

地下水の硝酸汚染と畜産

茨城県農業総合センター 園芸研究所
所長 小川吉雄

1. はじめに

環境省は、平成13年度に国および地方公共団体が実施した全国の地下水水質の環境基準項目の測定結果を取りまとめ公表した。調査対象井戸(4,722本)の7.2%にあたる341本の井戸において環境基準を超過する項目がみられた。その内訳をみると、硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素が5.8%と最も高く、ついで砒素が1.3%、フッ素が0.7%となっており、カドミウム他15項目については、環境基準を超過する井戸はみられなかった。硝酸性窒素の基準超過井戸の多くは農村地域に存在しており、農地における過剰施肥や家畜排せつ物の不適切な処理及び生活排水が原因とされている。

地下水中の硝酸性窒素を始めとして新鮮野菜中の硝酸塩含量が問題になっている背景には、硝酸塩を多量に摂取するとヒトでは乳児、家畜では反すう動物の牛などに致命的な影響を及ぼすことがある。硝酸塩そのものの急性毒性はそれほど大きくはないが、条件によっては胃の中で亜硝酸に還元されて血液中に取り込まれ、ヘモグロビンと結合してメヘモグロビンとなり、体内に酸素を運ぶ能力を低下させてブルーベビー症候群といわれるメヘモグロビン血症(青藍色症)を発症させる。1945年にアメリカで最初に確認され、世界的には約3000例の報告がある。いずれも飲料水源の多くが厩舎などの不完全な排水施設の近くにあり、硝酸性窒素濃度は20mg/Lを超えていた。

飲料水中の水質基準は早くから設けられており、世界保健機構(WHO)やEU諸国が採用している基準値は硝酸イオン(NO_3^-)50mg/L以下であり、これを硝酸性窒素(以下 $\text{NO}_3\text{-N}$)に換算すると11.3mg/Lになる。

2. 汚染源としての窒素肥料および家畜ふん尿

地球上における窒素の存在量は極めて多いが、植物、作物に有効に吸収利用される形態の窒素量は比較的限られており、その供給量が植物の生育や食糧生産の制限因子になっていることが多い。作物は土壌中のアンモニウムイオンや硝酸イオンを窒素源として根から吸収して同化する。農地における窒素の天然供給量は少ないため、窒素の施肥は増収効果が大きい。通常はアンモニウム塩、硝酸塩などの無機態の窒素を化学肥料として直接施肥する。堆厩肥や有機質肥料などの有機態の窒素は土壌中でアンモニア化成菌によって分解され一旦アンモニアになるが、畑のように酸素が十分にある状態では硝酸化成菌の作用によって速やかに亜硝酸を経て硝酸に変わり、作物に利用される。

無機態であれ有機態であれ投入された窒素は、土壌中で最終的には $\text{NO}_3\text{-N}$ にまで変化する。硝酸イオンは陰イオンであるため土壌への吸着力が小さく、水の移動に伴って下層へと溶脱し地下水まで流出する。

また、表1に示すようにわが国で1年間に排泄される家畜ふん尿の総量は約9,400万トンと推定されている¹⁾。これは生ごみ、下水汚泥、食品産業廃棄物等の有機性廃棄物と比較するとはるかに多い量である。家畜ふん尿を廃棄物と見るか資源と見るかで大きく議論の別れるところであるが、肥料、飼料ともその原料の大部分を海外に依存しているわが国では、今まで以上に家畜ふん尿を有効に利用することが省資源並びに環境保全の立場から尊重されなければならない。畜産からの排せつ物を肥料成分に換算すると年間で窒素で約83万トン、リン酸で39万トン、加里で58万トンと推察され、窒素については化学肥料の消費量(約65万トン)をはるかに上回っている。

元来家畜ふん尿は堆厩肥として農地に還元され、農業生産上貴重な資源として利用されてきた。しかし、化学肥料を中心とした肥培管理と畜産が大規模化し専門化したことで、飼養頭羽数とそれらの排せつ物を施用すべき農地との間にバランスを失う場合が多くなり、その結果悪臭や水

質汚染、土壌養分の過剰など畜産に関する環境問題が顕在化するようになった。

表1 有機性廃棄物の発生量及び成分含有量(生物系廃棄物リサイクル研究会, 1999)

廃棄物の種類	発生量(万t)	近年の増減傾向	成分含有量(万t)		
			チッソ	リンサン	カリ
わら類	1,172(H8)	減少(米収穫量及び麦収穫量減少)	6.9	2.4	11.7
もみがら	232(H8)	減少(米収穫量)	1.4	0.5	1.2
家畜ふん尿	9,430(H9)	減少(家畜飼養頭数の低迷)	74.9	27.4	51.9
畜産物残さ	167(H7)	減少(屠畜頭数の減少)	8.4	11.9	6.2
樹皮(バーク)	95(H8)	減少(木材生産量及び素材輸入量の減少)	0.5	0.1	0.3
おがくず	50(H8)	同上	0.1	0.0	0.1
木くず	402(H8)	同上	0.6	0.1	0.6
動植物残さ	248(H5)		1.0	0.4	0.4
食品産業汚泥	1,504(H5)		5.3	3.0	0.6
建設発生木材	632(H7)	減少	1.0	0.2	0.9
生ごみ(家庭、事業系)	2,028(H7)	横ばい(一般廃棄物の排出量)	8.0	3.0	3.2
木竹類	247(H6)	都市緑化、ガーデニング等の進展に伴い増加	1.9	0.5	0.9
下水汚泥	8,550(H8)	施設整備の進展に伴い増加	8.9	9.2	0.6
し尿	1,995(H7)	下水道・浄化槽の整備の進展に伴い減少	12.0	2.0	6.0
浄化槽汚泥	1,359(H7)	施設整備の進展に伴い増加	1.4	1.5	0.1
農業集落排水汚泥	32(H8)	同上	0.0	0.0	0.0
合計	28,143		132.1	62.1	84.6

3. 畜産に起因する窒素の陸水環境への流出

家畜ふん尿に起因する窒素が陸水環境へ及ぼす影響を調査した事例は少ない。それは、家畜ふん尿が単純な廃水処理ではなく、農地や草地を介して流出するためである。また、養豚などでは素堀貯留(現在は禁止)を用いている場合もあり、それらが地下浸透した場合、その後の影響が把握できないのが現状である。

1) 養豚地帯の河川水及び地下水の硝酸汚染

志村、田淵^{2, 3, 4)}は養豚が盛んな地域における河川水中のNO₃-N濃度を調査し、これとその流域に占める飼養頭数との関係を調査した。その結果、養豚場のある支流の河川水中には環境基準(NO₃-N, 10mg/L以下)を超える値が数多く検出され、50mg/L以上の所も見られた。

図1はこのような調査を各地で行い、河川水中のNO₃-N濃度とその地域の飼養頭数密度との関係を示したものであり、NO₃-N濃度と飼養頭数との間には高い相関(r=0.95)が認められた。これによると、豚の飼養頭数密度が740頭/km²以上になると河川水のNO₃-N濃度が10mg/Lを超えることになる。

また、尾崎・小川ら⁵⁾は素堀貯留池周辺の地下水の水質調査を詳細に行い、地下水水質に及ぼす素堀貯留池の影響を調査した。その結果を図2に示す。貯留池の近くでは、通常の地下水には検出されないアンモニア態窒素(以下NH₄-N)が高濃度で検出され、地下水中に占める窒素の

大部分はNH₄-Nで占められていた。このNH₄-Nは地下水が流下するに従い急激に濃度は低下し素堀貯留池から50m以上離れたとほとんど検出されなくなった。それに代わりNO₃-N濃度が上昇し、貯留池から20m以上離れた地点で100mg/L,最高で150mg/Lにも達した。

そのほか多くの成分が高濃度で検出されたが60m以上離れたとこの地域の地下水のバックグラウンド値と変わらなくなった。このことから、素堀貯留池から多量のふん尿が地下水へ流出していることが確認された。これらはさらに地下水流に沿って河川水へと流出するものと考えられる。前述の志村、田淵⁴⁾らによれば素堀貯留池を伴う地域から河川に流出する窒素の排出率は35%と推定されている。

現在素堀貯留池は禁止されているので地下水の窒素濃度は低下するはずである。しかし、今までの素堀貯留池からの浸透による土壌および地下水での蓄積があるため、素堀貯留を止めたからと云ってすぐに濃度が低下するわけではない。また、堆肥・液肥化の施設や流通の問題もあり、一度汚染された土壌や地下水、河川水を元の状態まで回復するのは容易なことではない。

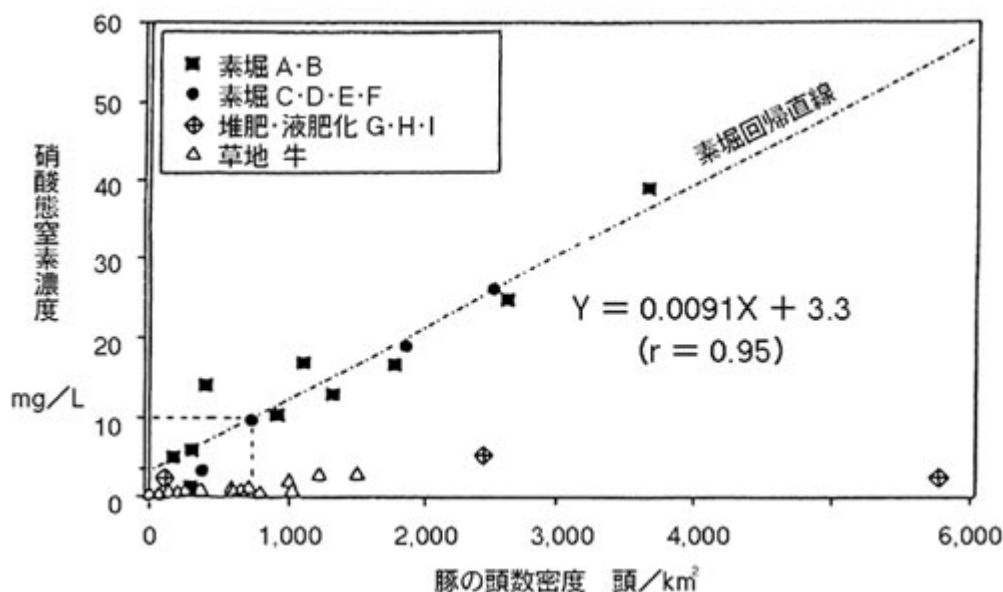


図1 集水域の頭数密度とNO₃-N濃度との関係
(志村、田淵、1996)

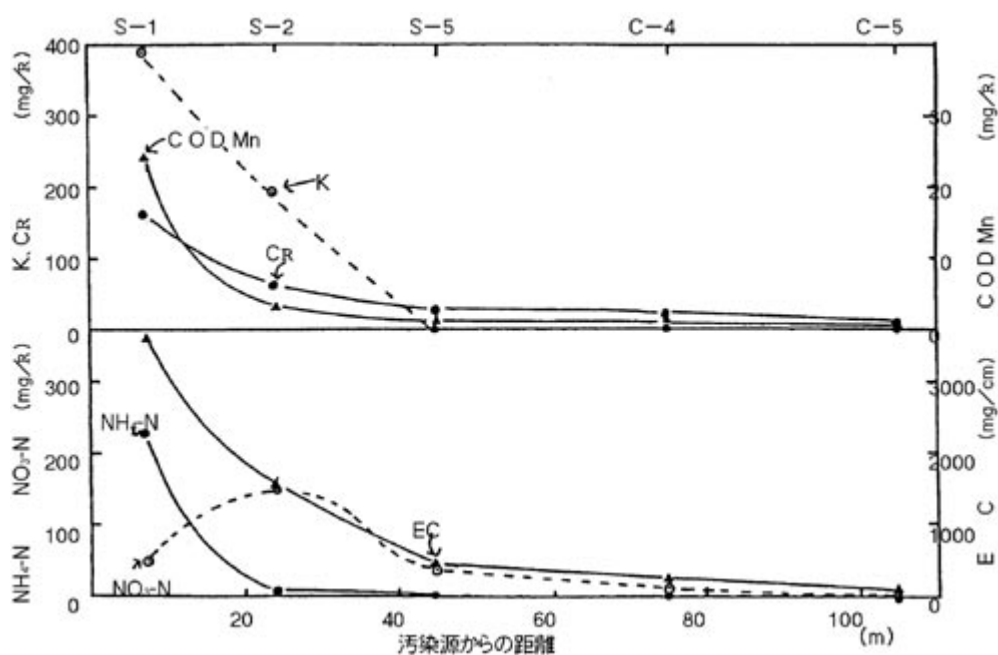


図2 特定汚染源からの距離と水質の関係
(尾崎ら、1991)

2) 酪農地帯の河川水及び地下水の硝酸汚染

志村、田淵³⁾は牛についても同じような調査を酪農地帯、放牧地帯で行った(図1参照)。この地帯では河川水中のNO₃-N濃度は極めて低く、特に放牧地帯では0.1mg/L以下の所が多かった。これは牛の放牧密度が1頭/ha以下と低いことや、草地の溶脱率が小さいことによるものと推察している。酪農地帯では飼養密度がやや高くなり、1mg/Lを超える値が見られている。しかし、養豚の素堀貯留が行われていた地域よりは格段に値は低い。

3) 畜舎周辺からの窒素、リンの流出

酪農地帯では養豚地帯に比べて水系への窒素の流出は少ないものの、畜舎周辺や堆肥置き場から流出する汚濁水は周辺環境に影響を与える。

大村⁶⁾は融雪期に堆肥置き場を経由した表面流去水を調査し、窒素597mg/L、リン64mg/L、加里202mg/Lと多くの肥料成分が高濃度で流出していることを認めた。さらに図3が示すように、堆肥置き場を経由した表面流去水が斜面を流下する過程で懸濁物質を中心に濃度は低下するが、傾斜が小さいほどその濃度低下は大きかった。また、裸地条件では濃度低下が緩慢であるのに対して草地では低減割合が高く、植生による表面流去の抑制効果は顕著であった。

さらに、牛ふんを50kg/m²堆積したライシメーター試験によると、浸透水中の窒素濃度は平均24mg/L、最高で94mg/Lで、年間流出量は11%にも達した。リンの流出はほとんど認められなかった。同様の試験で牛尿を50kg/m²と多量施用した場合には、窒素の平均濃度は162mg/Lと高く年間流出量は全体の14%となり、ふんの場合より濃度は高く流出量も多くなった。これをもとにふん尿の処理施設が不備な場合に発生する窒素、リンの流出量を試算すると、50頭規模の酪農家から年間流出される窒素量は表面流去、浸透流出を合わせて1365kg、リン43kgと推定された。このようにふん尿の処理が不適切であると高濃度の汚水が発生し、周辺水域の水質に重大な影響を与えていることが推察された。

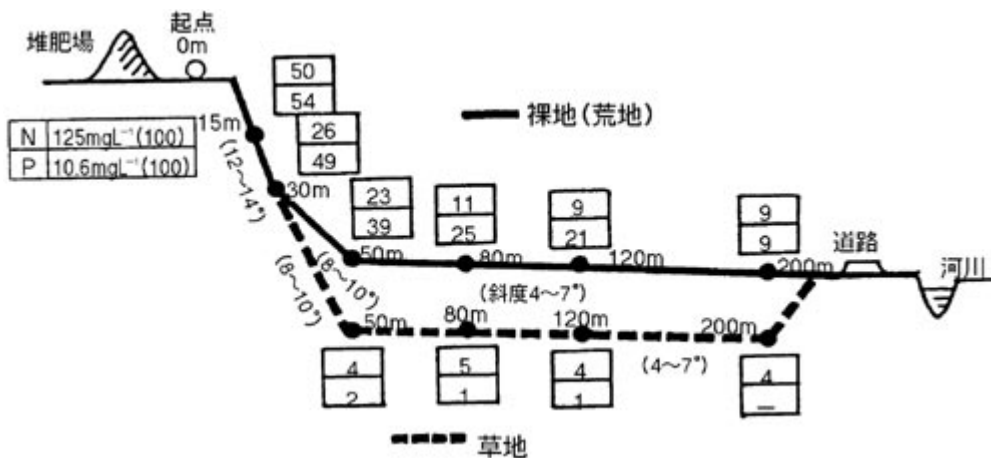


図3 植性の有無と傾斜度の違いによる栄養塩類の流出(大村、1996)
(枠内の数値は起点の各成分値を100とした指数)

4. 乾燥豚ふんの多量施用が地下水水質に及ぼす影響

家畜ふん尿を始め有機質資材を土づくりあるいは肥料代替として利用する場合、肥効が緩慢であるため多量に施用される場合が多い。そこで、キュウリのつる割れ病に対する生物防除を目的として乾燥豚ふんをヘクタール当たり50t、100tを10年間連用している畑において、乾燥豚ふんから投入された窒素の動態を調査した⁷⁾。対照は毎年20t/ha堆肥区とした。化学肥料および乾燥豚ふんから投入される年間の総窒素量は、堆肥区376kg/ha、乾燥豚ふん50t区 1610kg/ha、100t区 2970kg/haであった。堆肥区に比べて50t区では4.3倍、100t区では7.9倍と極めて多い投入窒素量であった。

1) 土壌中における硝酸態窒素の垂直分布

この畑を地下水水面までボーリング採土し、窒素の形態別垂直分布を調査した。その結果を表2

に示す。乾燥豚ふん区の有機態窒素含量は堆肥区に比べて高く、作土層で顕著な差として現れた。また、100t区ではその増加量が深さ60cmまで及んでいた。

作土層に集積した易分解性の有機物は徐々に無機化して作物に吸収利用されるが、利用されなかった無機態窒素(主に $\text{NO}_3\text{-N}$)は土壤浸透水により下層へと溶脱される。図4には $\text{NO}_3\text{-N}$ の3m土層間の分布を示す。 $\text{NO}_3\text{-N}$ は各区とも作土層に多く、それ以下一旦濃度は低下するものの60cm以下の層で徐々に高まり、作土下1.8~2.1m部位では作土層に匹敵する値がみられた。乾燥豚ふんの施用量が増すほど各層位における $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量は高まり、100t区の作土層では0~10cm間に29.6mg/100g土壤、10~20cm間には52.3 mg/100g土壤と高かった。地下水面までの土層に分布する $\text{NO}_3\text{-N}$ の濃度を平均値で示すと堆肥区、乾燥豚ふん50t区、100t区でそれぞれ6.7、16.7、22.1 mg/100g 土壤となった。直接地下水の影響を受ける2.4m以下の層では各区とも2mg/100g土壤以下と濃度が激減していた。このことは、降下浸透した $\text{NO}_3\text{-N}$ が地下水へ流出していることを示すものである。

表2 乾燥豚ふん連用圃場の土層断面に分布する総窒素量(小川, 1988)

(kg/ha・30cm)

層位 (cm)	慣行堆肥区			乾豚100t区			乾豚100t区-慣行堆肥区		
	Kj-N	$\text{NO}_3\text{-N}$	T-N	Kj-N	$\text{NO}_3\text{-N}$	T-N	Kj-N	$\text{NO}_3\text{-N}$	T-N
0~30	9,170	80	9,250	12,470	873	13,343	3,300	793	4,093
30~60	4,640	33	4,673	6,350	284	6,634	1,710	251	1,961
60~90	850	20	870	850	135	985	0	115	115
90~120	850	24	874	1,000	108	1,108	150	84	234
120~150	900	29	929	1,050	109	1,159	150	80	230
150~180	500	54	554	500	141	641	0	87	87
180~210	450	58	498	700	64	764	250	6	256
総計	17,360	298	17,648	22,920	1,714	24,634	5,560	1,416	6,976

注1) 総N量は各層位のKj-N(%)および $\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/100g) × 土量

2) 土量は各層位の仮比重より算出した

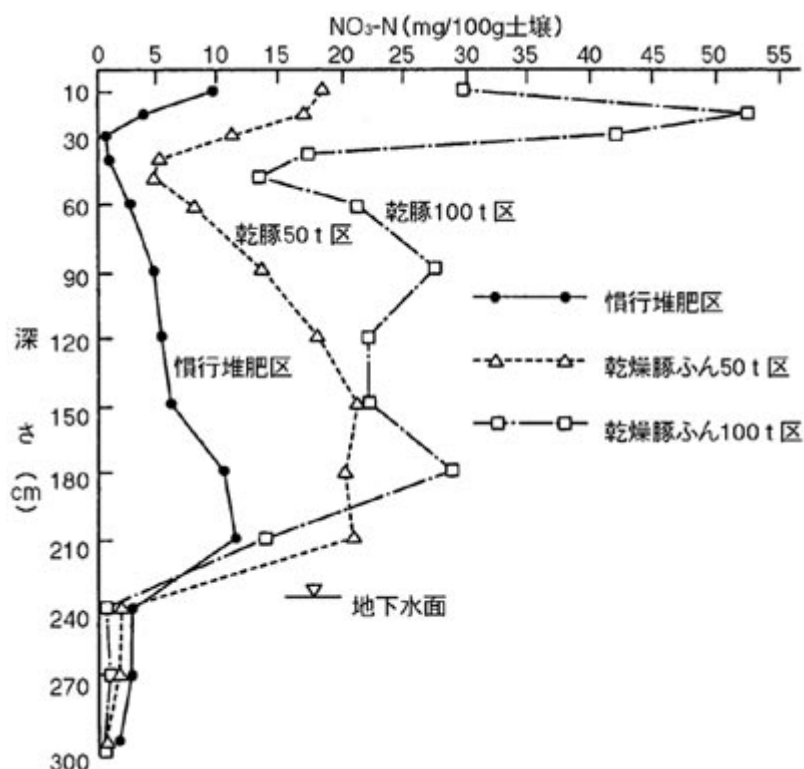


図4 乾燥豚ふん連用圃場における硝酸態窒素の垂直分布
(小川、1988)

2) 乾燥豚ふんから地下水へ流出した窒素量

乾燥豚ふんから投入された窒素の行方を調査するため、表2に示す土壤に残存する窒素量から乾燥豚ふん100t区の10年間の窒素収支を試算した。キュウリの窒素吸収量は堆肥区2,000kg/ha、乾燥豚ふん区で収量が倍になったと仮定して4,000kg/ha、その増加分は2,000kg/haとなる。同様に乾燥豚ふん区の土壤に残存している窒素の増加分は堆肥区との差し引きにより10年間で約7,000kg/haである。このことから10年間の乾燥豚ふん100t区における堆肥区に対する増加分の窒素収支を計算すると、投入窒素量はおよそ26,000kg/ha、キュウリによる吸収増加分2,000kg/ha、地下水面までの土層中の窒素増加分7,000kg/haとなり、投入量から吸収量と土壤窒素の増加分を差し引くと17,000kg/haが未回収窒素量となる。この量は大気環境への揮散(脱窒を含む)と地下水へ流出した量と見ることができる。畑における揮散量はそれほど多くないことから、未回収窒素の大部分は地下水中へ流出したものと考えられる。

5. 環境に配慮した家畜ふん堆肥の利用法

一口に家畜ふん堆肥といっても、内容成分や土壤中における分解率や窒素の放出率が異なる。そこで、炭素率の異なる有機物から毎年投入される窒素量を100kg/haに制限して一定の輪作体系に基づいて栽培を続けている畑がある。有機物の種類は麦稈、稲わら堆肥、オガクズ牛ふん堆肥、乾燥豚ふんである。栽培体系は夏作をニンジン・チンゲンサイ・トウモロコシの3年輪作とし、冬作は二条大麦を作付けしている。有機物の施用は毎年夏作前に行った。

1) 畜種で異なる土壤中での窒素の動態

この畑の $\text{NO}_3\text{-N}$ の垂直分布を調査し、各種有機物から無機化され溶脱する窒素量を比較した⁸⁾。その結果を図5に示す。対照としては有機物から投入される窒素量と同量を化学肥料で増肥している多肥区とした。炭素率の大きい麦稈を始め稲わら堆肥、オガクズ牛ふん堆肥等は有機物から毎年100kg/haの窒素が投入されているにもかかわらず、土壤中での $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量は少なかった。逆に炭素率の小さい乾燥豚ふんは、化学肥料で窒素を上乗せしている多肥区に近い $\text{NO}_3\text{-N}$ の分布パターンを示した。このことから同じ窒素の投入量であっても、有機物の種類すなわち炭素率の違いで土壤中の無機化率や $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量、溶脱量が異なることが示唆された。

このように有機物の施用は短期的にみれば窒素の溶脱を抑制する場合もあるし、自ら速やかに窒素を放出し溶脱を増加させる場合もある。有機物とくに家畜ふん堆肥の利用にあたっては、その特性を十分理解して施用することが望まれる。

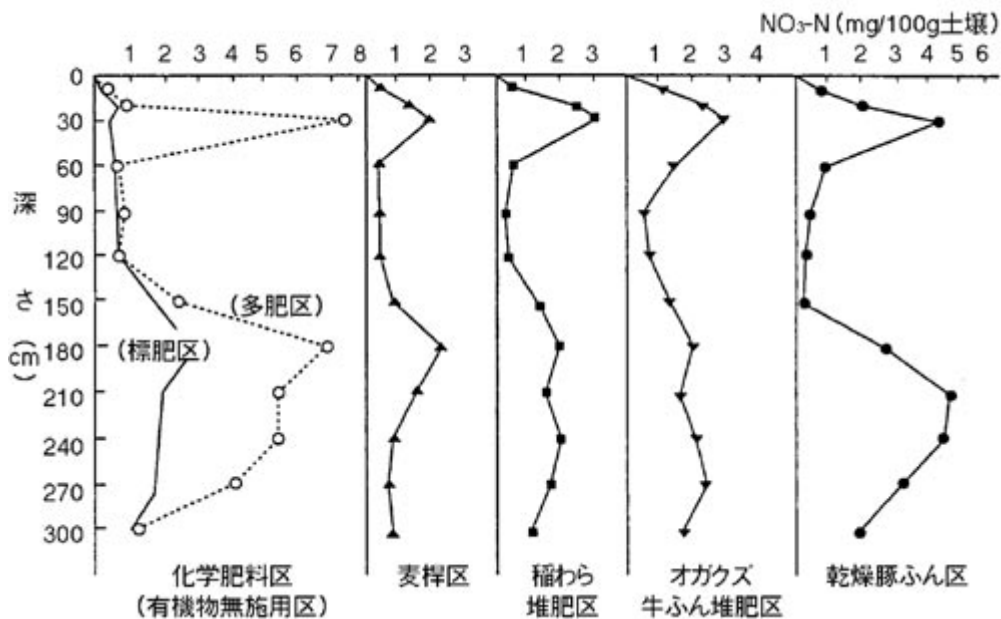


図5 有機物連用圃場(連用9年目)における硝酸態窒素の垂直分布 (小川、1995)

2) 利用目的に応じた家畜ふん堆肥の選択

本来、堆厩肥等の有機物の利用は土づくりを目的として炭素含量の多い有機物を土壤に施用してバイオマスを増やし、微生物の活性を高めると共に、これにより土壤に多様性を持たせ、さらには肥料成分の発現を促すというものであった。最近の家畜ふん堆肥は、不十分な発酵堆積処理等により土づくり資材というよりは肥料的効果の高いものに変わりつつある。これらは従来の堆肥といわれているものと比べると土壤中での動態が異なる。これからは図6に示すように家畜ふん堆肥の利用目的を明確にした上で施用する。炭素率の大きい牛ふん堆肥は土づくりに、肥料成分含量が高く炭素率の小さい豚ふんや鶏ふん堆肥は肥料効果を勘案して化学肥料の減肥を前提として利用する。

また、家畜ふん堆肥の中には重金属を含んでいるものもある。豚ふんや鶏ふんを使用しているもので銅、亜鉛の濃度が高い場合には、その表示が義務付けられている。その他基準のないものについても投入される有機物資材を通じて土壤に重金属が蓄積しないように常に監視のできる体制の整備も必要である。

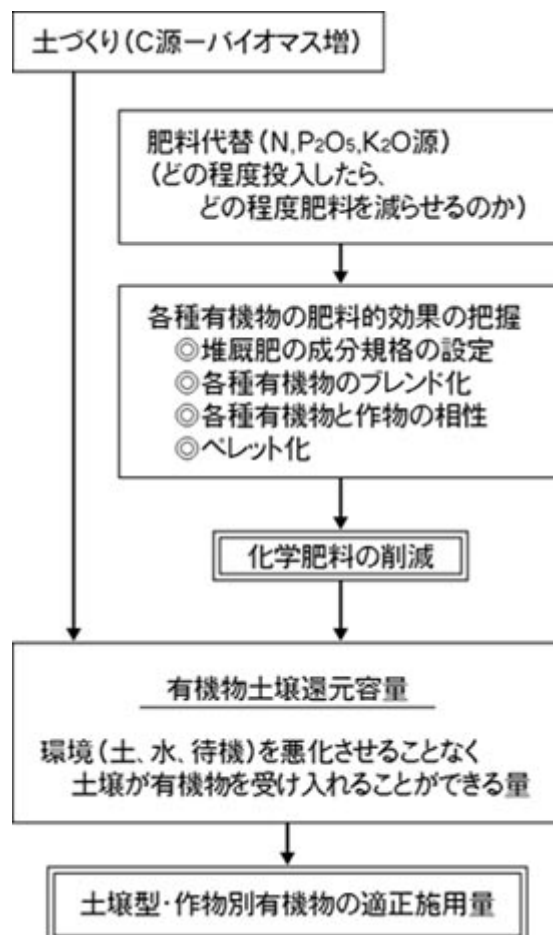


図6 有機物(家畜ふん堆肥含む)施用に対する考え方
(小川、1995)

6. おわりに

農業は物質循環を基本システムとした産業であり、収穫物残さや家畜排せつ物の農地への還元は必要不可欠な肥培管理技術である。しかし、農地が有機物を分解し再利用する機能を備えているとはいえ、そこは食糧生産の場であり有機性廃棄物等の処理施設ではない。農地を家畜ふん尿の捨て場にしないためにも、家畜ふん堆肥等の成分含量や炭素率を考慮して有機物還元容量の範囲内で適正に施用すべきである。不適切な施用は家畜ふん尿を畜産サイド(畜舎)から耕種サイド(農地)に移したに過ぎず、くれぐれも投棄的な施用は慎むことが肝心である。

【引用文献】

- 1) 生物系廃棄物リサイクル研究会(1999): 生物系廃棄物のリサイクルの現状と課題
- 2) 志村もと子, 田淵俊雄(1996): 養豚飼養頭数密度と河川水窒素濃度との関係、農土論集、182、17~23、
- 3) 志村もと子, 田淵俊雄(1997): 養牛地域における畜産と河川水窒素濃度との関係、農土論集、189、45~50、
- 4) 田淵俊雄(1996): 集水域の土地利用・畜産と窒素の流出、北海道土壌肥料研究通信、第42回シンポジウムと特集、81~92、
- 5) 尾崎保夫・小川吉雄ほか(1991): 浅層地下水に及ぼす特定負荷源からの栄養塩類の影響、農環研、資源・生態管理科研究集録、7、117~131、
- 6) 大村邦男(1996): 家畜糞尿の活用と酪農地帯の環境保全、北海道土壌肥料研究通信、第

42回シンポジウムと特集、17～24、

- 7) 小川吉雄・小川 奎ほか(1988):乾燥豚ふんの多量施用が農業環境に及ぼす影響、農及園、63、615～620、
- 8) 小川吉雄(1995):黒ボク畑土壌における各種有機物を連用した場合の窒素の動態、茨城県土壌肥料研究会誌、21、71～74、