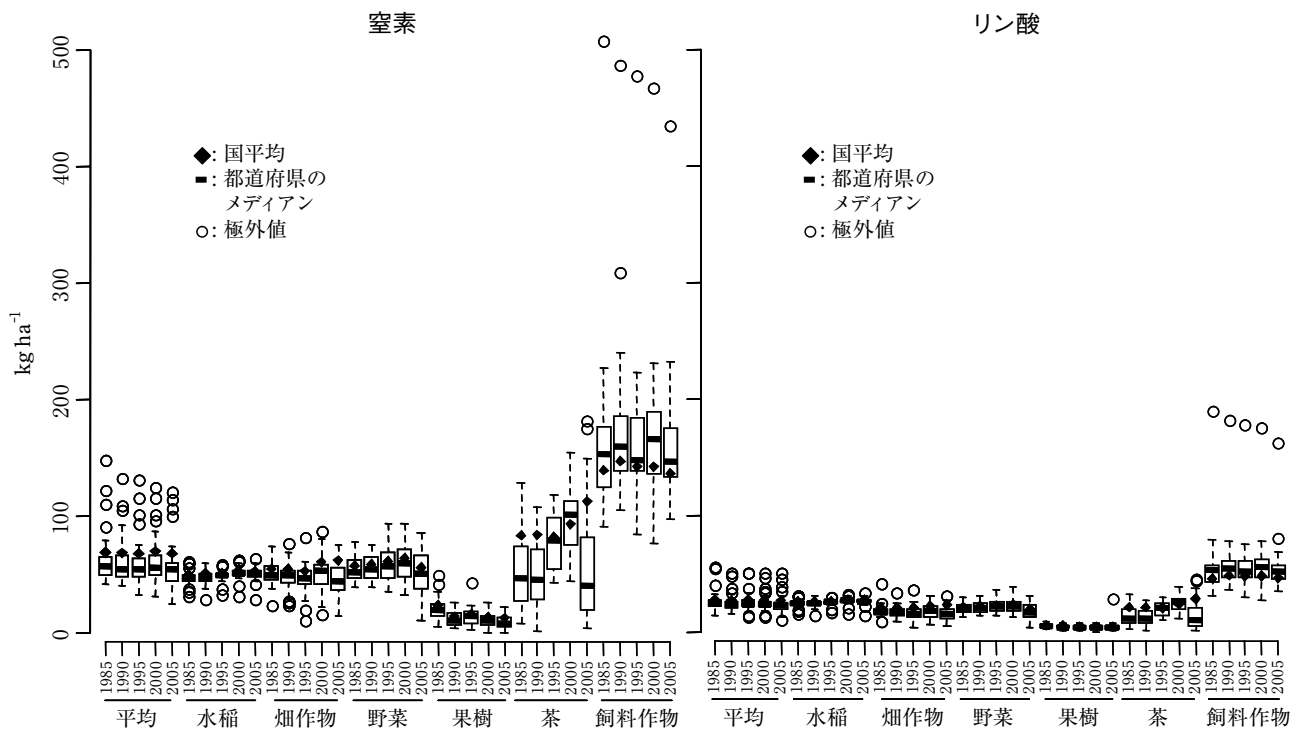


図7 窒素・リン酸の作物による収量量の国平均の傾向と都道府県でのばらつき

算出方法の関係上窒素とリン酸は平行な関係にある。化学肥料・堆肥の施用は減少傾向にあるものの、水稲や畑作物ではむしろ収量が増加傾向にある。これには肥料の利用効率が高い施肥法が採用されるようになってきたことがあるかもしれない。

量の少ない果樹（梅）が多くを占める和歌山県であり、山梨県・愛媛県といった果樹地帯が下位についていた。野菜は作物の中では中位の窒素・リン酸収量であるが、茨城県が野菜では最高の収量を示し、次いで愛知県、群馬県、高知県が2005年には続いた。これらの県は首都圏への主要野菜産地である。ただし、高知県を除くと他県での窒素・リン酸施肥がとりわけ多くはなかった。

(5) 作物別窒素・リン酸収支

窒素とリン酸の収支は全体で見ると過剰を示した（図8）。野菜では窒素収支は増加傾向にあったが、他の作物では減少傾向にあった。飼料作物は窒素収支が欠乏を示した年が2回あった。これらの傾向は第一に化学肥料の施用の低下、次に堆肥の施用の低下による。Mishima (2001b) は農地全体で見たとき、化学肥料の施用量と農地で余剰となる窒素量および堆肥の施用量と農地で余剰となる窒素量の間に有意な正の相関があることを示し

た。リン酸過剰は茶を除き窒素過剰より多かった。これは茶以外でリン酸施肥が窒素施用量と同等かそれ以上であったことによる。都道府県別のリン酸収支は窒素収支よりばらつきの幅が大きかった。これは化学肥料リン酸のばらつきが窒素肥料施用のばらつきより大きかったことによる。化学肥料と堆肥施用の都道府県ごとの傾向は常に国平均を追っているわけではなかったため、窒素・リン酸収支も国平均の傾向を示すとは限らなかった。しかし、多くの県では窒素・リン酸収支は減少していると考えられた。飼料作物では窒素・リン酸収支は多量の堆肥を施用することにより幾つかの県で大きな過剰を示していたが、国平均では欠乏が見られた年もあった。例えば、野菜への不均衡、不適切かつ過剰な堆肥の特定の作物への施用は、過剰な土壌窒素・リン酸肥沃度による作物被害や水環境の富栄養化のリスクを高めることになる。これらの問題を解くために、充分すぎる堆肥が都道府県内にある場合でも、適正な範囲での農地への堆肥施用が必

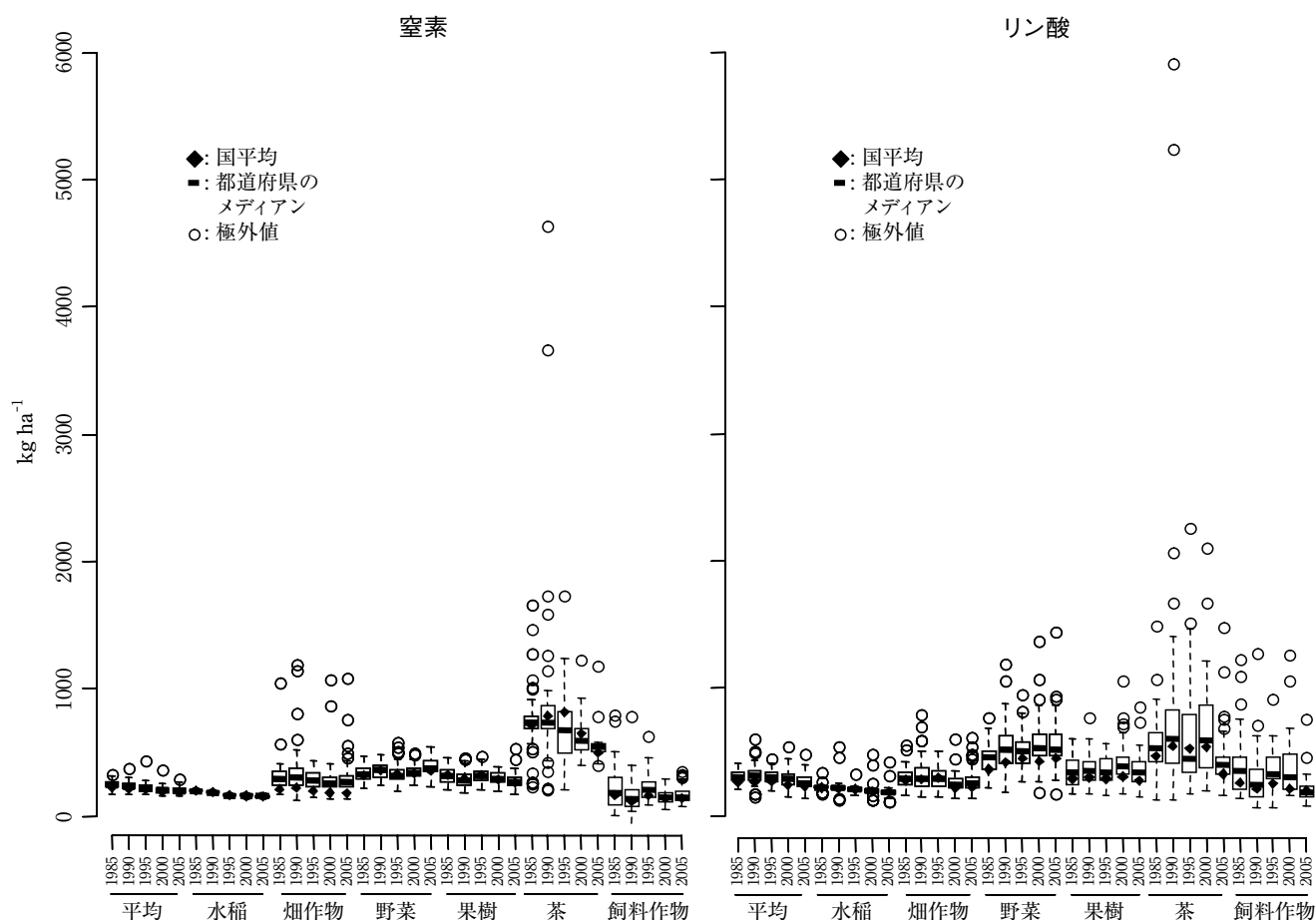


図8 窒素・リン酸の作物ごとの収支

野菜を除き、化学肥料の投入が減っていることから収支は減少傾向にある。野菜では化学肥料の投入が高まっていることから収支は増加傾向にある。特にリン酸収支では近年茶以上のリン酸の過剰が野菜で発生しており、リン酸過剰のホットスポットとなっている。

要になると考えられる。また、畜産は農地による堆肥の受容能力や生産基盤に依存して行われるべきである。

北海道は日本で最も窒素過剰が少なく、次いで富山県、新潟県、秋田県が続いていた。北海道は化学肥料の施用が比較的少なく、飼料作物を主体とする作物生産が多いことによる。他の3県は水稻生産が主体の県である。一方で静岡県は最も窒素過剰が多く、香川、東京、神奈川が続いていた。静岡県は全国の40%以上の茶園が集中することによる。香川と東京は作物生産が低いことによる。都道府県単位では明らかではないが、窒素過剰が2番目に高い野菜類が多いか少ないかといったこともまた窒素過剰に影響している可能性が考えられた。

日本の政府はオランダのMINASのような窒素・リン酸過剰を制限する指標や、化学肥料と堆肥の施用規範が十分に整備されていない。日本政府・地方公共団体は、持続性の高い生産方式に関する法律の施行に伴い持続性が高く窒素・リン酸過剰による環境影響を少なくするための幾つかのイニシアチブやGAPの推進をしてきている（農林水産省、2005、静岡県、2005）。作物生産と家畜生産の都道府県間ではばらつきがあり、しばしば都道府県単位での窒素・リン酸過剰が高くなることに寄与していた。これらのことを明らかにしてはきているものの、窒素・リン酸過剰の基準値を示すこと、またはどう窒素・リン酸バランスを是正すべきかを本稿では明らかに出来てはいない。過去には推奨事項として、窒素・リン酸過剰を緩和するために家畜飼養や作物への施肥を最適化することが示されてはいる（Mishima, 2001b）。環境影響の低い農業生産の形を導入することは、都道府県単位で施肥の計画をすることが要求されるものと考えられる。

VI 本データベースの拡張利用例：都道府県内での余剰窒素・リン酸の分布の細密地図化

神山（2008）は、3次メッシュ単位での農業統計地図データを作成し公開した。このデータには耕種14セクタ、畜種4セクタに関して記載がある。これを本研究の作目などに組み合わせるため、9つの農業セクタ（水田・畑・野菜・果樹・茶・飼料作物・牛・豚・鶏）に集約した。本稿で作成した耕種6作目での単位面積当たりの窒素・リン酸収支と、乳牛と肉牛・豚・採卵鶏とブロイラーの畜種3セクタに集約した廃棄される窒素・リン酸を、それぞれの農業セクタでの窒素・リン酸過剰（欠乏）原単位として作成した。

集約した農業統計地図データ1メッシュごとに水田・

畑・野菜・果樹・茶・飼料作物・牛・豚・鶏が存在する場合に原単位を乗じて合計しメッシュでの窒素・リン酸過剰（欠乏）を求めた。存在しない場合は欠損メッシュとしての値を代入した。この計算はMicrosoft EXCELのVBAを使った。算出結果をGISソフト（MANDARA）で表示した。

1990年の栃木県に関しての原単位を表6に示す。耕種の窒素収支は飼料作物で負の値（欠乏）を示したが、リン酸収支はいずれも過剰を示した。畜種では必ず廃棄ふん尿があるため、家畜を飼養する場合には窒素・リン酸過剰を生じる。これらに作付面積・飼養頭羽数を乗じて集計した結果を図9に示す。栃木県は北部が集約的畜産地帯、南部が水田畑作地帯である。北部には窒素欠乏のメッシュが存在し、これは飼料作物が多く栽培されており他作目や畜種による窒素過剰を上回っていたことを示す。畑作物・野菜の多い南部の台地部では窒素過剰が多いことが示されている。一方でリン酸に関しては、常に過剰になり、南部の畑作・野菜が多い台地部、北部の畜産地帯で過剰が特に多いことが示された。

VII 摘要

- 1) 国・都道府県における耕種6作目とその加重平均に関する、化学肥料の施用・家畜ふん尿堆肥の施用・作物による収奪・灌漑や脱窒による窒素の出入り・収支に関する窒素・リン酸のフロー量を推計する方法を確立し、1985-2005年の5年ごとに作付面積・耕地面積あたりの量を推計した。また、5畜種の排泄する窒素・リン酸に関して、総量・堆肥としての利用量・廃棄量・堆肥化過程での消失量の推計方法を確立し、1985-2005年の5年ごとに耕地面積あたりの量を推計した。また、国・都道府県で農業生産による余剰窒素・リン酸の耕地面積あたりの量を求めた。
- 2) 窒素のフローに関しては以下の通りである。国レベルでの平均と都道府県のメディアンによる化学肥料の利用は1985年から2005年の間減少し続けた。家畜ふん堆肥の利用は国平均では1990年にピークに

表6 栃木県における窒素・リン酸負荷の原単位

	水田	畑作	野菜	果樹	茶	飼料作物	牛*	豚*	鶏**
窒素	39.55	55.76	345.94	124.35	615.51	-59.87	3.71	4.22	6.57
リン酸	82.70	97.31	330.99	91.41	193.89	20.49	3.79	5.28	11.48

単位：無印 (kg ha⁻¹)、* (kg 頭⁻¹)、** (kg 1000羽⁻¹)

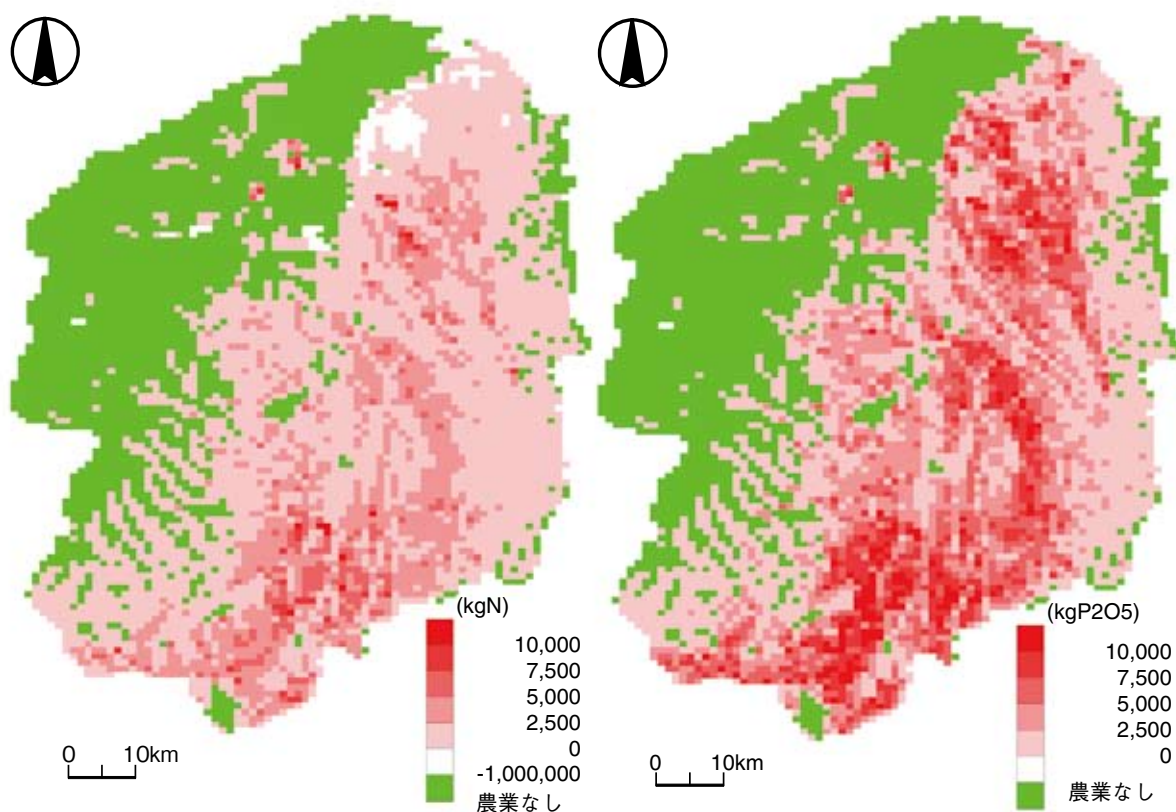


図9 栃木県における窒素・リン酸過剰（欠乏）の3次メッシュマップ

耕種6作目での窒素・リン酸収支と、畜種を5から3セクタに絞って一頭羽あたりの未利用ふん尿量を算出して原単位化し、神山（2003）の農業情報マップデータと掛け合わせて各メッシュの窒素・リン酸過剰（欠乏）を算出した。そしてGISソフト（MANDARA）で表示した。

なりメディアンでは1985年がピークで2005年に向けて減少した。作物生産はほぼ一定であった。結果として、農地での窒素過剰は化学肥料の減少にしたがって減少した。家畜ふん尿の廃棄は国平均・都道府県のメディアンは増加し続けた。農業生産に伴う窒素余剰は、家畜ふん尿の廃棄の増加以上に化学肥料の減少があったために減少し続けた。窒素余剰の減少は環境影響上好ましい傾向であるが、家畜ふん尿の廃棄が増加していることは問題視すべきである。都道府県ごとの余剰水中に余剰窒素が全量溶け出した場合の濃度と観測井戸が水質基準を超える割合の間には、有意な正の相関（ $r=0.580$ $p<0.001$ ）があった。このことは農業生産で余剰となる窒素は地下水に負の影響を与えていることを示す。しかしどの程度の余剰窒素から地下水への影響が現れるのか、地下水中の窒素濃度の推定には至らなかった。

- 3) リン酸のフローに関しては以下のとおりである。日本の国レベル・都道府県のメディアンで見える化学肥料の施用量は1985年から2005年にかけて減少した。

堆肥の施用に関しては1990年以降国レベルでは減少した。作物生産はこの期間中ほぼ一定であった。結果として農地でのリン酸バランスは減少した。しかしながら、各都道府県の傾向は国の傾向と同じではなかった。農業生産における余剰リン酸は2000年を除き減少傾向にあった。ただし化学肥料の投入減少の一方で家畜ふん尿の廃棄の増加という相反する動きがあった。環境への負の影響は、リン酸過剰・余剰の減少により減っていると考えられる。しかし、廃棄されるふん尿量が増えていることには注意しなくてはならない。肥培管理の面からもリン酸資源の管理の面からも、積極的な家畜ふん尿の利用が必要になるであろう。主に化学肥料リン酸の多量投入によると考えられる土壌リン酸の富化は、確度を持ってどの水準に下げられるかは言いがたいが、作物生産の減少を伴うことなくリン酸施肥量を減らせることを示すと思われる。その理由としては、リン酸施肥が作物生産に影響していないと見られること、これまでのリン酸過剰の結果土壌中に有効態リン酸が

十分に蓄積し続けていること、作物による窒素に対するリン酸の収奪割合（1:0.39）が施肥窒素とリン酸の比（1:1）とがかけ離れていることが挙げられる。

- 4) 水稻・畑作物・野菜・茶では窒素・リン酸で見た収量は1985-2005年の間に漸増しており、化学肥料窒素の施用は水稻・畑作物・茶では減少しており、化学肥料リン酸の施用は水稻・畑作物で減少している。窒素は作物生産の制限要素ではあるが、より計画的な施用による利用率の向上によって過剰はより少なく出来ると考えられる。果樹と野菜で比較的多量の窒素過剰が見られたことから、適切な窒素施用が必要になると考えられる。リン酸は第二制限要素であるが、作物生産への影響は明らかではない。慣行的には日本では多量のリン酸が施用されてきたが、これは見直されるべきである。都道府県での窒素施用は大きくばらついていた。これは、都道府県間で生産される作物の種類と面積の構成比が大きくばらついていることによる。特定作物に重点化している都道府県では、多様な作物を生産している県の同じ作物よりも多くの化学肥料・堆肥が施用される傾向があった。また、野菜へは重点的に堆肥が施用される傾向が多く県の間でみられた。これは野菜が大都市周辺やその都道府県自身にとっての換金作物であることによる。作物による窒素収奪量は、作付けされる作物とその面積比で決まる。たとえば畑作物や飼料作物のような生産量の多い作物か、果樹のような生産量の少ない作物が多いかによる。窒素収支は化学肥料と堆肥施用、作物生産の相互関係によって決まる。野菜は窒素収支が過大であるが、その影響は明らかではなかった。窒素過剰の少ない県では、水稻や飼料作物が主体であった。この結果は水稻には施肥が少なく済むことによる環境影響の小ささを意味する。都道府県でのリン酸肥料の施用は窒素肥料施用よりも各作物にせよ全体にせよばらつきが大きかった。都道府県によりリン酸肥料の施用は大きくばらつき、一貫した方向性は見られなかった。これは、都道府県でのリン酸バランスのばらつきを大きくした。作物と堆肥の窒素・リン酸比は作物種・畜種により固定されていたので、堆肥窒素の施用と同様の傾向であった。リン酸施肥が大きくばらついたことによって、リン酸量で見た作物生産は影響を受けていなかった。多くの農地では既に十分なリン酸肥沃度を持っており、リン酸施肥が時に無駄になって

いると考えられた。都道府県で特定の作物に重点化していることは、政府の地域特産化の結果である。地域特産化の結果として、都道府県間での窒素・リン酸収支(過剰)のばらつきが大きくなる傾向にあった。これを少なくするためには、個々の県での作物の作付はその県の気候・土壌・作物生理によって最適なようにきめられるべきであり、産地特産化・換金目的に重点化すべきではないと考えられる。

- 5) 本データを用いることで、都道府県内での窒素・リン酸過剰（欠乏）の細密表示が可能である。窒素・リン酸過剰（欠乏）の分布は必ずしも一致せず、その場所の農業生産の事情を反映することが示された。

引用文献

- 1) 天野洋司・大田健・草場敬・中井信（1991）：中部日本以北の土壌型別蓄積りんの形態別計量．土壌蓄積りんの再生循環利用技術の開発．p. 28-36. 農林水産技術会議事務局，農林水産省，東京
- 2) Antikainen, R, R. Lemola, J. I. Nousiainen, L. Sokka, M. Esala, P. Huhtanen and S. Rekolainen (2005) : Stocks and flows of nitrogen and phosphorus in Finnish food production and consumption system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **107**, 287-305
- 3) 青久・稲垣卓次（2000）：茶栽培における被覆尿素を用いた省力施肥法と硝酸態窒素の溶脱低減効果．日本土壌学肥料科学雑誌, **71**(4), 546-549
- 4) Cordell D., J-O Drangert and S. White (2009) : The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, Article in Press, Doi:10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009.
- 5) De Jong R., J. Y. Yang, C. F. Drury, E. C. Huffman, V. Kirkwood and X. M. Yang (2007) : The indicator of risk of water contamination by nitrate-nitrogen. *Can. J. Soil Sc.*, **87**, 179-188
- 6) D'Haene, K, M. Magyar, S. De Neve, O. Palmi, J. Nagy, T. Nemeth and G. Hofman (2007) : Nitrogen and phosphorus balances of Hungarian farms. *Euro. J. Agronomy*, **26**, 224-234
- 7) Ekholm, P., E. Turtola, J. Gronroos, P. Seuri and K. Ylivainio (2005) : Phosphorus loss from different farming systems estimated from soil surface phosphorus balance. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **110**, 266-278

- 8) Hanegraaf M. C. and D. J. den Boer (2003) : Perspectives and limitations of Dutch minerals accounting system (MINAS). *Europ. J. Agronomy*, **20**, 25-31
- 9) Hechrath G., P.C. Brooks, P.R. Poulton and K.W.T. Goulding (1995) : Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in Broadbald experiment. *J. Environ. Qual.*, **24**, 904-910
- 10) 平館俊太郎 (2007) : 外来植物が好きな土、在来植物が好きな土。圃場と土壌, **39(5)**, 30-38
- 11) 寶戸雅之・池口厚男・神山和則・島田和宏・荻野暁史・三島慎一郎・賀来康一 (2003) : わが国農耕地における窒素負荷の都道府県別評価と改善シナリオ。土肥誌, **74(4)**, 467-474
- 12) 甲斐典男・福川利玄・鈴木喜代志 (1999) : キュウリの葉脈褐変症の発生要因。九州農業研究, **51**, 74
- 13) 川合貴雄・小野芳郎・内藤恭典 (1993) : リン酸過剰による高温下でのダイコンの葉枯れ障害。岡山県立農業試験場研究報告, **11**, 47-56
- 14) 川島博之 (1996) : わが国における食料供給と窒素循環。環境科学会誌, **9(1)**, 27-33
- 15) 神山和則・上田義治 (2007) : 1kmメッシュ単位で推定した農業統計のデータベース化。農業環境技術研究所研究成果情報, **24**, 42-43
- 16) 黒柳直彦・藤田彰・中嶋靖之 (1989) : リン酸蓄積畑における施肥リン酸の肥効 (1)。福岡県農業総合試験場研究報告B (園芸), **9**, 21-24
- 17) 黒柳直彦・藤田彰・中嶋靖之 (1990) : リン酸蓄積畑における施肥リン酸の肥効 (2)。福岡県農業総合試験場研究報告B (園芸), **10**, 15-18
- 18) 黒柳直彦・藤田彰・渡邊敏朗 (1991) : リン酸蓄積畑における施肥リン酸の肥効 (3)。福岡県農業総合試験場研究報告B (園芸), **11**, 39-42
- 19) 桑名健夫・尾野凱生・時枝茂行 (1988) : キュウリの葉脈褐変症について。兵庫県立中央農業技術センター研究報告 (農業編), **36**, 65-68
- 20) Lesschen J. P., J. J. Stoorvogel, E.M.A. Smaling, G.B.M. Heuvelink and A. Veldkamp (2007) : A spatially explicit methodology to quantify soil nutrient balances and their uncertainties at the national level. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, **78**, 111-131
- 21) 増島博 (2001) : 農耕地における物質循環と環境問題。農業土木学会誌, **69(12)**, 1237-1240 (in Japanese)
- 22) 松本成夫 (2000) : 地域における窒素フローの推定方法の確立とこれによる環境負荷の評価。農業環境技術研究所報告, **18**, 81-152
- 23) Mishima S., S. Itahashi, R. Kimura and T. Inoue (2003) : Trends of phosphate fertilizer demand and phosphate balance in farmland soils in Japan. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **49**, 39-45
- 24) Mishima S. (2001a) : Recent trend of nitrogen flow associated with agricultural production in Japan. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **47**, 157-166
- 25) Mishima S. (2001b) : Quantitative evaluation of environmental risk associated with nitrogen flow in agricultural production and mitigation plan for 2 typical prefectures in Japan. *Soil Sci. Plant Nutri.*, **47**, 511-518
- 26) Mishima S., S. Itahashi, R. Kimura and T. Inoue (2003) : Trends of phosphate fertilizer demand and phosphate balance in farmland soils in Japan. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **49(1)**, 39-45
- 27) Mishima S., S. Taniguchi and M. Komada (2006) : Recent trends in nitrogen and phosphate use and balance on Japanese farmland. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **52**, 556-563
- 28) Mishima S, S. Taniguchi, K. Kohyama and M. Komada (2007) : Relationship between nitrogen and phosphate surplus from agricultural production and river water quality in two types of production structure. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **53**, 318-327
- 29) 三島慎一郎・秋山博子・八木一行・神山和則 (2008) : 家畜ふん尿堆肥に含まれる肥料成分の傾向と堆肥化に伴う窒素消失率の推定。日本土壌肥科学会誌, **79**, 370-375
- 30) Mishima S., A. Endo and K. Kohyama (2009a) : Recent trend of residual nitrogen on the national and regional scale in Japan and its relation with groundwater quality. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **83**, 1-11
- 31) Mishima S., A. Endo and K. Kohyama (2009a) : Recent trend of residual phosphate on the national and regional scale in Japan. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Online first
- 32) 三輪穀太郎・松本成夫・織田健二郎 (2006) : わが国の食飼料供給に伴う窒素の動態に基づく環境負荷発生構造の解析。日本土壌肥科学雑誌, **77(6)**, 627-634
- 33) 文部科学省 (2000) : 五訂食品標準成分表。大蔵省印刷局

- 34) 日本温室効果ガスインベントリオフィス(2008):日本国温室効果ガスインベントリ報告書. 国立環境研究所
- 35) 西尾道徳(2003):作物種類別の施肥窒素負荷量に基づく地下水の硝酸性窒素汚染リスクの評価手法. 土肥誌, **72(2)**, 522-528
- 36) 農林水産省(1986):稲作関係資料. p.236-238, 東京
- 37) 農林水産省(1991):稲作関係資料. p.341-345, 東京
- 38) 農林水産省(1996):稲作関係資料. p.205-206, 東京
- 39) 農林水産省(2001):稲作関係資料. p.231, 東京
- 40) 農林水産省(2005):稲作関係資料. p.231, 東京
- 41) 農林水産省(2001):畜産経営の動向. p.212
- 42) 農林水産省(1986a):第62次農林水産統計. p.66-143, 農林統計協会, 東京
- 43) 農林水産省(1986b):畜産物生産費調査報告. p.36-160, 農林統計協会, 東京
- 44) 農林水産省(1987a):第57次農林水産統計. p.66-143, 農林統計協会, 東京
- 45) 農林水産省(1991a):第67次農林水産統計. p.66-143, 農林統計協会, 東京
- 46) 農林水産省(1991b):畜産物生産費調査報告. p.36-174, 農林統計協会, 東京
- 47) 農林水産省(1992a):第67次農林水産統計. p.66-143, 農林統計協会, 東京
- 48) 農林水産省(1996a):第74次農林水産統計. p.66-143, 農林統計協会, 東京
- 49) 農林水産省(1996b):畜産物生産費調査報告. p.30-171, 農林統計協会, 東京
- 50) 農林水産省(1997a):第74次農林水産統計. p.66-143, 農林統計協会, 東京
- 51) 農林水産省(2001a):第74次農林水産統計. p.66-143, 農林統計協会, 東京
- 52) 農林水産省(2001b):畜産物生産費調査報告. p.30-171, 農林統計協会, 東京
- 53) 農林水産省(2002a):第74次農林水産統計. p.66-143, 農林統計協会, 東京
- 54) 農林水産省(2006a):第74次農林水産統計. p.66-143, 農林統計協会, 東京
- 55) 農林水産省(2006b):畜産物生産費調査報告. p.30-171, 農林統計協会, 東京
- 56) 農林水産省(2007a):第74次農林水産統計. p.66-143, 農林統計協会, 東京
- 57) 農林水産省(2002):持続性の高い生産方式への取り組み状況調査結果の概要
- 58) 農林水産省(2003):持続性の高い生産方式への取り組み状況調査結果の概要
- 59) 小原洋(2000):定点調査データの概要と農耕地土壌の全国的な傾向. ペドロジスト, **44(2)**, 134-142
- 60) 小原洋・中井信(2004):農耕地土壌の可給態リン酸の全国的変動. 日本土壌肥科学雑誌, **75(1)**, 59-67
- 61) OECD(2001): Nutrient use. In environmental indicators for agriculture Vol. 3 Methods and results, p.126. OECD publications, Paris
- 62) OECD(2008): Environmental performance of agriculture in OECD countries from 1990. p.48-62, OECD publications, Paris
- 63) 小川吉雄・酒井一(1986):畑地からの窒素の流出制御. 農業および園芸, **61**, 15-20
- 64) Ondersteijn D. J. M., A. C. G. Beldman, C. H. G., Daatselaar, G. W. J. Giesen and R. B. M. Huirne(2002): The Dutch mineral accounting system and European nitrate directive: implications for N and P management and farm performance. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **92**, 283-296
- 65) 大橋欣治(1989):農村地域の水管理と水質保全. 農業土木学会誌, **57(7)**, 562-564
- 66) 尾和尚人(1996):わが国の農作物の養分収支. 平成8年度関東東海農業環境調和型農業生産における土壌管理技術に関する第6回研究会 養分の効率的利用技術の新たな動向. p.1-15, 農林水産省農業研究センター
- 67) Prasad R. and J. F. Power(1997): Soil fertility management for sustainable agriculture. p.171, CRC Publisher New York
- 68) Salo T. and E. Turtola(2006): Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland. *Agricult. Ecosystems Environ*, **113**, 98-107
- 69) Sharpley. A. N., J. L. Weld, D. B. Beegle, P. J. A. Kleinman, W. J. Gburek, P. A. Moore and G. Mullins(2003): Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, **58**, 137-152
- 70) 竹内誠(1997):農耕地からの窒素・リンの流出. 日本土壌肥科学雑誌, **68**, 708-715
- 71) 築城幹典・原田靖生(1997):我が国における家畜排泄物発生の実態と今後の課題. 環境保全と新しい畜産, p.15-29, 農林水産技術協会, 東京

- 72) 渡辺和彦・上原洋一・豊田剛己・篠原 信・久能
均・後藤逸男・村上圭一・前川和正 (2004): 施肥管
理と病害発生. 日本土壤肥料学会誌, **75**, 399-404
- 73) 安田環 (2003): 持続的食糧生産とリン資源. 農業お
よび園芸, **78**, 1253-1257
- 74) 吉池昭夫 (1983): 農耕地における施用リン酸の蓄積
について. 日本土壤肥料学雑誌, **54(3)**, 255-261
- 75) 吉倉惇一郎・二見敬三・桑名健夫 (1987): シュンギ
クの心枯れ症の発生要因と対策. 兵庫県農業総合セ
ンター研究報告, **35**, 75-80

The database and the methodologies to estimate recent trend of nitrogen (N) and phosphate (P) flows and residual N and P in Japanese national prefectural scales and examples their application

Shin-ichiro Mishima and Kazunori Kohyama

Summary

We set a framework of nitrogen (N) and phosphate (P) flow associated with agricultural production and developed the method to calculate N and P flow from the statistical data and questionnaires, then made up a database that describes N and P balance sheet for paddy rice, upland crop, vegetables, orchard, tea and forage and fate of dairy cattle, beef cattle, swine, layer and broiler excreta N and P in each prefecture from 1985 to 2005 in every 5 years. In this paper, firstly we described calculation methods of N and P flows, then made a mini-review of our past works done as the application of this database.

National average and prefectural median of N and P balance on farmlands was reduced in accordance to reduction of input of chemical fertilizer without reducing crop N and P productions. Utilization of livestock excreta N and P was reduced in 2005 in spite of increase of non-utilized part. Residual N and P on agricultural production was decreased, however, prefectural maxima increased by intensification of livestock excreta production and minima decreased by lowering chemical fertilizers input. Nitrogen and P surplus was decreased in 2005 comparing with 1985 except vegetables. Vegetables indicated higher surplus in some prefectures than tea that receives the highest N and P on national average. On the other hand, forages indicated N deficiency in some prefectures. Therefore, reduced input of chemical fertilizers for vegetables would be important to reduce prefectural and national N and P surplus.

This database can be utile for basic unit to indicate N and P surplus and deficiency with in prefectures minutely. We can also calculate potential of outflow of N and P from farmland to river or ground water, nitrous oxide emission associated with N flow.

