

公開シンポジウム

土と水と食品の中の硝酸 (NO_3) をめぐる諸問題

講演資料

日時：1998年6月5日（金）13：00～17：30

場所：日本学術会議講堂

主催：日本学術会議土壌・肥料・植物栄養学研究連絡委員会

（社）日本土壌肥料学会

目次

本シンポジウムのめざすもの-----	1
	久馬一剛(滋賀県立大学環境科学部)
環境中での硝酸の動態(外国と日本の現況)-----	3
	熊沢喜久雄(東京農業大学総合研究所)
コメント：わが国における食料供給と窒素循環-----	26
	川島博之(農業環境技術研究所地球環境研究チーム)
硝酸性窒素等による水道水の汚染とその健康影響-----	33
	国包章一(国立公衆衛生院水道工学部)
食品中の硝酸レベルと健康問題-----	44
	田中章男(埼玉県衛生研究所化学部)
コメント：野菜の硝酸；作物体の硝酸の生理、集積、人の摂取-----	53
	米山忠克(農業研究センター土壌肥料部)
農業サイドにおける硝酸問題への対応-----	57
-対応策としての環境保全型農業の推進を中心として-	
	伊藤 洋(農水省農産園芸局環境保全型農業対策室)
コメント：農業サイドにおける硝酸問題への対応-----	63
	日高 伸(埼玉県農業試験場環境資源部)

本シンポジウムのめざすもの

日本学術会議 土壌・肥料・植物栄養学研究連絡委員会
委員長 久馬一剛(滋賀県立大学環境科学部)

日本土壌肥料学会と日本学術会議の土壌・肥料・植物栄養学研究連絡委員会は、農業の基盤である土壌の生産力の維持・増強とその上での作物の健全な育成を主たる関心とし、土壌学・肥料学及び植物栄養学の全般にわたる研究の整合的な進展をはかることを目的として活動を続けてきている。

農業生産と環境の調和を目指す持続可能な農業の確立は、近年の世界の農業における主要な課題となっているが、わが国においても農林水産省の主導で、環境保全型農業への積極的な取り組みが展開されている。しかし、現在でも農業が経営的な観点から生産性の増大を目標とするのは当然であり、その過程で環境的配慮との二律背反的状况におちいることを避け得ない場合が生じている。

チッソは植物の生育にとって必須の多量養分であるところから、農業における作物栽培に際してチッソの施用は不可欠である。特に高い生産性と高品質生産物による高い収益性をねらいとする場合には、チッソの施用が鍵になることが多い。このチッソを有機物として施用するのが有機農法であり、化学肥料に大きく依存するのが現在の慣行農法である。いま、植物が生育するために1年間にどれほどのチッソを吸収するのかを例示すると下の表のようになる。この表からもわかるように、特に近年の高収性作物のチッソ吸収量は、林木などの吸収量からうかがえる天然のチッソ供給量に比べて格段に高い。

植物の養分吸収量(kg / ha / 年)

	N	P	K	Ca	Mg
森林					
ブナ	80	5	32	56	11
ヒノキ	48	3	25	47	8
アカマツ	70	7	40	29	5
草原					
ススキ	23	2	30	5	3
作物					
イネ	120	28	130	19	11
コムギ	150	25	140	20	11
ジャガイモ	224	33	322	56	27
テンサイ	396	53	454	61	72
岩石の風化量	0	1	100	25	10

わが国では化学肥料としてチッソを施用する場合、多くはアンモニア態チッソの形、すなわち NH_4^+ として施すし、また有機物として施用した場合も、それが生物によって分解されてチッソが遊離されるときはアンモニア態である。こうして土壌に加えられたアンモニア態チッソは、畑のような空気に触れる条件、つまり好気的な環境の下では微生物的に酸化されて自然に硝酸態(NO_3^-)へと変る。

このように、農法の如何を問わず、チッソは何らかの形で作物に施用されなければならぬし、施用したチッソの多くは自然の過程で硝酸態チッソに変化していくことになる。そして硝酸態になったチッソは、アンモニア態の場合よりも水に溶けて動き易くなり、河川や地下水に入って水質の汚濁・富栄養化の原因となる点が問題になるのである。

硝酸態チッソの飲料水中に許容される濃度の上限は、1リットル中10mg (10ppm)と定められているが、これまでは水質の要監視項目として比較的ゆるやかに取扱われてきた。しかし、近年この基準値を越える場合が多くなったことから、硝酸態チッソ濃度をより厳しく規制するために、現在これを環境基準にすることが論議されているところである。

硝酸態チッソについては、水質汚濁だけでなく、酸性雨との関わりで論議されるべき問題もあるし、さらに最近の研究では大気中の硝酸など NO_x とよばれているチッソ酸化物がオゾン層破壊を抑止する効果を持つとの報告もなされており、地球環境を考える上でますます多くの関心が払われるようになってきている。われわれが本シンポジウムで取り上げようとしているのは、それらの中から、われわれに最も身近な飲料水や食品中の硝酸態チッソが現在どのような状況にあるのか、またそれが人の健康にどのような影響を及ぼすのかといった問題と、そうはいいいながらも食料生産のために不可欠なチッソの施肥管理をこれからの農業の中でどうすべきかという問題である。

われわれは、本シンポジウムがわれわれの身近な環境の中での硝酸に関わる問題の所在を明示してくれるとともに、問題解決のために今後われわれの為すべきことについて、的確な指針を与えてくれることに大きな期待をかけるものである。

環境中での硝酸の動態(外国と日本の現況)
-とくに地下水中の硝酸態窒素汚染を中心に-

東京農業大学 熊澤喜久雄

1 飲料水の硝酸態窒素汚染と人の健康

既によく知られているようにわが国や米国では水道水質基準では硝酸性及び亜硝酸性窒素濃度は 10mgL^{-1} と決められている。EU諸国は硝酸イオンとして 50mgL^{-1} (Nとして 11.3mgL^{-1})を採用している。

この値は乳幼児のメタヘモグロビン症を引き起こさないことを目標として設定されている。しかし硝酸態窒素の成人に対する影響は発ガン性を含めて明らかにはなっていない。

1970年代以降の食糧生産増強に伴って肥料施用量が増大してきたが、それとともに地下水中の硝酸態窒素濃度が水道水基準を超える地域が拡大してきた。

このことは、とくに飲料水を地下水に頼る比率の高い欧米諸国においては深刻な健康問題を引き起こしてきた。とくに農村地帯では飲料水の地下水依存性が高いため乳幼児の被害が起こりやすい。

井戸水の硝酸汚染とメタヘモグロビン症との関係をしめす初めての報告は1945年にアイオワ市での乳児死亡事故についてであった。¹

越野のまとめによると²、1972年のNAS報告において、アメリカにおいては1945～50年の間に井戸水の硝酸塩による乳幼児の発病は278件あり、内39件が死亡事故であったが、その後の発生報告はなかった。またヨーロッパでは1948～64年の間に1000件の発生があり、80件が死亡に至った。一方ホウレンソウ中の硝酸塩および亜硝酸塩による事故は15件発生し、1件が死亡に及んでいた³。

1970年代に入り、地下水中の硝酸塩濃度は上昇の一途を辿り、事故数も引き続き上昇した。WHOは1945～1985年の間に硝酸性窒素 25mgL^{-1} 以上の水を飲まされていた乳幼児について2000の症例と、その中160人が死亡したと報告した⁴。

Keeney D. R.らは1986年に南ダコタ州で女の乳児の死が報じられ、ミネソタ、南ダコタからも同様な報告があったことを紹介している⁵。1986年7月に南ダコタ州で生後2ヶ月の乳児が死亡したが、その居住農村の井戸の硝酸態窒素濃度は許容濃度の3.4倍であった⁶。

Addicott T. M.は英国の乳児の事故は1972年にもあったが、死亡事故は1950年が最後であること、一方でハンガリーでは1976～1982の間に事故数は1300件を超えていたと述べている⁷。

比較的近年の事故としては韓国のもが知られている。すなわち1993年6月19日のハンギョレ新聞は「汚染地下水を飲むと発生」青色症」国内で初めて発見、漢陽大病院 身体全体が青くなり呼吸困難」として「赤ん坊が生まれた後、新内洞にある妻の実家に連れて行って、その地下水を用いて粉乳を飲ませた後、この症状が現れた」とし、この病院の予防医学科と国立科学研究所が共同で調査し、使用した地下水の中に硝酸塩 $275(\text{N}62.15)\text{mgL}^{-1}$ 、新内洞付近の地下水に硝酸塩 $30-298(\text{N}6.78\sim 67.3)\text{mgL}^{-1}$ が含まれていたことを報じている。

このような飲料水中の硝酸態窒素の増大をもたらした主要な原因は化学肥料や畜産廃棄物の多投入によるものであるとし、農業は環境汚染者であるとの認識が一気に広まり、欧米を中心に様々な対策が講じられるようになった⁸。

一方で、わが国においては類似の事故例についての報告はない。

わが国の耕地面積あたりの肥料施用量は欧米とくにEU諸国とは肩を並べているのにも拘わらず、わが国と欧米との間での地下水の硝酸塩による乳児被害に相違がある原因として考えられることとして次のような

ことが挙げられよう。

i) 飲料水の地下水に依存している人口比率がわが国は25%程度であるのに対し、欧米は50～100%程度と高いこと。

ii) わが国は雨量が多く、地形が急峻であるため、地下水中に高濃度に硝酸塩が蓄積しにくい。

iii) わが国は国土総面積の大部分を森林が占め、農耕地の比率は低いのに対して、欧米では反対に農耕地面積比率が高い。

iv) わが国は水田農業の占める比率が高いため、農地からの溶脱水中の硝酸態窒素が地下水に到達する以前に脱窒により失われる場合が多い。

v) 乳幼児のメタヘモグロビン症についての調査が不完全？。

これらについては事実即して確かめる必要がある。

2 地下水の硝酸態窒素汚染の実態調査

欧米における地下水の硝酸態窒素汚染については、多くのシンポジウムや報告などがある。これらの文献において、各国の状況を摘記してみると次のようなことが分かる。

(欧米^{9 10 11 12})

1982年の米国EPAの推定では22百万世帯に供給されている飲料水のうち2.7%は硝酸態窒素濃度が 10mgL^{-1} を超えていた。また1986年の調査では40～50の田舎の町では公共水道は常に許容濃度を超えており、また田園地帯の調査井戸の約1/5は許容濃度を超え、最高ではその20倍にも及んでいた¹³。

デンマークでは99%の水道水を供給している水道事業の8%は硝酸態窒素濃度が 11.3mgL^{-1} 以上に達しており、フランスでは1981年調査で100万人(総人口の2%)が硝酸態窒素 11.3mgL^{-1} 以上の水が供給されていた。(その水の91%は地下水)この傾向が続くと1995年には許容限界以上の硝酸を含んだ水の供給を受ける人口は1000万人にもなると予測された。西ドイツでは330地区中の29地区(9%)は飲料水中の硝酸態窒素濃度が $5.65\sim 56.5\text{mgL}^{-1}$ であり、公共水道の5%は 11.3mgL^{-1} 以上の水が供給されている。個人所有の井戸の状況はもっと悪い。ギリシャでは地下水の硝酸態窒素濃度はところにより冬季に 11.3mgL^{-1} 以上になる。イタリアでは集約農業地帯で硝酸汚染問題があるが、影響を受けるのは10万人に過ぎない。ルクセンブルグでは総人口の約0.5%が 11.3mgL^{-1} 以上に晒されている¹⁴。

硝酸鹿妻素による地下水の汚染は、農業経営形態、気象、地形・土壌条件などにより様々である。

英国では雨量が少なく農業活動が活発な地帯での硝酸レベルが高い。飲料水の70%は表層水で賄われているがこれらも増大傾向にある。雨量の少ない農業地帯では 22.6mgL^{-1} を越える場合もあった。また、オランダのある地域では56点の浅層地下水の硝酸態窒素は平均で 20mgL^{-1} 、最高は 81mgL^{-1} であった¹⁵。

Spaldingら¹⁶(1993)は米国における硝酸地帯を三地域に分類しその特徴を纏めている。すなわち、ノースカロライナ及び東南部地域では1945年以来化学肥料の施用量は400%も上昇しているが、河川の硝酸濃度は変化していない。これは硝酸の脱窒作用によるものである。9000の調査井戸で3.2%のみが基準値を超えているが、それも施肥した畑の直下の場合である。またトウモロコシ地帯のオハイオでは2.7%、アイオワ北部5.6%、アイオワ南部28.1%、アイオワ西南及び西北ではそれぞれ31.4%、38.2%が基準を超えていた。さらに、ネブラスカ及び西部地域についてみると、ミネソタの砂質平原で20%、灌漑地帯では50%が基準を超えていた。灌漑地帯の平均濃度は 10mgL^{-1} であるのに対し、非灌漑地帯の平均濃度は 5.4mgL^{-1} であった。カルフォルニアでは12%、ネブラスカでは20%が基準値を超えていた。

Drommerhausen, D. J. ら(1995)によるとフロリダの酪農地帯での地下水は34事例中16が飲料水基準

を超えていた。7～10m程度の浅井戸での硝酸態窒素濃度は47～135mgL⁻¹を示していた¹⁷。

Richards, R. P. (1996)によるとオハイオ、インディアナ、イリノイ、バージニア西部、ケンタッキーなどのアメリカ中西部で35,000の井戸が調べられ、基準を超えたのは3.4%であった¹⁸。

Blevins, D. W., ら(1996)によるとミズーリ州北部では浅い井戸の20～25%は硝酸態窒素濃度が基準値を超えている¹⁹。

カナダのブリティッシュコロンビア南西部の調査井戸数117のうち54%は飲料水基準を超えていた²⁰。
(日本^{21 22})

1982年における環境庁の地下水調査結果によると水道水の水質基準値を超えた検体数は全国の調査井戸1187中の119(9%)で、浅井戸(1083)では11%、深井戸(277)では1%が超えていた。また河川では139河川中3%の4河川(神戸地域3、北九州地域1)が10mgL⁻¹以上の窒素を含んでいた。

農林水産省の行った農業用地下水の水質調査結果(1991年1月)によると、全国182地点の井戸水のうち硝酸態窒素が10mgL⁻¹を超えている地点は28地点(15.4%)あった。そのうち24地点は、全国的に見て局部的に分布する砂丘・砂堆、高位段丘、石灰岩台地、シラス台地などであったが、最高値は77mgL⁻¹にも達していた。また水田地帯では107地点中の1地点(0.9%)が10mgL⁻¹を超えたのに対し、非水田地帯では75地点中27地点(36%)がそれを超えていた。なお、本調査において年間平均硝酸態窒素が10ppmを超えていた地帯は表1に示す通りである。全国的に地下水の硝酸態窒素による汚染が進行していることや水田地帯の汚染が少ないことが分かる。

なお、1993年度に11府県が行った調査によれば、4.9%の井戸で硝酸性窒素濃度が要監視項目としての指針値(10mgL⁻¹)を超えていた。(平成7年度環境白書)

1994年度に275自治体が行った調査によれば、3.6%の井戸で硝酸態窒素濃度が10mgL⁻¹を超えていた。(平成8年度環境白書)

平成3年度の、各浄水場一カ所1日平均浄水量が5000m³以上の水質について収録した水道統計によると、硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の含量及びその分布は表2及び表3のようであり、全体として、原水では10mgL⁻¹を超えているものは0.4%、浄水では0.02%であったが、5mgL⁻¹を超えているものはそれぞれ6.1%、4.3%であった。しかし地下水起源のものだけの平均水質をみると、10mgL⁻¹を超えているものは、原水では0.54%、浄水では0.03%であり、また5mgL⁻¹を超えているものは、それぞれ8.6%、6.2%であった。

森田²³(1994)は環境庁により纏められた全国的調査結果について、1990～1992の間に水質基準を超えた井戸の割合は約5%であることを図示し、さらに汚染された水源対策としては、高屋敷ら²⁴(1993)の為めた、他の水源水による希釈や取水深度の変更で対応している事例が多いことを紹介している。この場合に推測されるおもな汚染原因としては化学肥料を上げている例が19例中11と多かった。

すなわち、これらの数字をみる限りにおいて、わが国の水道水の硝酸態窒素汚染は欧米ほどは進行していないが、井戸水全般においては、欧米並の汚染を示しているのではないかと推定される。

硝酸汚染地帯の井戸水を使用している家庭の水が飲料水として不適とされている率が非常に高い地域があることが報告されている。

1983～1988年の間に検査した東京都中野区の井戸水1179件の約60%は飲用不適であったが、それは主として硝酸性窒素の過剰によるものであり²⁵、1986年の調査では、大田区内の飲料用井戸62本のうち、24本(39%)が基準値を超え、最高値は20mgL⁻¹であった²⁶。

仙台市では1985～1988の間に調査した井戸水1760検体の3.5%は基準値を超え、最高値63.8mgL⁻¹のも

のもあったと報告している²⁷。

日本水質汚濁研究会(1991)による環境庁委託研究報告によると、愛媛県松山平野全域での、飲料水源として利用されている浅井戸165の内の約10%は基準値を超えていた。1979年に行われた鹿児島県鶴田町の家庭用井戸40.1%が基準値を超えていた。熊本県全域の1555の井戸の2.8%が基準値を超え、長野県戸倉町では213の調査井戸の5.6%が基準値を超え、また1973年の調査で上田市、坂城町、更埴市の農村地帯の76カ所の浅井戸や湧水で、水質基準値を超えていたのは約20%あった。1975、1976年の井戸水の水質調査では不適合率は小諸市71.4%、上田市、川上村50.05%、東部町38.1%、佐久市32.0%、小海町25.0%、須坂市24.2%、梓川村20.0%、松本市11.1%を示した。とくに上田市では 66.0mgL^{-1} 、小諸市では 55.8mgL^{-1} のものがあり、川上村の樋折地区では調査井戸7カ所の全てが $10.9\sim 46.9\text{mgL}^{-1}$ の範囲にあった。

茨城県衛生部による平成4年度井戸水水質調査結果では調査井戸800のうち、硝酸性窒素が基準値を上回っていたのは208検体26%をしめていたが、超過の状態は市町村により差があり、表4に示すように水田地帯を抱える市町村は少なく、畜産地帯、野菜地帯を抱える市町村で高かった。

酒田市浜中地区の家庭用井戸水についての酒田市水道局および酒田保健所の調査によると、1977年調査の42点については硝酸性窒素について、基準濃度を超えたものはなかったが、1981年調査では50点中50%が基準値を超え、1988年には50点中60%が基準値を超えていた。さらに1992年には79件中46.8%が基準値を超えていた。

一般的な井戸水調査が進行する中で、水田地帯の井戸水は硝酸態窒素濃度が低いのに対し、畜産地帯、男菜・果樹生産地帯、またとくに茶栽培地帯の地下水の硝酸態窒素濃度が高いことが明らかにされてきた。

千曲川流域では井戸水中の硝酸態窒素濃度が 10mgL^{-1} を超えているのは林地で0、水田および畑地域で1、住居および耕地混合地域で6、住居地域で7井戸あり、最高は 26.8mgL^{-1} であった²⁸。日高伸²⁹(1987)は埼玉県榑引台地の地下水について研究し、硝酸態窒素濃度は浅井戸で平均 21mgL^{-1} 、簡易水道源になっている深井戸で 9mgL^{-1} になっていることを示している。とくに牛舎に近い浅井戸では 110mgL^{-1} の高濃度が測定された。また藤縄克之³⁰(1987)は八ヶ岳西麓の宮川流域調査を行い、高原野菜栽培や家畜飼養数の多い地域にある井戸から一般に $10\sim 20\text{mgL}^{-1}$ 、最高 84.3mgL^{-1} の硝酸態窒素が検出され、家畜の飲料水源には水道水が使われていること、さらに周辺部がすべて水田に囲まれている集落内の井戸は約 2mgL^{-1} の低濃度であったことを記している。

木方展治³¹(1989)は茨城県水海道での調査において、地下水の硝酸態窒素濃度は水田地帯および非水田地帯のそれぞれにおいて、 1.17 、 4.61mgL^{-1} であり、基準値を超える率はそれぞれ3.8%、14.3%であることを示した。

静岡県の西部れき層が主体の隆起台地にある茶園地帯の深度60mの井戸水の記録によると74年から88年まで、当初は 1mgL^{-1} 程度であったものが、1982年には 10mgL^{-1} を超え、次の5年間で 10mgL^{-1} を超えていた³²。

日高(1992)による埼玉県下での調査結果によると、地下水の硝酸態窒素汚染は水田地帯では極めて軽微($0.3\sim 1.7\text{mgL}^{-1}$)であるのに対して、普通畑地帯、集約畑地帯になるにつれて増大し($10.9\sim 17.2\text{mgL}^{-1}$)、茶畑地帯では極めて高く(23.8mgL^{-1})、また畜産地帯や厩舎に近い井戸水では著しく高く($21.3\sim 46.0\text{mgL}^{-1}$)になっていた³³。

井内³⁴(1988)は愛知県興居島の14カ所の井戸水の硝酸態窒素を調査し、柑橘園内の3地点では $25\sim 36\text{mgL}^{-1}$ の、柑橘園に隣接する4地点では $27\sim 35\text{mgL}^{-1}$ の値を得た。

館川³⁵(1995)は1989年に行われた福島県岩瀬地区の野菜生産地帯の井戸水の硝酸態窒素濃度の井戸の

深さ別の分布を示している。それによると、10m以内では10.25(0.82~26.98)mgL⁻¹、20m以内では13.28(10.37~15.14)mgL⁻¹、40~60mでは1.63(0.12~5.01)mgL⁻¹、200mでは0.01mgL⁻¹以下であった。

吉羽ら³⁶(1995)は神奈川県伊勢原市の地下水の硝酸態窒素濃度について調査をしているが、それによると、大山山地から山麓の標高100m以上の扇状地あるいは台地では飲料水基準を超えることはなかったが、標高100mから標高20mまでの扇状地あるいは台地の浅層地下水では飲料水基準を上回ることが多かった。また表5に示すように畑地帯の井戸水は21.31mgL⁻¹であるのに対し、水田地帯のそれは0.28mgL⁻¹と低かった。

杉本³⁷(1995)は宮崎県内の畜産経営地帯の井戸水中の硝酸態窒素は基準値を超えるものが19地点中8点あり、最高値は養豚経営での35.2mgL⁻¹であることを示した。

藤井国博³⁸ら(1997)は1986年~1993年の間において、茨城県内及び日本各地の地下水・湧水について硝酸態窒素濃度の測定をしている。ここで報告されている膨大な結果の中から、硝酸態窒素による地下水の汚染に直接関係のあるものを抽出してみた。

茨城県稲敷台地における地下水調査によると、硝酸態窒素濃度は不圧地下水利用井戸(17点)において、N.D.~62.5mgL⁻¹の範囲にあり、被圧地下水利用井戸(18点)ではN.D.~0.73mgL⁻¹の範囲にあった。また不圧・被圧地下水混合及び区別不明井戸(5点)では0.02~9.04mgL⁻¹の範囲を示していた。(藤井ら1997)

表6は茨城県稲敷台地における地下水中の硝酸態窒素濃度を示したものである。(原表 -3、及び補遺 -1)これによると比較的浅い井戸である不圧地下水中の硝酸態窒素濃度は明らかに土地利用形態の影響を受け、つくば試験研究機開圃場や、くぬぎ林などの影響下にある地下水では、0.204mgL⁻¹の低濃度であるのに対し、農家畑の影響下にある地下水は15.29mgL⁻¹の高濃度を示し、植木畑や屋敷林などでは6.26mgL⁻¹の中間を示していた。

茨城県稲敷台地中央部における278点に及ぶ井戸水調査の結果においても、硝酸態窒素濃度は不圧井戸でN.D.~38.7mgL⁻¹、被圧地下水でN.D.~18.0mgL⁻¹の範囲の値を示していた。飲料水基準値以上の高濃度の硝酸態窒素を含んでいた井戸の土地利用別検出率は畑地・畑地隣接井戸では56%、平地林では15%、水田では0%、農村集落・市街地では26%であり、水田地帯では硝酸汚染が認められない反面、畑地利用下では高度の汚染が認められた。(藤井ら1997)

さらに国内各地における地下水の水質実態調査結果(藤井ら1997)によると、表7に示すように、土地利用別に見た場合、山地林地69地点、台地斜面林地38地点、草地8地点では水質基準以上の濃度は検出されなかった。一方水田地帯では51の中5本の井戸と3湧水が基準以上となっていたが、これは明らかに台地上の畑地帯の地下水の影響を受けた深谷市の水田地帯の湧水及び井戸、崖下湧水などが16~68mgL⁻¹を示したのであり、水田地帯の水田に隣接した宅地内の井戸は3.3mgL⁻¹であった。また、富山県立山町の河川扇状地の水田地帯の飲料水・生活用水に使用されている井戸水では硝酸態窒素濃度の範囲は0.5~1.6mgL⁻¹、山口県阿武町及び油谷町の水田のかんがい用井戸水は0.1~1.0mgL⁻¹であった。畑地では104のうち57(55%)が水質基準以上であり、愛知県渥美町では12~24mgL⁻¹、埼玉県川越市、千葉県千倉町の井戸、群馬県吉井町、埼玉県深谷市、沖縄本島南部畑地帯の湧水、その他多数で水質基準以上、群馬県新田町と薮塚本町、埼玉県深谷市、埼玉県川越市、では調査した全てで水質が基準以上であった。樹園地では三重県鈴鹿市の茶園、香川県善通寺市のミカン園、茨城県玉造町のナシ園などで基準値を超していた。

井上恒久³⁹(1997)は愛知県下の赤黄色土畑地帯の農業用井戸の水質調査結果を、周囲の土地利用状況

別に整理した。この結果は、全国的な傾向と類似したものであるが、水田および山林、草地では硝酸態窒素濃度が低く、畑および施設の近傍(52点平均 11.7mgL^{-1})、畜産(4点平均 12.9mgL^{-1})、茶畑の近く(3点平均 11.1mgL^{-1})、果樹園(6点平均 7.2mgL^{-1})、住宅地(27点平均 4.8mgL^{-1})、水田(121点平均 1.4mgL^{-1})という結果が得られている。また地域的には、東三河の畑作、畜産地帯が高く、西三河、知多、尾張東部などの丘陵、台地地帯が次いで高く、山間部、尾張南部の低湿地帯は最も低かった。

日高ら⁴⁰(1995)によると、静岡県清水市広瀬簡易水道の硝酸態窒素濃度は、湧水源の丘陵地帯がミカン畑から茶畑に変わった1982年頃より顕著な上昇をしめし、1990～1992年平均で $16.44.8\text{mgL}^{-1}$ に達していた。

このように、水田地帯の地下水は硝酸態窒素濃度が低いのであるが、これは必ずしも水稻栽培下でのみ認められるのではなく、水田地帯での野菜栽培においても認められる。

系川⁴¹(1997)は施設畑における地下水を調査し、水田ハウス下の硝酸態窒素濃度は、 $0.0\sim 5.1\text{mgL}^{-1}$ の範囲にあり、全地点の平均値は 2.1mgL^{-1} であり、砂地ハウス下では、 $1.5\sim 43.9\text{mgL}^{-1}$ で、全地点の平均値も 17.5mgL^{-1} と高いことを見いだしている。

以上のような調査結果を総合的に考えると、わが国における地下水の硝酸態窒素汚染の状況については次のように考えることが出来る。

- i) 国土全体についての調査は地下水の硝酸態窒素汚染は欧米並に進行している。
- ii) 面積あたりの施肥量の増大とともに地下水の硝酸態窒素濃度が上昇している。
- iii) 茶園地帯において汚染度が高まっている。
- iv) 果樹園、野菜畑において汚染地が広く分布している。
- v) 畜産経営からの点汚染源が指摘される。
- vi) 一般畑地帯でも汚染が進行しつつある。
- vii) 水田地帯においては一般的に汚染は認められない。
- viii) 地下水の硝酸汚染地域での飲料水源の河川水・深井戸への転換が進んでいる。

3 地下水の硝酸汚染に関する研究

地下水の硝酸汚染に関する調査の進行とともにその汚染源の究明、あるいは汚染した硝酸の動態などが研究対象として取り上げられてきた。

- i) 土壌に対する窒素の投入と土壌からの持ち出し
 - 投入される窒素成分と作物により吸収され持ち出される窒素成分
 - 一定の作付け体系下における残留窒素分
 - 堆厩肥等の粗大有機物投入の限界
 - 環境に優しい肥料と施肥法
- ii) 点汚染源に関する研究
 - 畜産産廃棄物処理と地下水汚染
 - ライシメーターによる溶脱量の推定
 - 湧水中の硝酸態窒素濃度の測定(表層地下水)
 - 河川中の硝酸態窒素濃度
- iii) 汚染地下水・湧水からの硝酸の除去

有機物投入による脱窒の促進

植生を利用した浄化

水田などによる硝酸態窒素浄化能

iv) 地下水の動き、土壌構造と脱窒作用

) 窒素安定同位体を用いる汚染源の推定

ここではi) ~ iii) は省略し、iv) 以下の問題について述べる。

1) 地下水の動き、土壌構造と脱窒作用

Jacobs, T. C. ら⁴²(1985)はノースカロライナにおける調査で、農地からの溶脱硝酸が河川に出る時に森林地帯がある場合や排水の悪い地帯を通ると硝酸の濃度が下がること、自然水路での硝酸減少について報告している。川岸に16mほどの森があると河川流入の硝酸態窒素は10~55kg/ha/yrのものが6~12kg/ha/yrになった。Lowrence, R.⁴³(1992)も海岸平野の川岸の植物の脱窒作用について、森林地帯を40m経過することで硝酸態窒素濃度は1.80から0.81mgL⁻¹に低下した。Haycock, N. E. ら⁴⁴(1993)は川岸のポプラ林は草生よりも硝酸の除去に役だっていることを示した。Nelson, W. M. ら⁴⁵(1955)は川岸の森林帯の窒素除去機能は畑地帯からの硝酸の除去をするのに十分であり、120kg/ha/y程度はあるとしている。

Lucey, K. J. ら⁴⁶(1993)はアイオワ州での地下水の硝酸態窒素は季節的に変動し、施肥の季節とその後の降雨が影響を与えていることを示した。Clay D. E. ら⁴⁷(1994)も降雨のタイミングと施肥位置が窒素のロスに影響を与えていることを示した。

野中ら⁴⁸(1996)は砂丘地土壌では施肥窒素の溶脱は降水量の影響を受けやすく、積算水量が1ヶ月100mm以上の場合、基肥及び追肥として施用された硝酸態窒素は施肥後3週間で地下水に溶脱し、ダイコン畑で196kg/haの施肥をした場合、硝酸態窒素濃度は最大値で約84.8mgL⁻¹をしめした。

同様にHergert, G. W. ら⁴⁹(1986)は砂質土壌では積算水量の増加により浸透水量が多くなると窒素溶脱量が多くなることを示し、Bergstrom L. ら⁵⁰(1986)は粘土質土壌では降水量に関わらず施肥量が200kg/ha以上で急激に硝酸態窒素溶脱量が多くなることを示していた。

降雨量との関係については新美洋ら⁵¹(1998)もNO₃-Nは一団となって下方へ移動するのではなく垂直方向に拡散し、新たに浸透してきたNO₃-Nの下方へ拡散する速度は、各層位の残存NO₃-Nの濃度が高いほど大きいと観察した。300t区では15NO₃-Nが施用後299日(2月24日)、4158mmの降水量で地下水に到達したことを確認した。

わが国においてよく研究されている台地湧水などによる灌漑水中の高濃度の硝酸態窒素が水田灌漑などにより浄化されるのも、このような川岸植生による浄化と軌を一にするものであり、その意味でも水稻栽培は硝酸態窒素などの汚染に対する自然的防波堤になっていると言えよう。

日高ら⁵²(1992)によると、21.4mgL⁻¹程度の硝酸態窒素を含む灌漑水が水田1kmを移流する間に40~60%の濃度低下がおきる。

戸田任重ら⁵³(1997)は静岡県牧ノ原の茶園 - 水田連鎖系において、水田による窒素流出負荷低減量を推定した。牧ノ原地域の茶園からの窒素溶脱量は堆肥を除く施肥量(909kgNha⁻¹y⁻¹)の31.2%に相当した284kgNha⁻¹y⁻¹と推定されるが、その地域の茶園 - 水田連鎖系による窒素流出負荷低減効果は2割弱(17.4%)と考えられる。

糟谷真宏ら⁵⁴(1997)は愛知県渥美町の硝酸態窒素濃度が30~40mgL⁻¹程度の地下水をかんがいする水田の硝酸態窒素浄化能は、かんがい水量が1354mm、浸透速度14mmd⁻¹、中干しを行わない条件下

で、除去率は96%にも及んだ。水田は、大きな硝酸態窒素浄化能力を有し、水質を保全するうえで重要な役割を果たしている。

地下水は地形条件に応じて、湧水として、地表に現れ、河川、湖沼に流れ込むが、この過程で、硝酸は植生の影曹を受け、また土壌条件とくに酸化還元条件に応じて、脱窒作用により減少する。

湧水と地表水の境界面では、湧水の量の変動などに応じて、界面の上下移動などもあり、界面を中心にして、酸化還元電位の変動にともなう、鉄やマンガンなどの無機化合物の荷電変化、硝酸や硫酸還元、アンモニア化成、脱窒作用や、また生物相の頻繁な交代などの変化がおきている。このような複雑な反応系を有する界面の生態系はEcotoneとして独自の研究対象となっている。(Gilbert, J., Mathieu, J. And Fournier F. 1997⁵⁵)

2) 窒素安定同位体自然存在比(^{15}N)測定による硝酸態窒素汚染源の推定

生物圏には多種多様の窒素化合物があり、土壌中における変化過程も様々であるので、土壌から溶脱して地下水中にはいる硝酸態窒素がどのような窒素化合物に由来するかを決めることは必ずしも容易ではない。いまのところ最も確実性の高い方法が ^{15}N 法である。

^{15}N は次式で示される数値である。

^{15}N 値は安定同位体比測定用の精密質量分析計を用いて測定される。実際の測定値は窒素化合物の由来に応じて様々な値を取る。化学肥料中の窒素は一般に負の値-4 ~ -2‰を取り、土壌中の窒素は+5 ~ +7‰程度、厩肥は-15 ~ -18‰程度の値をとる。また生物的窒素固定で固定された窒素の ^{15}N 値はほぼ0‰であり、雨水中の窒素は負の値をとることが多い。

このようなことを利用して地下水中の硝酸態窒素の起源を推定する。すなわち、その ^{15}N 値が非常に大きければ畜産廃棄物由来の窒素や糞尿由来の窒素であるし、それが小さければ化学肥料由来の窒素の影響が強いと推定する。

地下水中の硝酸態窒素濃度とその ^{15}N 値

は年間を通してみると地上部の土壌管理、施肥
$$^{15}\text{N}(\%) = \frac{(^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{Sample}} - (^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{standard}}}{(^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{standard}}} \times 1000$$

肥管理、作物栽培などの影響が現れて特定の

変動を示すが、ある値に収斂するのが常である。これは土壌窒素由来の ^{15}N 値として把握される。

土壌中に入ったアンモニアの一部が土壌から揮散すると残ったアンモニアの ^{15}N 値は高くなり、また硝酸が脱窒作用を受けて減少する時も残った硝酸態窒素の ^{15}N 値が高くなる。 ^{15}N 法による硝酸態窒素の起源の推定はこのように多くの限界要因があるが、例えば畜産廃棄物の大量土壌処理などが行われたような場合は、その検出が可能であるし、また化学肥料の施肥直後の溶脱影響なども検出できる。

2) 若干の実例

テキサス西部の非農耕地の硝酸態窒素の ^{15}N 値は平均+4.9‰、家畜排泄物からの硝酸態窒素のそれは平均+14.4‰、使用されている化学肥料の ^{15}N 値は-7.4 ~ +1.9‰、耕地の ^{15}N 値は平均+8.8‰で、そこで使用されている灌漑用地下水の ^{15}N 値は平均+7.3‰であった。一方家庭用井戸の ^{15}N 値は若干高く+11.1‰を示していた。これから、一般の農耕地の地下水汚染はアンモニウム肥料、家庭の井戸の地下水汚染は動物由来が第1次的であることが分かる⁵⁶。

ワシントン州での井戸では硝酸態窒素濃度は $3.9\text{--}32\text{mgL}^{-1}$ 、平均は 10.5mgL^{-1} であり、 15N 値は $+1.3\text{--}+16.0$ 平均 4.1% であった。低い 15N 値は土壌腐食や化学肥料などの農業起源で、高い値は家畜排泄物の散布地帯などで見いだされた⁵⁷。

カラハリ砂漠の地下水は3000~40,000年前のものであるが、硝酸として $0.5\text{--}1.6\text{meq/L}$ 程度含み 15N 値は $+4\text{--}+8\%$ であったが、これはアカシアなどの窒素固定の窒素が集積し、脱窒作用をうけているものと推定され動物の排泄物の影響は少ないのではないかとされる⁵⁸。

Wassenaar L.I.⁵⁹(1994)によるとブリティッシュコロンビア南西部の地下水中の硝酸濃度は $0\text{--}34.1\text{mgL}^{-1}$ で80%のものは 9mgL^{-1} 以上であったが、 15N 法により主な汚染源は鶏糞と推定された。

最近、地下水中の硝酸濃度の減少に対して脱窒作用の関与を示す指標として 15N 値の増大の程度を用いようとする研究が増えて来ている。

わが国においても、釧路湿原の河川水の窒素汚染に対して酪農排水の影響があることや⁶⁰、群馬県北部の沼田段丘での地下水の硝酸態窒素の 15N 値が10前後と5前後に集中していることが示され、化学肥料由来窒素、家庭排水由来窒素、畜産由来窒素などが論じられている⁶¹。また那須疎水沿いの地域における地下水が調査され、硝酸態窒素濃度は、春から初夏にかけて高くなり、その後徐々に減少するが、扇状地中央部における地下水の硝酸態窒素の 15N 値は $(+7\text{--}+13\%)$ であり、扇端部の水田地帯の地下水は $(+4\text{--}+6\%)$ であった。前者は動物排泄物起源のものが、土壌中での硝酸化成作用を受けて、春から初夏の灌漑期における降水量の増大や灌漑水により地下に浸透し、地下水におしだされたものであり、後者は動物の排泄物よりは水田に施肥されている灌漑水の影響を大きく受けていると考えられた⁶²。

倉持ら⁶³(1998)は農耕地の水圏でみられる比較的高い $15\text{N}\text{-NO}_3$ 値は、糞尿の貯留中のアンモニア揮発および無機化。硝酸化成を考慮することで説明でき、負荷された NO_3 は糞尿由来と断言できる。

沖縄県宮古島は面積約 159km^2 、人口約44,000の平坦な島であり、土地の60%が耕作され、その67%にはサトウキビが作付けされている。河川はなく、島民の必要とする水は全て雨水由来の地下水に依存している。平均雨量は 2033mm で、降水の40%が地下に浸透し、サンゴ石灰岩中の地下水に加わっている。この地下水由来の水道原水の硝酸態窒素濃度は1966年には 2mgL^{-1} であったのが、近年では 8mgL^{-1} 程度で推移している⁶⁴。宮古島の地下水は多くの断層によって区分された22の地下水盆に貯えられている。島という孤立した地理的環境のため、地下水の硝酸汚染源は化学肥料、畜産廃棄物および家庭排水、土壌有機物などに含まれる窒素に特定できる。雨水よりも若干の窒素が供給されるが、これらは土壌窒素由来の窒素に合算される。地下水流域について、地上部の人口、畜産、一般農業などを推定し、雨量などから地下水への窒素負荷が計算されている⁶⁵。

1993年に代表的な10地点の地下水中の硝酸態窒素については窒素同位体自然存在比(15N)を測定した。それによると、硝酸態窒素濃度は $1.4\text{--}11.5\text{mgL}^{-1}$ の範囲に分布し、 15N 値は $+4.3\text{--}+9.7\%$ の範囲にあり、年間の変動は比較的少なかった。またこの地帯の主要作物であるサトウキビに施用されていた化学肥料の窒素の 15N 値は $-3.9\text{--}-1.4\%$ の値を示していた。これらの結果を考察し、堆厩肥等畜産廃棄物、尿尿等生活排水、化学肥料および土壌有機物に由来する硝酸態窒素の影響の程度の異なった地下水が存在することが分かった⁶⁶。この場合に $15\text{N}\%$ の小さなものは、化学肥料の影響を強く受け、その大きいものは相対的に、畜産廃棄物や家庭廃棄物の影響が強いと考える。

宮古島における自然土壌からの影響のみを受ける湧水の 15N として 1.4mgL^{-1} 、 $15\text{N}(\%)7.0$ を採用する。使用されている化学肥料の $15\text{N}(\%)$ の平均値は -2.0% であったが、施肥直後に約15%程度がアンモニアとして揮散すると同位体比は約2%高くなるので⁶⁷、これを 0% とし、畜産廃棄物及び生活排水由来の硝

酸態窒素については多くの調査事例をもとに、15.0‰と仮定した。

こうして、特定地点の井戸水の硝酸態窒素濃度とその $15\text{N}(\text{‰})$ の分析値⁶⁸から、対応する流域の硝酸汚染源を推定した⁶⁹。土地利用状況よりの推定値と 15N 値よりの推定値は、採水地点が地下水流域を化するような地点である場合は比較的よく一致した。

宮古島については、近藤ら⁷⁰(1977)によっても詳細な調査が行われ、地下水の硝酸態窒素濃度および窒素安定同位体比の平均は、住宅・工業・商業用地において 7.1mgL^{-1} 、8.0‰、農地において 7.2mgL^{-1} 、5.2‰、森林・草地・荒地において 5.3mgL^{-1} 、5.6‰であり、一部地域では脱窒による 15N 値の上昇が認められた。

4 湧水及び河川水中の硝酸態窒素

地下水は地質的構造を反映して、ある場合には被圧地下水として、ある場合には不被圧地下水として存在し、浅層地下水のように比較的早く湧水として地表水となるものや、地下水盆に蓄えられて非常に長期間に亘り貯蔵されるものなどがある。また表土から下層土に溶脱した硝酸態窒素が地下水帯に到達するまでの時間も、土壌の浸透性と降水量に支配され、砂土では早く、粘土質土壌では遅く、また下層土や母岩の透水構造の発達が良いと早く地下水に到着する。さらにその途中であるいは浅層からより深層に移る間などで有機物堆積層などがある場合は脱窒作用によるロスも起こりうる。

このようにして最終的に地表水として現れるのであるが、その地表水が飲料水として利用される可能性のある場合は、どの程度のものが地下水から供給されるかが問題になる。

欧米の調査⁷¹でも、例えばベルギーで飲料水を採水しているMeuse河の硝酸態窒素濃度は $1.36 \sim 2.94\text{mgL}^{-1}$ であるのに対し、西ドイツでは山地の溪流は $0.226 \sim 2.26\text{mgL}^{-1}$ 、平野部で 4.52mgL^{-1} 、ダニューブ川やライン川のような大河川は $2.26 \sim 4.52\text{mgL}^{-1}$ 、ネッカー河は $4.52 \sim 6.78\text{mgL}^{-1}$ 、最高 10.8mgL^{-1} であった。オランダでは水道源のライン、メウゼ川の濃度が 3.39mgL^{-1} になっている。英国では飲料水の70%は表層水で賄われているが、雨量の少ない農業地帯では 22.6mgL^{-1} を越える場合もあった。

わが国においても湧水中の硝酸態窒素についての研究は多い。施肥量の多い野菜地帯や茶園地帯からの地下水に由来する湧水は当然硝酸態窒素も多くなる。しかし、これらの湧水が河川として流れ、水道水の採水地点に至る間まで追跡したものは比較的少ない。

森林は水の巨大な貯蔵庫であるが、森林からの溶出水、すなわち溪流中の硝酸態窒素についての興味ある観察が木平ら⁷²(1997)により報告されている。すなわち降雨に伴い渓流水の硝酸態窒素濃度が上昇するが、渓流水の 15N 値は、0.2‰から-1.4‰へわずかながら低下し、降雨が停止した後には硝酸態窒素濃度が低下するが、 15N 値は-1.2‰から6.0‰へ指数関数的に増大した。これは、降雨に伴う表層土壌中の硝酸態窒素の溪流中への流出と降雨に伴う地下水面上昇が起こり、そこでは脱窒作用が働き硝酸態窒素濃度が減少していることが推定された。これは森林が水資源培養と同時に水質浄化機能を有することを明快に示したものである。

わが国の河川においては、上流部は一般に清冽で硝酸態窒素濃度が低く、 15N 値も低いのが、下流に行くにつれて次第に濃度が高くなり、また 15N 値も大きくなっている。農地からの流出水などとともに、流域住民の生活に関連した、し尿処理場や下水処理場排水、生活排水などの混入があるためである。一例として多摩川水系のものを表8に示した。

硝酸態窒素含量の高い河川が湖沼や閉鎖性海域に流入すると富栄養化現象等を呈するようになるので、好ましくないが、この場合の原因者は必ずしも農業とは限らないことに留意する必要がある。

おわりに

本報告においては、地下水の硝酸態窒素による汚染の現状認識を中心にして述べた。汚染浄化に関する方策についても、自然生態系の利用や生物作用の利用、工業的硝酸除去あるいは脱窒装置など様々な工夫がこらされている。この面でもアジアモンスーン地帯における水田を中心とした農業環境の有利性を生かすことが期待されている。

欧米においては、農業を環境汚染源と位置づけているが、わが国における現状を見ると、地下水の硝酸態窒素汚染問題に関して、同じ様な位置づけが必要とされるのか否かについて慎重な判断が必要とされる。

文 献

1. Donna A. Fletcher: A National Perspective. (R. F. Follett, D. R. Keeney, and R. M. Cruse ed.: Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability. Soil Sci. Soc. Amer. Madison, USA (1991)) Chapter 2, 9-17. (The 22-29, May 1987 issue of the Journal of the American Medical Association carried a reprint of Dr. Comly's original 1945 article)
2. 越野正義：硝酸塩の植物体内での集積、早瀬達郎・安藤淳平・越野正義編、肥料と環境保全(ソフトサイエンス社)227-252(1976)
3. NAS: Committee on Nitrate Accumulation: Accumulation of Nitrate (1972)
4. T.P.Burt, A.L. Heathwaite & S.T.Trudgill ed.: " Nitrate: Processes. Patterns and Management " , John Wiley & Sons. 1993, p.8
- 5 Donna A. Fletcher, : A National Perspective. (R.F. Follett, D. R.Keeney ,and R. M. Cruse ed.: Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability. Soil Sci. Soc. Amer. Madison. USA (1991)) Chapter 2. 9-17.
6. Fruhling, L.: Nitrates blamed for baby death in South Dakota. des Moines Register, July 29, 1986, p.1 (1986)
7. Thomas M. Addiscott: Fertilizers and Nitrate Leaching: (R. E. Hester and R. M. Harrison ed.: Agricultural Chemicals and the Environment. The Royal Society of Chemistry, UK (1996)) 1~26.
8. I Bogardi, R.D. Kuzelka & W. G. Ennenga ed., " Nitrate Contamination- Exposure. Consequence and Control " , Springer-Verlag (1990)
9. F.M. D'Itri & L.G. Wolfson (ed.): " Rural Groundwater Contamination " , Lewis Pub. Inc., 1987.

10. R.F. Follett (ed.): "Nitrogen Management and Ground Water Protection", Elsevier, 1989.
11. I. Bogardi, R.D. Kuzelka & W.G. Ennenga (ed.) "Nitrate Contamination Exposure. Consequence and Control", Springer-Verlag, 1990.
12. T.P. Burt, A.L. Heathwaite & S.T. Trudgill (ed.) "Nitrate: Processes, Patterns and Management", John Wiley & Sons. 1993, p.8.
13. Anderson, J. H. (1987). Agriculture and natural resources: The broadening horizon. D'Itri. F. M. & Wolfson, L.G. (1987) 3-13
14. Fried, J.J. (1990): Nitrates and their control in the EEC Aquatic environment. I. Bogardi, R.D. Kuzelka & W.G. Ennenga (ed.) "Nitrate Contamination Exposure, Consequence, and Control", Springer-Verlag, 1990. 3-11
15. Fried, J.J. (1990): Nitrates and their control in the EEC Aquatic environment. I. Bogardi, R.D. Kuzelka & W.G. Ennenga (ed.) "Nitrate Contamination Exposure, Consequence, and Control", Springer-Verlag, 1990. 3-11
16. Spalding, R. F. and Exner, M.E.: Occurrences of nitrate in groundwater. J. Environ. Qual. 22(3) 392-402(1993)
17. Drommerhausen. D. J., Radcliffe, C. E. Brune. D. E. And Gunter. H. D. (1955): Electromagnetic Conductivity Surveys of Dairies for Groundwater Nitrate. J. Environ. Qual. 24, 1083-1091.
18. Richards, R. P., David B. Baker. Nancy L. Creamer. Jack W. Kramer, D. Ellen Ewing, Barbara J. Merryfield, and Laura K. Wallrabenstein: Well Water Quality, Well Vulnerability and Agricultural Contamination in the Midwestern United States. J. Environ. Qual. 25:389-402 (1996).
19. Blevins, D.W., D. H. Wilkison. B. P. Kelly, and S. R. Silva (1996): Movement of Nitrate Fertilizer to Glacial Till and Runoff from a Claypan Soil. J. Environ. Qual. 25:584-593 (1996).
20. Wassenaar L.I. (1994): Evaluation of the origin and fate of nitrate in the Abbotsford aquifer using the isotopes of ^{15}N and ^{18}O in nitrate. Environment Canada. NHRI Contribution No. CS-94009,46P
21. 日本水質汚濁研究会：地下水質保全対策調査-硝酸性窒素地下水汚染基礎調査、1991.
22. 環境庁水質保全局水質管理課・土壌農薬課監修、平田健正編著：土壌・地下水汚染と対策、(社)日本環境測定分析協会(1996)

23. 森田弘昭： "創立 35 周年記念、地下水問題この 10 年とその将来展望"、日本地下水学会編、1994、P. 152 .
24. 高屋敷将也・国包章一・真柄泰基(1993)：硝酸・亜硝酸性窒素による地下水汚染とその要因、第 44 回全国水道研究発表会講演集、747 ~ 749
25. 宮崎寿子・別役理(1990、1991)：中野区における井戸水の水質検査データの分析、(1)、(2) 中の衛生試験所報
26. 亀谷久雄他：大田区内の飲料用井戸の水質検査(大田区衛生検査所)(1987)
27. 相田英照ら(1988)仙台市における井戸水の水質統計解析(昭和 60-63 年度)、仙台市衛生試験所報、18 号、214 ~ 218
28. 桜井善碓(1975)：農土誌、43、518
29. 日高 伸(1987)：櫛引台地における地下水汚濁の実態解析、農林水産技術会議研究成果(1987) 耕地生態系における水質保全に関する研究、46 ~ 53
30. 藤縄克之(1987)：地下水汚濁の実態解析と数理モデル、農林水産技術会議研究成果(1987)：耕地生態系における水質保全に関する研究、53 ~ 60
31. 木方展治・津村昭人・山崎慎一(1989)：水海道周辺における水田地帯地下水の水質-井戸水調査-、土肥講演要旨集、35、173
32. 永井茂：地下水汚染の水文化学的アプローチ-無機汚染の実態と問題点-、地下水学会誌、33、145 ~ 154(1991)
33. 日高伸：肥料時報、1992 年度第 1 号、37(1992)
34. 井内国光・柿沼忠男・沢 資浩(1988)：島しょ部における地下水汚染に関する研究(II) - 興居島の自由地下水帯における潮水汚染と肥料汚染-、陸水学雑誌、49、3237 ~ 3250
35. 館川 洋(1955)：有機農業-福島県を中心としたケーススタディ-、庄子貞雄編、新農法への挑戦、博友社、299 ~ 315
36. 吉羽雅昭、麻生昇平、武長宏(1995)：都市近郊農業地帯の地下水の硝酸汚染について-神奈川県伊勢原市の事例-・平成 4 年度科学研究費補助金研究成果報告書「農業生態系における環境汚染物質の動態に関する安定同位体研究(代表：熊沢喜久雄)181 ~ 198

37. 杉本安寛・武藤勲：家畜尿窒素による河川および地下水汚染に関する研究、河川整備基金助成事業、研究成果報告書、平成7-8年度(1995)
38. 藤井国博・岡本玲子・山口武則・大嶋秀雄・大政建次・芝野和夫(1997)：農村地域における地下水の水質に関する調査データ(1986～1993)、農業技術研究所資料 第20号、1～329
39. 井上恒久(1997)：有機物連用畑における有機物の動態 -赤黄色土露地野菜畑の例- 第14回土・水研究会資料
40. 日高一成・国包章一・真柄泰基・伊藤光明(1995)：水道水源地下水の硝酸・亜硝酸性窒素による汚染に関する事例解析、1995年11月地下水研究会発表要旨、251～254
41. 糸川修司(1997)：施設畑における施肥窒素の挙動と地下水の硝酸態窒素濃度、土肥誌、68、327～330
42. Jacobs, T. C. And Gilliam J. W. (1985): Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. J. Environ. Qual. 14. 472-478.
43. Richard Lowrance: Groundwater nitrate and denitrification in a coastal plain riparian forest. J. Environ. Qual. 21: 401-405 (1992)
44. N. E. Haycock and C. Pinay: Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during winter. J. Environ. Qual. 22:273-278(1993)
45. Nelson, W. M. Gold, a. J. And Groffman, P. M. (1995): Spatial and temporal variation in groundwater nitrate removal in a riparian forest. J. Environ. Quality, 24. 691-698.
46. K. I. Lucey and D. A. Goolsby: Effects of climatic variations over 11 years on nitrate-nitrogen concentrations in the Raccoon River, Iowa. J. Environ. Qual. 22:38-46(1993)
47. D.E. Clay, S.A. Clay. K. B. Grix-Dabvis, and K.A. Scholes: Nitrate movement after anhydrous ammonia application in a Ridge Tillage system. J. Environ. Qual. 23. 9-13 (1994)
48. 野中昌法・阿部良悦・加村崇雄(1996)：砂丘地土壌における施肥窒素成分の下層への移動と地下水硝酸態窒素濃度の変化、土肥誌、67、633-639
49. Hergert, G.W.: Nitrate leaching through sandy soil as affected by sprinkler irrigation management. J. Environ. Qual. 15, 272-278(1986)

50. Bergstrom. L. and Brink. N.: Effect of differentiated applications of fertilizer N on leaching losses and distribution of inorganic N in the soil. *Plant Soil* 93, 333-345(1986)
51. 新美洋・須賀有子：液状きゅう肥還元圃場における記録的多雨下の硝酸態窒素および無機成分の移動速度(2)-15Nトレーサー法による解析-、土肥講演要旨集、第44集、337(1998)(1997年度九州支部会)
52. 日高 伸・山口幹周(1992)：台地縁湧水の水質変動と水田の窒素浄化能、土肥学会講演要旨集、38集、165
53. 戸田任重・望月康秀・川西琢也・川島博之(1997)：静岡県牧ノ原における茶園-水田連鎖系による窒素流出負荷低減効果の推定、土肥誌、68(4)369~375
54. 糟谷真宏・小竹美恵子(1997)：地下水かんがい由来する硝酸態窒素の水田における除去、土肥誌、68、651~658
55. Gibert J., Mathieu, J. and Fournier F. (1997): *Groundwater/Surface Water Ecotones: Biological and Hydrological interactions and Management Options* Cambridge U.P.
56. C.W. Kreitler: Nitrogen-isotope ratio studies of soils and groundwater nitrate from alluvial fan aquifers in Texas. *J. Hydrology*. 42, 147-170 (1979)
57. R.F.Spalding, E. Exner. C.W. Lindau and D.W.Eaton: investigation of sources of groundwater nitrate contamination in the Burbark-Wallula area of Washington, U.S.A. *J. Hydrology*. 58, 307-324(1982)
58. J.C.Vogel. A.S. Talma and T.H.E.Heaton. Gaseous nitrogen as evidence for denitrification in groundwater. *J. Hydrology*, 50.191-200 (1981); T.H. E. Heaton. A.S.Talma and J.C.Vogel: origin and history of nitrate in confined groundwater in the western Kalahari. *J. Hydrology*, 62. 243-262(1983)
59. Wassenaar L.I. (1994): Evaluation of the origin and fate of nitrate in the Abbotsford aquifer using the isotopes of 15N and 18O in nitrate. Environment Canada, NHRI Contribution No. CS-94009, 46P
60. 駒田充生・君和田健二・粕淵辰昭・浅川征男；釧路湿原に生育する植物の窒素安定同位体自然存在比について。1992年度日本土壌肥料学会北海道支部大会講演要旨
61. 並木則和・田瀬則雄・米山忠克・榎根勇・古藤田一雄：15Nによる地下水中の硝酸塩の起源の同定について-沼田段丘の事例-、筑波大学水利実験センター報告 NO. 13, 77-78(1989)
62. 大橋真人・田瀬則雄・檜山哲哉・鈴木裕一：那須野原における地下水中の硝酸イオン濃度の時空間変動について、*ハイドロロジー(日本水文科学会誌)* 24、221~232 (1994)

63. 倉持寛太・波多野隆介(1998)：草地酪農地域における水圏の $^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ 値の動態、土肥講演要旨集、第44集 Part II、270
64. 宮古広域圏事務組合・宮古島地下水質保全対策協議会：宮古島地下水水質保全調査報告(1990-1995)
65. 中西康博・山本洋司・朴 光来・加藤茂・熊澤喜久雄： ^{15}N 値利用による地下水硝酸起源推定法の考案と検証、土肥誌、66、544-551(1995)
66. 山本洋司・朴 光来・中西康博・加藤茂・熊澤喜久雄：宮古島地下水中の硝酸態窒素濃度と ^{15}N 値、日本土壤肥料学雑誌、66、18~26(1995)
67. 朴 光来・山本洋司・中西康博・熊澤喜久雄：アンモニウム溶液よりのアンモニア揮散に伴う残留アンモニア態窒素の ^{15}N 値の変化、土肥誌、67、314~316(1996)
68. 山本洋司・朴 光来・中西康博・加藤 茂・熊澤喜久雄：宮古島の地下水中の硝酸態窒素濃度と ^{15}N 値、土肥誌、66、18-25(1995)
69. 中西康博・山本洋司・朴 光来・加藤 茂・熊澤喜久雄： ^{15}N 値利用による地下水硝酸起源推定法の考案と検証、土肥誌、66、544~551(1995)
70. 近藤洋正・田瀬則雄・平田健正：沖縄県宮古島における地下水中の硝酸性窒素の窒素安定同位体比について、地下水学会誌第39巻第1号1-15(1997)
71. Fried, J. J. (1990)：前出
72. 木平英一・楊宗興・八木一行・窪田順平：降雨に伴う渓流水の NO_3^- -N 窒素安定同位体比の変動 水文・水資源学会誌、10、360~366(1997)

表1 地下水の硝酸態窒素濃度が10ppmを超えている地点
 (日本土壌協会：農業用水水質調査結果のとりまとめ報告書、平成元、2年)

地方	地域	地点	硝酸態窒素濃度 (ppm)	地下水利用区分
北海道	サロベツ平野	天塩町川口3	13.1	畜産
	石狩平野	輪厚	16.7	畜産
東北	庄内平野	鶴岡市	16.3	野菜・メロン
		遊佐市	14.2	野菜・メロン
関東	甲府盆地	白根町	13.0	樹園地・モモ
	東海平野	清水市	15.2	施設園芸
		浅羽町	20.0	施設園芸
	赤城山麓	赤堀町	34.9	畑
	下総台地	富里町	14.6	畑
北陸	新潟平野	新潟市西山	36.3	畑・イチゴ
		新潟市五十嵐	17.6	畑・スイカ
		巻町	12.8	畑・スイカ
東海	豊橋平野	豊橋市西堤	16.0	水田
	中勢平野	鈴鹿市深溝町	23.0	樹園・茶・花木
		鈴鹿市広瀬町1	24.8	樹園・茶・花木
		鈴鹿市広瀬町2	24.4	樹園・茶・花木
近畿	大阪平野南部	岸和田市上松	45.2	畑・軟弱野菜
		岸和田市神須屋	21.5	畑・軟弱野菜
中国四国	三豊平野	観音寺市室本町	47.2	施設園芸
		観音寺市八幡町	77.4	施設園芸
	米子平野	富益	16.2	施設園芸
九州	宮崎・真鍋平野	真鍋町	12.6	畜産・養鶏
		宮崎市角町	15.5	施設園芸・ナス
	出水・川内平野	洗切	10.0	水田
沖縄	本島中部	勝連町2	10.2	畑・サトウキビ
		与那城村	12.4	畑・サトウキビ
	本島南部	糸満市北名城1	10.9	畑・サトウキビ
		糸満市北名城2	25.1	畑・サトウキビ
		米須	13.4	畑

備考：調査地点総数 182

表2 原水及び浄水中の硝酸性及び亜硝酸性窒素の含量分布

	全データ(mg/L)				地下水(mg/L)				地下水以外の起源(mg/L)			
	平均値		最高値		平均値		最高値		平均値		最高値	
	原水	浄水	原水	浄水	原水	浄水	原水	浄水	原水	浄水	原水	浄水
~0.50	1838	2062	1589	1364	1090	1114	995	754	748	948	594	610
~1.00	871	1162	819	1087	535	671	504	612	336	491	315	475
~2.00	730	942	862	1198	542	706	563	729	188	236	299	469
~3.00	281	343	341	521	239	291	272	419	42	52	69	102
~4.00	139	151	174	292	122	138	143	241	17	13	31	51
~5.00	87	82	113	151	81	75	95	128	6	7	18	23
~6.00	61	55	82	91	57	50	71	83	4	5	11	8
~7.00	29	40	35	57	28	38	34	47	1	2	1	10
~8.00	27	19	33	49	27	19	31	46	0	0	2	3
~10.00	31	12	38	56	29	11	34	52	2	1	4	4
10.01~	16	1	28	7	15	1	25	6	1	0	3	1
全体数	4110	4860	4114	4873	2765	3114	2767	3117	1345	1746	1347	1756

表3 原水及び浄水中の硝酸性及び亜硝酸性窒素の含量分布
(平成3年度水道統計)

mg/L	全データ(%)				地下水(%)				地下水以外の起源(%)			
	平均値		最高値		平均値		最高値		平均値		最高値	
	原水	浄水	原水	浄水	原水	浄水	原水	浄水	原水	浄水	原水	浄水
~0.50	44.7	42.4	38.6	28.0	39.4	35.8	36.0	24.2	55.6	54.3	44.1	34.7
~1.00	21.2	23.9	19.9	22.3	19.3	21.5	18.2	19.6	25.0	28.1	23.4	27.1
~2.00	17.8	19.4	21.0	24.6	19.6	22.7	20.3	23.4	14.0	13.5	22.2	26.7
~3.00	6.8	7.1	8.3	10.7	8.6	9.3	9.8	13.4	3.1	3.0	5.1	5.8
~4.00	3.4	3.1	4.2	6.0	4.4	4.4	5.2	7.7	1.3	0.7	2.3	2.9
~5.00	2.1	1.7	2.7	3.1	2.9	2.4	3.4	4.1	0.4	0.4	1.3	1.3
~6.00	1.5	1.1	2.0	1.9	2.1	1.6	2.6	2.7	0.3	0.3	0.8	0.5
~7.00	0.7	0.8	0.9	1.2	1.0	1.2	1.2	1.5	0.1	0.1	0.1	0.6
~8.00	0.7	0.4	0.8	1.0	1.0	0.6	1.1	1.5	0.0	0.0	0.1	0.2
~10.00	0.8	0.2	0.9	1.1	1.0	0.4	1.2	1.7	0.1	0.1	0.3	0.2
10.01~	0.4	0.0	0.7	0.1	0.5	0.0	0.9	0.2	0.1	0.0	0.2	0.1
全体数	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

表4 井戸水中の硝酸態及び亜硝酸態窒素(茨城県、平成4年度調査)

調査地点	調査	基準	%	最大値
	井戸数	超過数		ppm
茨城町	30	14	47	22.7
笠間市	80	8	10	19.0
岩間市	30	18	60	37.6
高萩市	60	1	2	11.4
十王町	40	2	5	17.2
北浦村	20	1	5	21.6
鹿島町	40	5	13	17.0
牛堀町	30	5	17	21.5
竜ヶ崎市	20			
河内村	30			
牛久市	20			
桜川村	30	4	13	17.0
藤代町	20			
美浦村	30			
新治村	30	18	60	31.2
茎崎村	50	22	44	31.1
関坂町	30	17	57	84.2
明野町	20	6	30	25.1
真壁町	40	16	40	26.5
下妻市	30	14	47	34.1
千代川村	20	11	55	31.3
水海道市	40	8	20	34.9
岩井市	40	25	63	38.6
三和町	20	13	65	45.9
総計	800	208	26	84.2

表5 伊勢原市内の地下水の硝酸態窒素濃度の年平均値(mg/L)
吉羽雅昭ら(1995)第3表より

	地点数	硝酸態窒素濃度の年平均値		
		最小値	最大値	平均値
山林	5	0.67	1.71	1.07
水田	3	0.05	0.68	0.28
畑地	14	0.22	38.9	21.31
宅地	11	0.39	9.44	6.6

表6 茨城県稲敷台地における地下水中の硝酸態窒素濃度
(藤井国博ら、1997、表 ー3、及び補遺 -1より作成)

不圧地下水利用井戸

井戸番号	測定回数	硝酸態窒素濃度(mg/L)			井戸の深さm	周辺土地利用状況	飲料水利用
		最低値	最高値	平均値			
10	129	0.04	0.67	0.28	1.4	研究圃場	無
31	216	2.33	65.05	31.27	3.3	畑	無
32	61	4.08	21.78	6.52	3.4	畑	無
3	16	6.67	8.19	7.42	3.7	畑	無
4	67	1.00	16.79	11.46	3.7	畑	無
6	188	N.D.	1.05	0.35	4	研究圃場	無
7	150	N.D.	0.88	0.13	4	研究圃場	無
8	63	0.04	0.38	0.21	4	研究圃場	無
9	57	N.D.	0.24	0.05	4	くぬぎ林	無
21	47	5.16	16.76	12.17	4.4	芝、野菜畑	無
24	107	4.17	31.93	14.84	5	畑	無
26	43	6.06	9.48	7.51	5	畑	無
5	264	0.17	9.20	3.06	5.2	林、種木圃	有
15	105	1.92	18.52	9.26	5.6	畑隣接屋敷	?
28	52	7.16	47.39	19.78	8	畑	?
30	52	15.05	47.04	35.62	8	畑	?
2	36	0.52	14.42	6.26	11	畑・陸田	無

研究圃場・林平均	0.204
植木・屋敷平均	6.26
畑平均	15.29

表7 土地利用別地下水の硝酸態窒素濃度
 (藤井ら1997の表V-2、V-3、V-4より抽出)

	調査点数	硝酸態窒素濃度		水質基準値以上		基準値(10mg/L)以上示した主な場所
		最低	最高	数	%	
山地林地	69	N.D.	3.91	0	0	
台地斜面林地	38	0.05	2.76	0	0	
草地	8	0.61	7.16	0	0	
水田	51	N.D.	39.91	8	16	埼玉県深谷市
畑	104	N.D.	67.89	57	55	愛知県渥美市・群馬県新田町・同藪塚本町 埼玉県深谷市・同川越市・千葉県千倉町
樹園地	19	0.34	35.9	5	26	三重県鈴鹿市・香川県善通寺市・茨城県玉造市
施設栽培地	15	N.D.	2.85	0	0	
農村集落	16	0.11	27.89	1	6	広島県福山市
市街地	34	N.D.	22.19	1	3	香川県善通寺市
その他	10	0.06	6.49	0	0	

表 8 . 多摩川水系中のNO3-Nと 15N値

Sample site	NO3-N (mg/L)	15N値(‰)
1. 紅葉棉	0.02	1.05
2. 三条橋	0.10	
3. 丹波側	0.18	
4. 奥多摩湖	0.35	1.14
5. 日原川	0.47	0.35
6. 東京都発電所	0.44	2.35
7. 多摩川橋下流	0.36	1.60
8. 平井川	1.61	8.10
9. 稻生南公園	0.58	7.00
10. 秋留橋	1.07	5.16
11. 日野橋	2.96	15.2
12. 高幡橋	4.19	15.9
13. 関戸橋	2.79	17.8
14. 大栗	0.60	9.20
15. 是政橋	3.55	14.6
16. 多摩川原橋	7.30	14.1
17. 三沢川水門	3.42	10.1
18. 多摩川水道橋	6.30	15.0
19. 平瀬川	4.71	12.7
20. 野川	6.64	0.94
21. 新多摩川大橋	7.67	13.2
22. 丸子橋	7.01	13.4
23. 丸子川	3.20	12.1

標準文字：本流

斜字：支流

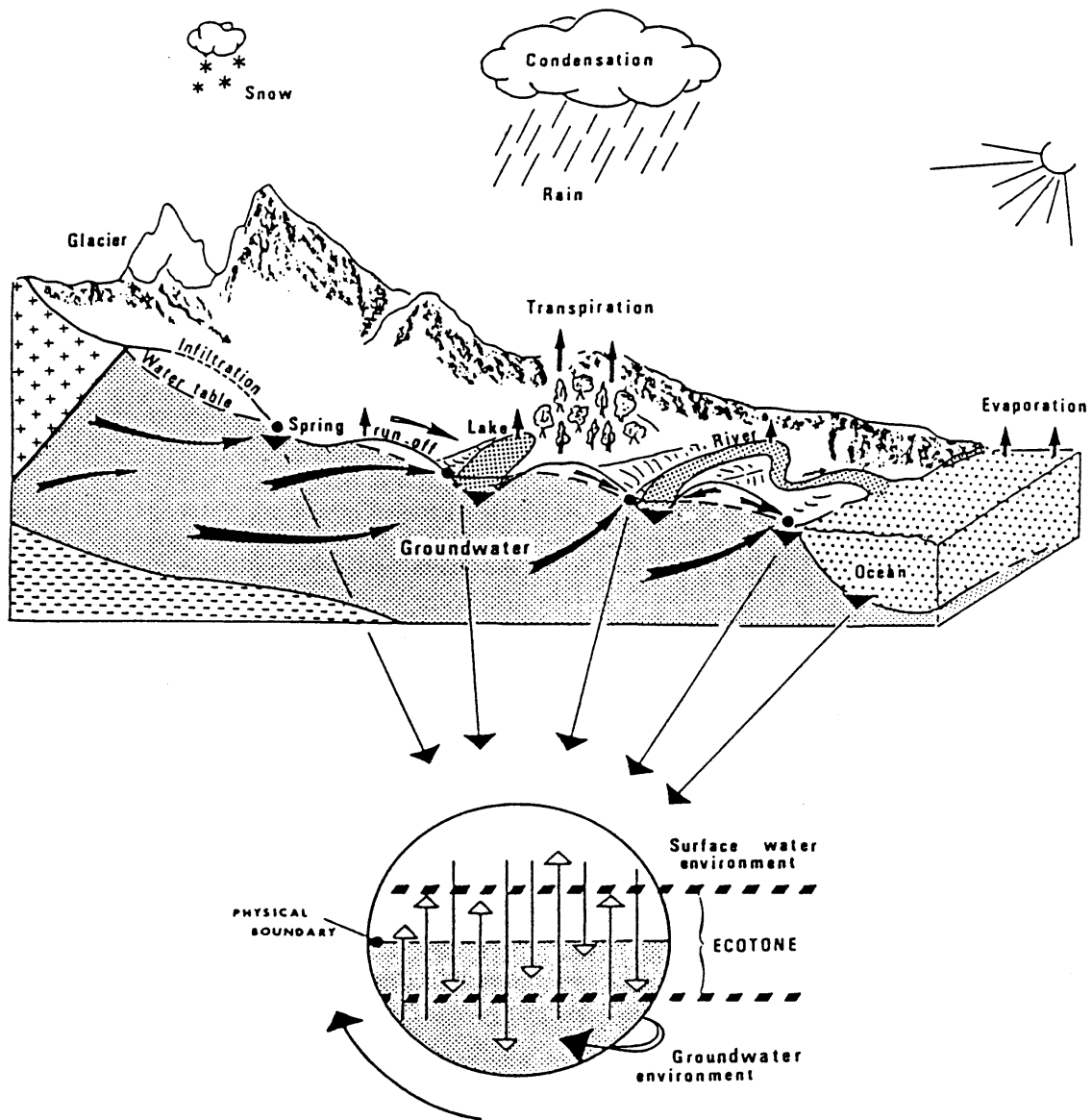


Fig. 1 Groundwater/surface water ecotones in the mountain and plain landscapes (Gibert et al. 1997)

わが国における食料供給と窒素循環

川島 博之*

摘 要

わが国における食料供給システムを窒素収支概念より考察した。わが国の農耕地での空中窒素固定量は 1.5×10^5 [ton year⁻¹]程度と推定される。これに対し1992年において、化学肥料として 6.1×10^5 [ton year⁻¹]、漁獲物として 2.6×10^5 [ton year⁻¹]、輸入食料・飼料として 8.3×10^5 [ton year⁻¹]の窒素が食料供給に伴いわが国に流入した。1億2千万人余りの人々が多量の動物性蛋白質を摂取する豊かな食生活は、自然界の窒素循環を大きく改変することにより成立しており、内湾や湖沼の富栄養化の遠因となっている。人間活動が自然界の物質循環に大きな影響を及ぼすことのない社会を構築するためには、農耕地への化学肥料投入を人糞尿の農地還元置き換えること、輸入飼料に依存した畜産に代わり食肉を直接輸入するなどを検討する必要がある。

キーワード：食料供給，窒素循環，肥料，貿易，日本

1. 緒 言

わが国の食生活は第二次大戦後、いわゆる洋風化が進み、大きな変貌を遂げた。しかしながら、食生活の変貌は、一方では物質循環を変え、環境に大きな負荷を強いることになった。これまでも、畜産廃棄物の処理、農耕地よりの窒素肥料の溶脱など、個々の問題では多くの検討がなされている。しかし、わが国の食料供給システム全体を物質循環との関わりにおいて検討した研究は少なく、僅かに三輪ら^{1,2)}による農業を視点の中心においた研究、東京湾流域での食料供給と東京湾の水質の関係を論じた研究^{3,4)}があるに留まる。人間が食物連鎖においてその最上位に位置している以上、食生活の変化は下位の物質循環に大きな影響を与える。人間と環境の調和が叫ばれる昨今、食生活が物質循環に与える影響を定量的に把握し健全化を図ることは、その第一歩であると言える。

本研究では、戦後日本の食生活の変貌が環境へ与える影響を、窒素の流れと言う観点より考察した。これより、わが国の医療・健康の面では大きな成果をあげた戦後の食生活改善が、物質循環と人間生活の調和と言う観点では、問題を有していることが明らかになる。わが国は近代においてその食生活を急速に変貌させた代表的な国であり、

わが国における分析は、今後、多くの開発途上国が近代化を押し進めた場合、その食生活の改善が地球規模の物質循環にどのような影響を与えるかを予測する上でも重要となる。

2. 方 法

食生活水準はカロリー及び蛋白質の摂取量により論じられる。国民所得の増加に伴い、一人当たりのカロリー摂取量は増加する傾向にあるが、蛋白質、分けても動物性蛋白質の摂取量は国民所得の増加に伴い顕著に増加する。食生活水準は、動物性蛋白質の摂取量により、良く表すことが出来る⁵⁾。一方、蛋白質の構成要素である窒素は、内湾・湖沼の富栄養化、地下水硝酸汚染、またオゾン層破壊ガスであると共に温暖化ガスでもある亜酸化窒素の大気中濃度の増加との関連⁶⁾で注目を集めている。このため窒素フローとして食料供給を見ることは、食料供給と環境問題との間に統一的な視点を与えることとなる。

本研究では主に過去の統計より食料の供給を窒素のフローとして検討した。食料の生産量、輸入量、輸出量、人口累計は食料需給表⁷⁾に依った。また、窒素肥料使用量はポケット肥料要覧⁸⁾に依った。食品中の蛋白質含有量は、食料需給表に示される各食品項目ごとの蛋白質含有量を、窒素・蛋

Table1 Nitrogen content and eatable portion.

	Nitrogen content [%]	net food [%]
Cereal	1.30	85.8
Potato	0.29	90.0
Bean	4.78	97.0
Vegetable	0.22	85.4
Fruit	0.13	70.9
Meat	2.91	71.9
Egg	1.97	87.0
Daily products	0.48	100.0
Fish	2.98	54.6
Seaweed	4.05	100.0
Miso	2.00	100.0
Soy sauce	1.20	100.0
Mushroom and etc.	1.57	83.8

白質換算係数6.25で除す⁹⁾ことにより求めた。項目別窒素含有量を一括してTable1に示す。植物性蛋白質は穀類、いも類、豆類、野菜、果実、みそ、醤油の合計とした。動物性蛋白質は肉類、鶏卵、牛乳、乳製品、水産物(魚介類と海藻類の合計とした。海藻類は植物性であるが、統計上水産物に一括されることが多く、ここでは便宜上に動物性蛋白質に含めた。海藻類中の蛋白質は水産物中の約5%程度であり、大きな誤差の原因とはならない)の合計として算出した。

本研究では敗戦後の混乱がほぼ収束し、比較的信頼性の高いデータが得られる1955年から1992年までを検討の対象とした。1955年は、敗戦の混乱がほぼ収まったとは言え、戦前の食習慣を色濃く残していた時期と考えられ、食生活の変化を考える始点としては好適である。

食料供給量は(生産量+輸入量-輸出量)とし、前年よりの繰り越しと翌年への繰り越し量は無視した。また、供給量の全てが食用となるわけではなく、一部は加工の過程で廃棄される。歩留まり率は農林水産省が食料需給表作成に際し用いている値を用いた(Table1参照)。

3. 食料供給と窒素

3.1 蛋白質供給量

一人当たりの蛋白質供給量の変遷を窒素量に換算しFig. 1に示す。わが国においては1955年以降、蛋白質供給量がほぼ一貫して増加傾向を示している。特に動物性蛋白質の増加は著しく、これに対し植物性蛋白質は減少傾向を示す。蛋白質の総供給量は1955年に窒素として12.6 [gday⁻¹ per capita]であったものが、1992年には15.2 [g

において窒素排出原単位は12 [gday⁻¹ per capita]とされるが¹⁰⁾、蛋白質供給量より推定される値もほぼこれに一致する。なお、供給量の一部は食前に廃棄または残飯となり、その全てが摂取される訳ではない。動物性蛋白質供給量は、窒素として2.6から7.3 [gday⁻¹ per capita]と、27年間の間に2.8倍になった。動物蛋白質を多く摂取する食生活は肺結核、肺炎、脳卒中、胃ガンなどを減少させ、わが国を世界有数の長寿国にする上で、大きく貢献した¹¹⁾。

この間わが国の人口は8927万人(1955)から12445万人(1992)へと39%増加しており、わが国全体で見たときの食料供給量はFig. 2のようになる。Fig. 2には植物性、動物性蛋白質の品目別供給量を示す。植物性蛋白質では穀類供給の減少が続き、豆類、野菜、みそ・醤油の供給はほぼ横這いになっている。これに対し、動物性蛋白質では、肉・卵の供給が大きく拡大し、牛乳、水産物の供給も伸びている。1955年に4.1x10⁵ [ton year⁻¹]であった総供給量は、1992年には6.9x10⁵ [ton year⁻¹]と1.7倍に増加している。

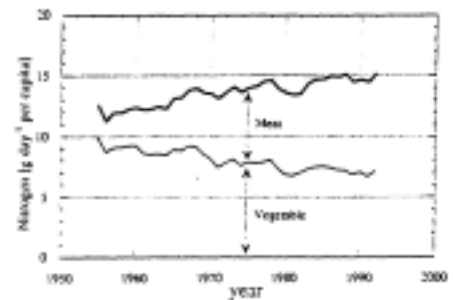


Fig. 1 Historical change of the protein intake per capita represented by nitrogen in Japan.

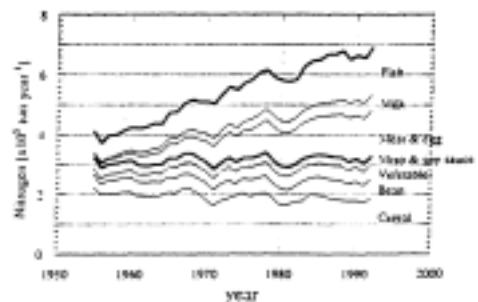


Fig. 2 Increase of the total food supply presented by nitrogen in Japan.

3.2 食料供給と窒素収支

人為的な付加がない場合には、窒素の循環量は、その地域における空中窒素固定量により規定される(2)。空中窒素の固定がなく他の地域よりの移入もない場合は、その地域において窒素循環を維持することは出来ない。沿岸漁業のみが行われ、食料の輸入や化学肥料の投入がない江戸時代までは、人間はほぼ自然に近い窒素循環の中に位置していた。これが大きく変化始めたのは、沖合い漁業が盛んとなり漁獲高が増え、かつ食料の輸入が行わ

れた明治以降であり、さらに大正末期より工業的に製造された化学肥料の投入も始まった。輸入された食料や水揚げされた水産物に含まれる窒素、農耕地に投入された化学肥料は何れは環境に放出される。もちろん、農耕地における脱窒もあり、窒素の全てが環境に悪影響を与える訳ではない。しかし、人間活動に伴い流入した窒素は、なんらかの形で自然状態における窒素循環を浸乱している。

食料供給に伴うわが国への窒素の流入と国内で

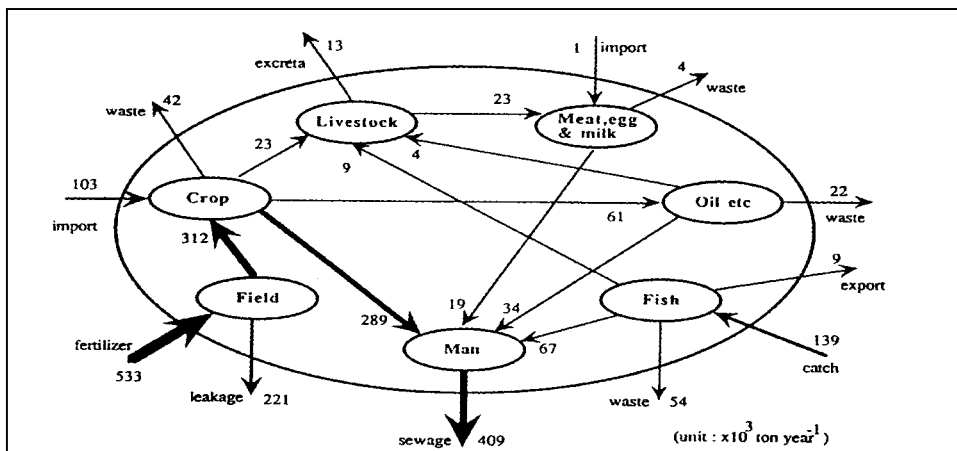


Fig. 3a Food supply represented by nitrogen flow in Japan in 1955.

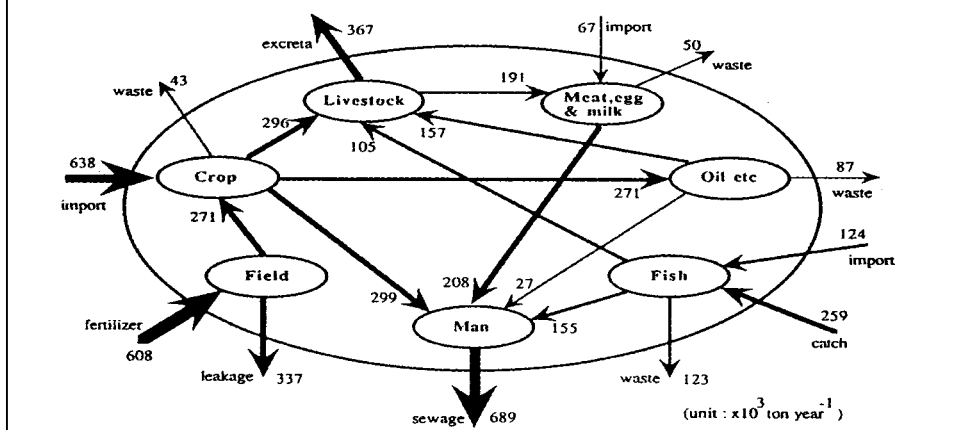


Fig. 3b Food supply represented by nitrogen flow in Japan in 1992.

のフローをFig. 3a(1955), Fig. 3b(1992)のように表す。図中, (Man)は人間を, (Field)は全農耕地を, (Crop)は穀類, いも類, 豆類, 野菜, 果実の合計を, (Livestock)は牛, 豚, 鶏を, (Meat, egg & milk)は食肉, 鶏卵, 牛乳, 乳製品の合計を, (Oil etc)は植物油脂, みそ, 醤油, 酒類製造業を, また(Fish)は魚介類と海草類の合計を示す。(Crop)は(Field)と輸入より供給される。(Crop)の一部はそのまま(Man)に供給されると共に, (Livestock)と(Oil etc)に供給される。1992年においては, (Livestock)に供給される量, また原料として(Oil etc)へ供給される量は, 直接人間に供される量に匹敵している。

(Livestock)には(Crop)と共に(Fish), また(Oil etc)より発生した植物油脂絞り槽等が飼料として供される。ここで水産物より供される量は食料需給表の値を用いた。植物油指紋りかす等より家畜に供される量については信頼すべき統計がない。このため(Oil etc)に供される豆類に含まれる窒素中, みそ・醤油に移行しない部分が家畜に供されるとした。

牛の飼育には牧草による割合も多い。牧草による飼育は, 牧草地において自然に固定された窒素が循環している場合, 本研究では検討の対象としていない。牧草地に散布された窒素肥料は(Field)に散布された肥料として計算しており, 牧草地より収穫された飼料用作物は(Crop)に含めている。

水産物においては, 統計上わが国の漁港に水揚げされた量: 生産量(Catch)と輸入により流入した量を分けて考えた。国土への窒素の流入と言う視点では両者は同様である。なお, 生産量には内水面漁業による生産量も含むが, その量は全漁獲量の2.0%程度である。化学肥料投入量から収穫物中窒素を差し引いたものが, (Field)よりの地下水や周辺水域に漏れ出す量(leakage)とした。

実際には, (Livestock)の糞尿, (Meat, egg & milk), (Fish), (Oil etc)よりの廃棄物の一部が肥料として(Field)に戻されている。(Man)よりの排泄物もごく一部であるが(Field)に戻されている。しかし, これらの量を的確に押さえた資料はない。このため, ここでは強いてこれらの推定を行うことは行わず, 家畜糞尿, また廃棄物の発生として別に考えた。

図中の矢印は量を視覚的に表せるよう努めたものであるが, これより1992年においては1955年に比べ穀物の輸入が大きく増加しており, これが(Livestock)に供給され(Meat, egg & milk)

の供給が増加していることが解かる。以下, Fig.3中の主な流れについて, その変遷を見る。

3.3 窒素流れの変遷

農耕地における窒素投入量と収量の関係をFig. 4に示す。図よりわが国における窒素肥料使用量は1955年において既に 5.3×10^5 [ton year⁻¹]であり, その後増加し1974年には 8.5×10^5 [ton year⁻¹]を記録している。それ以後は減少に転じ, 1992年の使用量は 6.1×10^5 [ton year⁻¹]となっている。収穫量はほぼ一貫して減少し, 収穫物中の窒素も1955年には 3.1×10^5 [ton year⁻¹]であったものが, 1992年には 2.7×10^5 [ton year⁻¹]にまで減少している。収穫物中窒素量の投入肥料量に対する比率は, 1955年に投入負荷量の58.5%であったが, 1974年には32.6%まで減少し, 1992年では44.5%程度にまで上昇している。1955年の割合が高いことはこの時代には化学肥料以外の肥料が多く使われていたことを示し, 1974年にこの割合が低くなることは化学肥料が多用されたことを示す。現在, この割合が少し高まっていることは, 環境に留意した減肥型及び有機栽培農業が普及しつつあることを示している。

貿易による窒素の流入流出をFig.5に示す。わが国は1955年以来総量としては一貫して窒素を輸入している。ただ, 水産物に関しては1974年までは, 僅かではあるが輸出国であった。穀物の輸入は畜産振興と歩調を合わせるように1960年以降急速に拡大している。また, 肉の輸入は1970年頃より僅かずつ増加している。水産物の輸入は1980年代より増加し, 1990年代に入ってから, この傾向が拡大している。窒素の輸入量は1955年には 9.5×10^5 [ton year⁻¹]であったものが1992年には 8.3×10^5 [ton year⁻¹]まで, 8.7倍に増加して

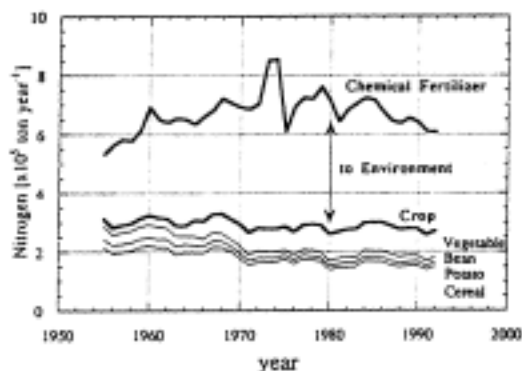
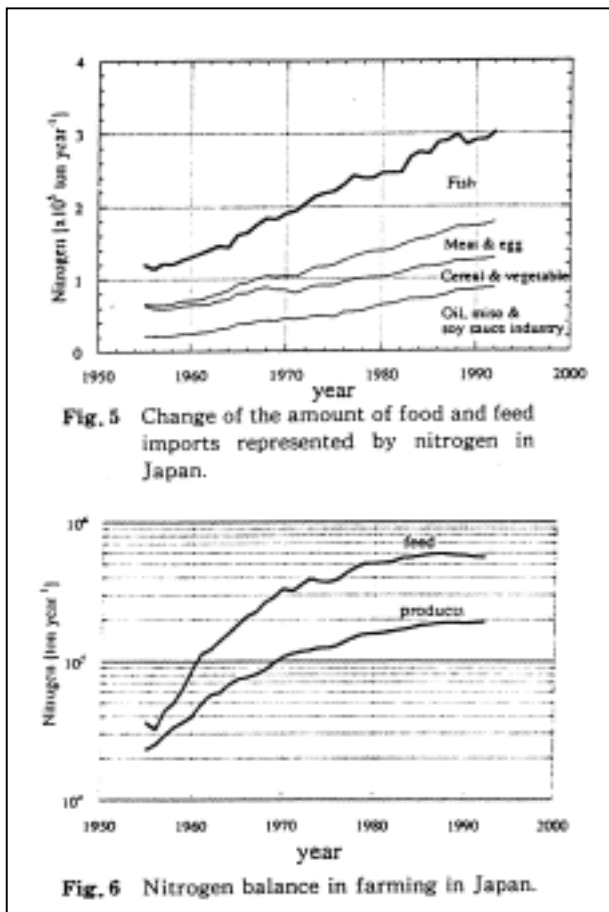


Fig. 4 Change of the total nitrogen fertilizer input and the total nitrogen yield from the field in Japan.



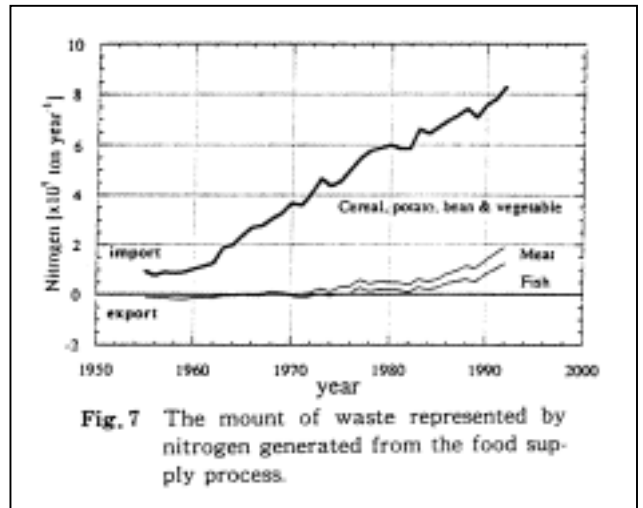
いる。
 Fig. 6には畜産への飼料としての窒素投入量と生産物中の窒素量を示す。畜産振興に伴い家畜に供される飼料は1955年以降一貫して増加している。投入量は1955年には 3.6×10^4 [ton year⁻¹]であったものが1992年には 5.6×10^5 [ton year⁻¹]にまで、実に15.5倍に増加している。また、肉・卵・乳製品の生産量は窒素として $2 \cdot 3 \times 10^4$ [ton year⁻¹]であったものが、 1.9×10^5 [ton year⁻¹]にまで増加している。Fig. 6では片対数グラフを使用しており、飼料の食肉への変換効率は差として表現されている。1970年代以後、変換効率はほぼ一定となり1/3程度である。牛肉、牛乳の生産の一部は牧草によるが、本研究では牧草量を考慮していないため、1970年以前の変換効率が良く見える。1970年以前は輸入飼料に依らず牧草による飼育の割合が大きかった。

食料供給に際してはその全てが食用とはされず、一部は廃棄される。廃棄される部分は特に水産物に多い。廃棄物の一部は有機質肥料となり、農耕地に還元されているが、先にも述べたように、そ

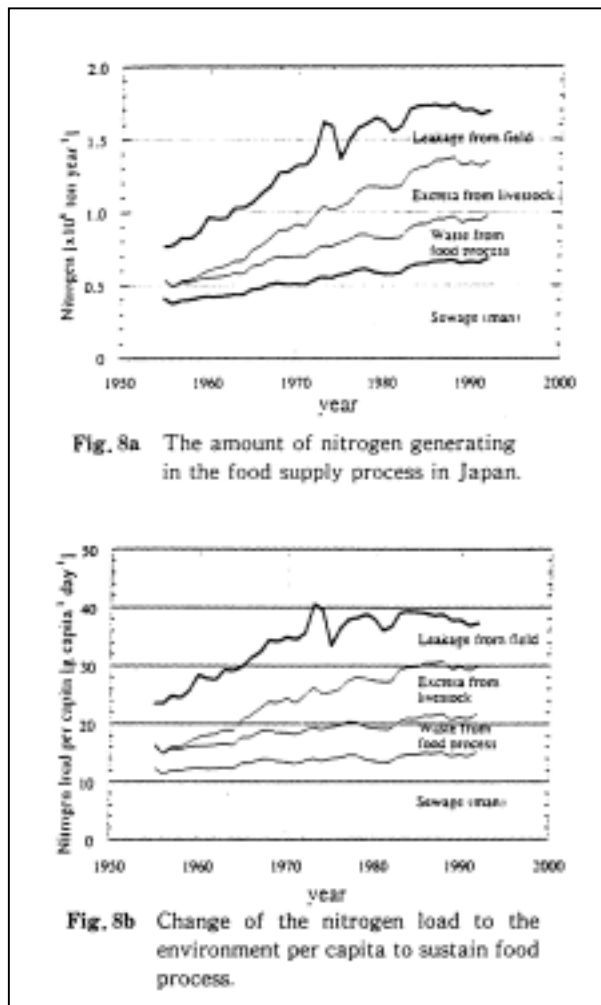
の量は明らかでない。廃棄量の変遷をFig. 7に云すが、この量は一貫して増加し、1955年には 1.2×10^5 [ton year⁻¹]であったものが、現在では 3.0×10^5 [ton year⁻¹]にまで増加している。

3.4 食料供給と窒素循環

食料供給に伴い何らかの形で環境へ放出される



窒素量の変遷をFig. 8a, また人口の増加を勘案し、一人当たりの窒素量としたものをFig. 8bに示す。環境へ放出される窒素量は1955年には 7.7×10^5 [ton year⁻¹]であったものが、1992年には 1.7×10^6 [ton year⁻¹]にまで2.2倍に増加している。総蛋白質供給量は先に述べたように1.7倍であり、環境に放出される窒素量の増加は供給量の増加より大きい。これは、動物性蛋白質の供給が家畜によるためであり、わが国は一部の肉を輸入したり、また動物性蛋白質の供給の約半分を水産物に依っているため、この程度の増加で済んでいる。動物性蛋白質の増加を家畜の飼育のみによる場合には、発生する負荷はより大きくなる⁵⁾。一人当たりの値も、 23.4 [g day⁻¹ per capita]であったものが、 37.3 [g day⁻¹ per capita]にまで1.6倍に増加している。その内訳は1992年を見たとき、生活系より 6.9×10^5 [ton year⁻¹] (全体の40.6%)、廃棄物として 3.0×10^5 [ton year⁻¹] (17.7%)、家畜糞尿として 3.7×10^5 [ton year⁻¹] (21.6%)、農耕地より 3.4×10^5 [ton year⁻¹] (19.8%)である。生活系よりの負荷が最も大きい、現在これは下水道などに集め処理するとしている。しかし、生活系の負荷、特に糞尿は、江戸時代に行っていたように農地還元することも可能である。1992年においては、 6.1×10^5 [ton year⁻¹]の化学肥料が用いられているが、生活系より発生する窒素量はこれを上回っている。原理的には、生活系より発



生する窒素を全て農地に還元することにより、化学肥料を全く用いないことも可能である。空中窒素を固定し化学肥料を生産するためにエネルギーを要すること、脱窒過程で亜酸化窒素が発生する現象の制御が難しいこと、脱窒を効率良く行うためには新たな有機物を必要とすることを考えると、富栄養化対策を排水処理のみに頼ることに疑問がある。

本研究で示される家畜よりの窒素は輸入飼料を用いた飼育により生じたものであるから、肉を直接輸入すれば、これは生じない。このように考えれば、生活系よりの窒素は再利用が可能であり、また家畜よりの負荷もなくなる。農耕地よりの負荷 3.4×10^5 [ton year⁻¹]と廃棄物よりの負荷 3.0×10^5 [ton year⁻¹]、計 6.4×10^5 [ton year⁻¹]が、現在の食生活を維持する上で生じる最低限の窒素量となる。

わが国の農耕地面積は4,993,000ha(1992)である¹³⁾。農耕地における窒素固定速度の推定は難しく、信頼すべきデータは少ないが、わが国のよ

うに温帯の比較的肥沃な耕地では 30 [kg ha⁻¹ year⁻¹]程度¹⁴⁾とされる。これよりわが国の農耕地において自然に固定される窒素量は 1.5×10^5 [ton year⁻¹]となる。

現在の豊かな食生活を1億2千万人あまりに供するために 1.7×10^6 [ton year⁻¹]にも及ぶ窒素が環境に何らかの形で放出されている。これはわが国の農耕地で自然に固定される量の11.3倍にも及び、地下水硝酸汚染、湖沼や内湾の富栄養化の遠因となっている。もちろん、環境中に放出された窒素がすべて負荷になるわけではなく、農耕地や側溝にて脱窒されているものも多い。環境にさほど悪影響のない負荷量をにわかに定めることは難しいが、1955年には地下水硝酸汚染や富栄養化現象が深刻化していないことを考えると、 7.7×10^5 [ton year⁻¹]程度が一つの目安になる。これは、先ほど示した生活系負荷の農地への還元と、輸入飼料による畜産に代わり肉を直接輸入することにより実現が可能である。

4. 結 言

食生活の向上は広く受け入れられてきた。しかし、1億2千万人にも及ぶ人々に豊富な食料を供給することは、わが国の窒素循環を大きく変え、大気中亜酸化窒素の増加、地下水硝酸汚染、湖沼・内湾の富栄養化の遠因となっている。脱窒等により排水中の窒素を除去することが、富栄養化防止技術の一つの方向であることは言うまでもないが、今後は物質循環を考慮した循環型社会の構築を考えることも必要である。

来世紀、食生活の向上が開発途上国にまで及ぶ際には、物質循環を無視した技術のみの対応では限界がある。飼料の供給が可能である地域で畜産を行い、家畜糞尿をリサイクルさせること、また人間より排出される糞尿を積極的に農耕地還元する技術とそれを可能とする社会システムの建設が、地球規模での環境を考える場合には特に重要となる。

文 献

- 1) 三輪容太郎・小川吉雄(1988)集中する窒素をわが国の土は消化できるか. 科学, 58, 631-638.
- 2) Miwa, E. (1990) Global Nitrogen Flow and Degradation of Soils and Environment. *transact onions 14th International Congress of Soil Science*, V, 271-276.
- 3) 川島博之(1993)東京湾流域における窒素の流れ 富栄養化と食料, 農業- 用水と廃水, 35, 790-794.

- 4)川島博之(1993)流域と湾内での窒素の動き．東京湾-100年の環境変遷-(小倉紀夫編)，123-137．恒星社厚生閣．
- 5)Kawashima, H., M. J. Bazin and J. M. Lynch. The World Protein Supply and Nitrogen Fertilizer Demand in the 21st Century. Global Environmental Change, submitted.
- 6)Kawashima H., M. J. Bazin and J. M. Lynch, Global N₂O Balance and Nitrogen Fertilizer. Ecological Modelling, accepted.
- 7)農林水産省大臣官房調査課．食料需給表．農林統計協会，平成4年度まで．
- 8)農林水産省肥料機械課監修(1994)ポケット肥料要覧．農林統計協会．
- 9)科学技術庁資源調査会(編)(1982)日本食品成分表<四訂>．医歯薬出版株式会社，13-14．
- 10)国松孝男・村岡浩爾(1989)河川汚濁のモデル解析．技報堂，p. 12．
- 11)河野稔果(1986)世界の人口．東京大学出版会，62-89．
- 12)Tisdale S. and W. Nelson(1975)Soil Fertility and Fertilizers, third Edition, Macmillan Publishing Co., Inc. New York, p. 4.
- 13)農林水産省統計情報部(1994)第69次農林水産省統計表．農林統計協会．
- 14)Paul, E. A. and F. E. Clark(1989)Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press, Inc., London, p. 176.

Food Supply and the Nitrogen Cycle in Japan

Hiroyuki Kawashima

(National Institute of Agro-Environmental Sciences,
3-1-1 Kannondai, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan)

Abstract

The food supply system in Japan was investigated from the concept of nitrogen balance. It is estimated that amount of nitrogen fixed naturally in arable and in Japan is 1.5×10^5 ton year⁻¹. The amount of nitrogen in industrial fertilizer, in catch of fish and in imported food or feed were 6.1×10^5 and 2.6×10^5 and 8.3×10^5 ton year⁻¹ respectively in 1992. The nitrogen accompanied with the food supply system that provides sufficient food to 1.2×10^8 people changes the natural nitrogen cycle and this is the cause of eutrophication in bays and lakes in Japan. It is necessary to use excreta from man for manure and to import meat instead of chemical fertilizer and feed imports in order to construct the society that does not disturb the natural nitrogen cycle.

KeyWords : food supply, nitrogen cycle, fertilizer, trade, Japan

1. はじめに

水道では、その水源のかなりの部分を地下水に依存している。これは、地下水の水量や水質が比較的安定しており、しかも容易に手近に求めることができるためである。わが国の上水道(給水人口5,001人以上)全体における地下水に対する依存率は水量比で約22%であるが、小規模水道に限ればその水源の多くは地下水である¹⁾。このように水道で広く利用されている地下水が、全国的に硝酸性窒素により汚染されていることが、以前から明らかになってきている。

水道では、水中の硝酸性窒素を簡単に除去できる技術がまだ開発されていない。また、一般に行われている急速ろ過方式などの浄水処理では、硝酸性窒素は全く除去されない。したがって、水道原水の硝酸・亜硝酸性窒素濃度が水道水の水質基準を超えるようになった場合、通常はその水源を放棄するか、もしくは、硝酸性窒素によって汚染されていない他の水源からの水と混合して供給するしか方法がない。地下水はわが国の水道にとって今後とも重要な水源であり、このような硝酸性窒素による汚染の問題について、抜本的な解決を図ることが是非とも必要である。そのためには、地下水の硝酸性窒素による汚染の原因、ならびに、これに対する適切な対策につき検討することが重要である。

そこで、以下では硝酸・亜硝酸性窒素について、水道の水質基準と健康影響、水道原水中の濃度とその変動、及び、水道原水の汚染要因について述べる。

なお、本年、WHOでは新たな毒性情報に基づき、飲料水中の亜硝酸イオンのガイドライン値を0.2mg/L(暫定値)と定めた²⁾。これを受けて、わが国でも水道の水質基準の見直しが行われ、従来の硝酸性窒素との合計値による基準とは別に、亜硝酸性窒素を監視項目として取り上げ、その指針値を0.05mg/Lとすることが予定されているところである(末尾資料参照)。これまでの調査によれば、水道原水中の亜硝酸性窒素濃度がこの値を超えることはまれであり、しかも塩素処理によって容易に酸化されることから、以下では硝酸性窒素との合計値についてのみ取り上げることにする。

2. 水道の水質基準と健康影響

水道水中に硝酸・亜硝酸性窒素が高濃度で存在する場合、これを摂取すると健康影響をもたらす恐れがあることは一般によく知られている。このため、水道の水質基準では硝酸・亜硝酸性窒素に関する基準値が以前から定められている。平成4年12月に

改正された新しい水質基準では、硝酸・亜硝酸性窒素を「健康に関連する項目」の一つとして位置づけ、これまでと同じ10mg/L以下という基準がそのまま採用されている。このような硝酸・亜硝酸性窒素に関する水道の水質基準は、硝酸・亜硝酸性窒素の過剰な摂取が、メトヘモグロビン血症の原因になることを考慮して定められているものである。硝酸・亜硝酸性窒素に関する水道の水質基準は、諸外国においても上記のわが国の場合と基本的に同じである。

なお、わが国では、平成5年3月の水質汚濁に係る「人の健康の保護に関する環境基準」の改正においても、硝酸性窒素による汚染の問題の重要性が認識され、新たに設定された要監視項目の一つとして硝酸・亜硝酸性窒素が加えられるとともに、その指針値として水道と同じく10mg/L以下が定められている。

硝酸・亜硝酸性窒素に関する水道の水質基準で注意しなければならないことは、他の健康に関連する項目のように十分な安全率が見込まれていないことである。これまで、わが国ではメトヘモグロビン血症の発症例に関する報告はないが、欧米では硝酸・亜硝酸性窒素濃度が10mg/Lを少し超えた程度の濃度でも乳児の発症例が認められている³⁾。硝酸・亜硝酸性窒素の健康影響については、以下のように考えられている^{3), 4)}

飲料水などに硝酸性窒素が多く含まれていると、その一部は消化器系内の微生物により還元されて亜硝酸塩となって吸収され、血中のヘモグロビンと結合してメトヘモグロビンとなる。このようにして形成された血中のメトヘモグロビン濃度が10%以上になると、酸素供給が不十分となり、チアノーゼ症状を呈するメトヘモグロビン血症となる。したがって、硝酸性窒素と同様に亜硝酸性窒素もメトヘモグロビン血症の原因となる。

メトヘモグロビン血症になりやすいのは、主として乳児である。人工乳の場合だけでなく、母乳や牛乳の場合でも、硝酸塩が多く含まれていればメトヘモグロビン血症になる。

消化器系内における硝酸性窒素の還元は、胃の酸性度が大きく関係している。硝酸性窒素還元微生物が増殖できない酸性条件下の胃では還元反応は起こらないが、酸性度が低い乳児やある種の胃腸病患者の胃では還元反応が起こりやすい。

このほか硝酸性窒素は、胃の中で二級及び三級アミンなどと反応してN-ニトロソ化合物を生成する。N-ニトロソ化合物は動物に対して発がん性を有する。しかしながら、N-ニトロソ化合物がヒトに対しても発がん性を有するという証拠はまだ認められていない。

なお、硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素とも、N-ニトロソ化合物を生成するため変異原性を有する。

3. 水道原水中の濃度とその変動

水道原水として利用されている地下水の硝酸・亜硝酸性窒素濃度の概略は、「水道統計」(社団法人日本水道協会、昭和62年度版からは厚生省)により知ることができる。硝酸・亜硝酸性窒素は、通常の浄水処理でその濃度が大きく変化することは考えられないので、他の水源から取水した原水と混合されない限りは、浄水水質すなわち水道水の水質も原水水質に近いと考えてよい。

水道原水として使用されている全国の地下水の硝酸・亜硝酸性窒素濃度の分布と、その経年変化を明らかにするため、高屋敷ら⁵⁾が、水道統計のデータ及び上水道の小規模水源の原水水質データを用いて、浅井戸と深井戸の硝酸・亜硝酸性窒素濃度の分布を調べた結果を図-1に示す。この図では、過去20年間のうちいくつかの年度について、全国の水道原水の硝酸・亜硝酸性窒素濃度の階級別累積頻度が、各水源ごとの平均値に基づいて示されている。この結果から、浅井戸及び深井戸のいずれについても、硝酸・亜硝酸性窒素濃度の経年的な上昇傾向が明らかである。また、浅井戸と深井戸を比較すると特に最近においては、浅井戸では0~1mg/Lのものが約40%、1~2mg/Lのものが約30%とほぼ同じであるのに対して、深井戸では0~1mg/Lのものが約60%、1~2mg/Lのものが約15%と低い方に偏っているが、5mg/L以上の高濃度の汚染を受けている例は浅井戸よりもむしろ深井戸の方が多いたことが認められる。

先に述べたように、水道では硝酸・亜硝酸性窒素の水質基準を10mg/L以下としてい

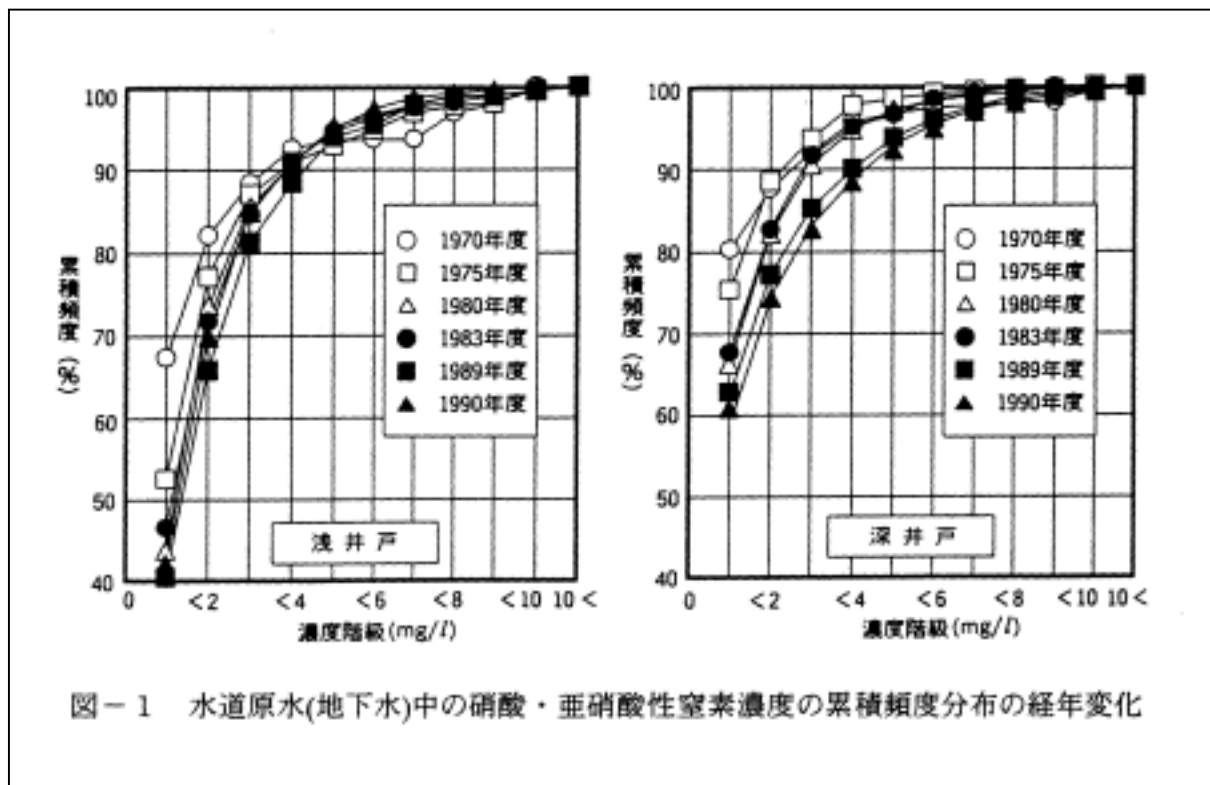


図-1 水道原水(地下水)中の硝酸・亜硝酸性窒素濃度の累積頻度分布の経年変化

るため、水道水の硝酸・亜硝酸性窒素の濃度がこの値を超えることはふつうありえない。特定の水源から取水している原水の硝酸・亜硝酸性窒素濃度がしだいに上昇し、この基準値を超えるようになった場合、硝酸・亜硝酸性窒素濃度の低い他水源からの原水との混合・希釈が可能でない限り、その水源からの取水は停止される。したがって、このような事例については、水道統計などの統計資料からデータが自動的に除かれることになる。このことを考慮に入れば、硝酸・亜硝酸性窒素による地下水汚染は、この図に示されるよりさらに早い速度で進行していることも十分考えられる。

このほか、簡易水道(給水人口5,000人以下)などで水源として使用されている地下水や、水道ではないが飲用に供されている自家用井戸についても硝酸・亜硝酸性窒素による汚染が懸念されるが、まとまった資料がないため正確な状況がつかめていないのが現状である。簡易水道は都市部から離れた山間僻地などに点在していて、その多くは地下水や湧水を水源としており、しかも一般に代替水源を求めることが困難である。そのため、硝酸・亜硝酸性窒素による汚染の問題はより深刻であると考えられる。簡易水道や自家用井戸の硝酸・亜硝酸性窒素による顕著な汚染事例も、断片的にはあるが報告されている^{6),7),8),9)}。

水道原水として使用している地下水の硝酸・亜硝酸性窒素濃度の変動に関しては、浅井戸の方が深井戸よりも大きいことが知られている。益田ら¹⁰⁾が平成元年度版水道統計のデータに基づいて整理した結果によれば、同一水源で年間12回以上の測定値がある場合の最大値と最小値の差、すなわち年間変動幅の値は、浅井戸についてはその50%値が1.16mg/L、75%値が1.78mg/L、深井戸についてはその50%値が0.58mg/L、75%値が1.45mg/Lであった。

4. 水道原水の汚染要因

上水道の原水で高濃度の硝酸・亜硝酸性窒素が検出されているいくつかの事例について、高屋敷ら⁵⁾が、周辺の土地利用状況、推定汚染原因、及び対策等を調査した結果を表-1に示す。ここで対象として取り上げているのは、水道統計で硝酸・亜硝酸性窒素濃度の年平均値が、昭和63(1988)、平成元(1989)、及び平成2(1990)年度の3か年のうち2か年以上にわたり5mg/Lを超えており、かつ、昭和56(1981)～平成2(1990)年度の10年間における硝酸・亜硝酸性窒素濃度のデータが水道統計でそろっている全国の上水道の水源19か所である。表中の硝酸・亜硝酸性窒素濃度のデータは、この10年間の各年度ごとの平均値の範囲である。また、推定汚染原因は、それぞれの水道事業者の判断によるものである。この結果を見る限り、高濃度の硝酸・亜硝酸性窒素による汚染が認められているこれらの事例うち、多くの場合において水源の周辺地域で果樹園や野菜畑が営まれており、施肥による影響が大きいと考えられている。ただし、一

表-1水道原水で高濃度の硝酸・亜硝酸性窒素が検出されている主な事例

番号	水源	濃度範囲 (mg/l)	周辺の土地利用状況	推定汚染原因	対策等
1	浅井戸	6.6～15.3	果樹園，野菜畑	化学肥料	他水源水による希釈
2	"	1.2～7.7	水田，住宅地	調査したが原因不明	他水源水による希釈
3	"	8.1～9.3	水田，畑，住宅地	化学肥料，家庭雑排水	他水源水による希釈
4	"	0.3～6.2	水田	原因不明	特になし
5	"	5.2～7.2	果樹園	化学肥料	他水源水による希釈
6	"	4.2～10.6	果樹園	化学肥料	他水源水による希釈
7	"	4.4～13.7	水田	化学肥料	予備として使用
8	深井戸	5.5～8.3	牧場	家畜排泄物の土地還元	他水源水による希釈
9	"	5.9～8.4	住宅地	地質的なもの	特になし
10	"	3.9～12.1	野菜畑	化学肥料	他水源水による希釈
11	"	5.1～9.9	畑，水田	圃場整備	取水位置の引き下げ
12	"	3.5～9.7	野菜畑	化学肥料	他水源水による希釈
13	"	2.1～5.4	水田	原因不明	特になし
14	"	4.2～7.7	果樹園	化学肥料	特になし
15	"	3.3～6.1	畑	堆肥	他水源水による希釈
16	"	7.4～9.1	畑	化学肥料(調査結果による)	施肥真の指專
17	"	4.6～6.4	果樹園，住宅地	化学肥料，師場整備	他水源水による希釈
18	"	3.6～7.7	畑	原因不明	他水源水による希釈
19	湧水	4.3～8.3	野菜畑，畜舎	化学肥料，畜舎排水	他水源水による希釈

部の水源については、畜舎排水や家庭雑排水もその要因として考えられている。なお、対策については、大半が他水源水による希釈で対応しているが、まだ水道水の基準値以下のため希釈などを行っていない例も中には見られる。

上記の調査結果からも明らかのように、化学肥料、畜舎排水、家庭排水などは地下水の硝酸性窒素による汚染の有力な要因であることが考えられる。このような考えに基づき、益田ら¹¹⁾は、人口密度、年降水量、単位面積当りの化学肥料施用量(窒素として)、単位面積当りの家畜排泄物発生量(同上)の4変数により、水道原水中の硝酸・亜硝酸性窒素に対する重回帰分析を行っている。表-2はこのうち年平均値を用いて計算した結果である。全データによる場合についても、浅井戸・深井戸単独の場合についても、重回帰係数はそれほど高くないが有意性はいずれも非常に高い。また、人口密度や家畜排泄物の偏回帰係数の有意性はいずれの場合も低い、化学肥料の偏回帰係数は正の値で、その有意性はいずれの場合も高くなっている。このような重回帰分析結果の全体的な傾向は、硝酸・亜硝酸性窒素の年平均値でなく年最大値を用いて計算した場合でも同様である。以上のような統計解析の結果から考えても、水道原水として使用されている地下水の硝酸・亜硝酸性窒素による汚染の要因として、特に化

表-2 水道原水の硝酸・亜硝酸性窒素濃度に関する重回帰分析結果

区分	定数	偏回帰係数				データ数	重回帰係数
		人口密度 (人/km ²)	年降水量 (mm/年)	化学肥料 (Nt/km ² / 年)	家畜排泄物 (Nt/km ² / 年)		
全体	1.34	4.78E-5 (-)	-5.99E-4 (**)	3.39E-1 (**)	4.35E-2 (-)	250	0.53 (**)
浅井戸	2.42	1.60E-4 (-)	-9.13E-4 (**)	2.37E-1 (**)	1.74E-2 (-)	98	0.49 (**)
深井戸	0.05	-1.02E-5 (-)	-1.90E-4 (-)	4.43E-1 (**)	3.43E-2 (-)	114	0.63 (**)

注1) 硝酸・亜硝酸性窒素濃度は年平均値による。

2) ** は危険率1%で有意。

学肥料は重要であると言える。

ちなみに、国包ら¹²⁾がいくつかの仮定のもとに試算した結果によれば、わが国の地下水に対する全窒素負荷のうち約59%は化学肥料、約37%は家畜排泄物によるもので、また、この窒素負荷量が降水総量のうち地下水へ移行する全水量によって均一に希釈・混合されると仮定すると、その平均窒素濃度は2.0mg/Lになると報告している。

5.まとめ

水道原水の硝酸・亜硝酸性窒素による汚染は、その浄水処理による除去が困難なだけに水道にとっては深刻な問題である。この問題は土地利用や農業とも密接な関係があると考えられ、流域管理のあり方を見直すなど、その解決に向けて早急に総合的な対策を講じる必要がある。

参考文献

- 1) 厚生省水道環境部水道整備課，日本水道協会水道統計編纂専門委員会：水道統計の経年分析，水道協会雑誌，63，8，40-78(1995)。
- 2) World Health Organization: Guidelines for drinking-water quality, Second Edition, Addendum to Volume 2: Health criteria and other supporting information, 63-80(1998)。
- 3) International Standing Committee on Water Quality and Treatment: Nitrates in water supply, Aqua, 1, 5-24(1974)。
- 4) 佐藤敦久編著：水処理-その新しい展開，技報堂出版，54-55(1992)。
- 5) 高屋敷将也，国包章一，眞柄泰基：硝酸・亜硝酸性窒素による地下水汚染とその要因，第44回全国水道研究発表会講演集，747-749(1993)。
- 6) 小倉紀雄：青柳段丘の浅層地下水質：とくに硝酸塩について，水道協会雑誌，529，32-41(1978)。

- 7)加藤 正,春日辰雄,平本和夫,立本英機,中川良三:市川市における井戸水の実態()柏井地区の井戸水,水道協会雑誌,51,6,48-52(1982) .
- 8)皆川秀司,阿彦忠之,渡部克巳,戸村良吉,古屋大樹:H地区における飲用井戸水質実態調査,山形県食品衛生環境衛生研修大会講演資料(1993) .
- 9)佐藤浩文,国包章一,眞柄泰基,田中和博:硝酸・亜硝酸性窒素による地下水汚染の事例調査,第46回全国水道研究発表会講演集,518-519(1995) .
- 10)益田 光,堤 重徳,国包章一,眞柄泰基,田中和博:硝酸・亜硝酸性窒素による地下水汚染の重回帰分析,第45回全国水道研究発表会講演集,540-541(1994) .
- 11)益田 光,高屋敷将也,堤 重徳,国包章一,眞柄泰基,田中和博:硝酸・亜硝酸性窒素による地下水汚染の多変量解析,水道協会雑誌,64,9(1994)
- 12)国包章一,眞柄泰基:地下水の窒素汚染とその原因に関する基礎的考察,衛生工学研究論文集,20,121-130(1984) .

資料：厚生省生活環境審議会水道部会(平成10年3月24日)配付資料より

亜硝酸性窒素

1. 現行基準

日本 水質基準	10mg/L(硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素として)
WHO(1993)	5 mg/L(硝酸塩) 3 mg/L(亜硝酸塩)(暫定)
WHO(1998)	50mg/L(硝酸塩) 0.2mg/L(亜硝酸塩)(暫定) (亜硝酸性窒素としては0.06 mg/Lに相当)
USEPA MCLG	10mg/L(硝酸性窒素) 1 mg/L(亜硝酸性窒素)
USEPA MCL	10 mg/L(硝酸性窒素) 1 mg/L(亜硝酸性窒素)
EC(1995)	50mg/L(硝酸塩) 3 mg/L(亜硝酸塩)

ただし、WHO及びECは窒素に関するガイドライン値に対する比の和は1を超えてはならないとしている。

$$\frac{C(\text{亜硝酸塩})}{GV(\text{亜硝酸塩})} + \frac{C(\text{硝酸塩})}{GV(\text{硝酸塩})} = 1$$

C：濃度、GV：ガイドライン値(ただし、メトヘモグロビンに対する影響を考慮するものであるからこの場合の亜硝酸塩のGVは3mg/L。)

(参考)

硝酸塩(NO₃⁻)と硝酸性窒素(NO₃-N)の換算比は4.43、亜硝酸塩(NO₂⁻)と亜硝酸性窒素(NO₂-N)の換算比は3.29。

2. 発生源等

窒素肥料、腐敗した動植物、家庭排水、下水等に由来する。これらに含まれる窒素化合物は、水や土壤中では化学的・微生物学的に酸化及び還元を受け、アンモニア性窒素、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素等になる。

3. 毒性

(1) 毒性に係る評価

WHO(1993)

メトヘモグロビン血症の防止の観点から硝酸塩50mg/Lとしている。メトヘモグロビンに対して亜硝酸塩と硝酸塩が相対的に(モル濃度で)10:1の潜在的効力を持つとして、暫定的に亜硝酸塩3mg/Lとされた。

現行水質基準

Walton(1951)をもとに幼児のメトヘモグロビン血症の防止の観点から、硝酸性窒素として10mg/L以下。亜硝酸性窒素については、極めて低い濃度であり、硝酸性窒素と同時に測定することが可能であることから、硝酸性窒素と亜硝酸性窒素の合計量について10mg/L。

WHO(1998)

ラットを用いた13週間の飲水投与試験で副腎球状帯の過形成が認められた。NOELは5.4mgNO₂/kg/day。また、ラットを用いた2年間の飲水投与試験で心臓及び肺の組織学的変化が認められた。NOELは6.7mgNO₂/kg/day。これらを基に、不確実係数100(種間差及び種内差)からADIは0.06mgNO₂/kg/day。

(2) 発がん性評価にかかる情報

IARC グループ2A

4. 検出状況

平成8年度の4県における亜硝酸性窒素の検出状況は次のとおりである。なお、定量下限値は測定機関毎に異なり、最大の定量下限値は0.02mg/Lであるため、0.02mg/Lを定量下限値として整理した。

原水

原水において亜硝酸性窒素濃度が0.02mg/L以上であったのは926測定地点のうち29地点であり、検出率は3.1%であった。このうちWHOガイドライン値0.05mg/L(体重60kgを50kgに換算)超の値が検出されたのは6地点(超過率0.6%)であった。

浄水

浄水において亜硝酸性窒素が0.02mg/L以上であったのは528測定地点のうち18地点であり、検出率は3.4%であった。このうちWHOガイドライン値0.05mg/L(体重60kgを50kgに換算)超の値は検出されなかった。

亜硝酸性窒素の検出状況

濃度(mg/L)		< 0.02	0.02	0.03	0.04	0.05	> 0.05	測定地点数
地点数	原水	897	12	4	4	3	6	926
	浄水	510	14	4	0	0	0	528

5. 処理方法

亜硝酸性窒素は塩素処理を行うことにより容易に硝酸性窒素へと酸化され、通常の処理過程により除去される。

6. 評価値及び項目の位置づけ

(1) 評価値

昭和53年に水質基準を検討した際には、「亜硝酸性窒素については、自然水中では硝酸性窒素に比べて一般に極めて低い濃度で存在することが知られており、生体の影響に関しては硝酸性窒素と同様の作用が考えられる。その上、検査方法としても硝酸性窒素とともに両者を一度に測定することが可能であり、別々に検査する必要性が低い。」とされ、硝酸性窒素と亜硝酸性窒素の合計量について基準値が定められた。

硝酸性窒素については幼児にメトヘモグロビン血症を発症させることのない濃度と考えられる10mg/Lであることが適当。(現行どおり)

亜硝酸性窒素については、近年の知見から極めて低い濃度でも影響があることがわかってきたことから、別途評価値を定めることが適当。

OWHO(1998)において亜硝酸塩のガイドライン値(0.2mg/L)が暫定値とされているのは、ヒトへの影響及びヒトの感受性についての不確実性があるためである。

亜硝酸性窒素については、TDI 0.06mgNO₂/kg/dayから評価値は0.05mg/L(1日2L水摂取、体重50kg、寄与率10%)となる。

OWHOでは、硝酸塩と亜硝酸塩が同時に飲料水中に存在しうることから、次のようにガイドライン値に対する比の和は1を超えてはならないとしている。

$$\frac{NO_3 (mg / L)}{50 mg / L} + \frac{NO_2 (mg / L)}{3 mg / L} \leq 1$$

これを窒素に換算すると、

$$\frac{NO_3 - N (mg / L)}{11 mg / L} + \frac{NO_3 - N (mg / L)}{0.91 mg / L} \leq 1$$

しかしながら、NO₃-Nが10mg/L以下及びNO₂-Nが0.05mg/L以下を確保すると、この和は常に1以下となるから、比の和について基準を設定する必要はない。

(2)項目の位置づけ

硝酸性窒素について、従来の基準項目(健康に関する項目)としての位置づけは維持。

亜硝酸性窒素については、現在は硝酸性窒素との合計量として基準項目とされており、これについては、従来の基準項目(健康に関する項目)としての位置づけは維持。

一方、亜硝酸性窒素について、硝酸性窒素との合計値ではなくそれ自体単独のもので評価値が必要であるが、現在の原水から評価値の50%を超えかつ評価値の10%を超えるものが数%検出される状況にあることから基準項目にするかどうか検討すべきである。

しかし、WHOのガイドライン値は毒性評価の観点から暫定値とされていることから、監視項目とする。

7. 検査方法

下記の検査方法により、評価値の10%以下まで測定することが可能。の検査方法による場合は、評価値の20%まで測定が可能であるが、定量下限値を10%以下とするためにはさらに検討が必要。

検査方法： スルファニル・ナフチルエチレンジアミン吸光光度法
 [「上水試験方法(1993年版 厚生省水道環境部監修 日本水道協会編)」(以下「上水試験方法」という。)]
 イオンクロマトグラフ法(上水試験方法)

定量下限値： 0.001mg/L
 0.01mg/L

食品中の硝酸レベルと健康問題

埼玉県衛生研究所 田中章男

はじめに

硝酸塩は土壌を含めた自然界に広く分布しており、植物などには重要なN源である。また、硝酸塩は食品や飲料水などを介して絶えずヒトの体内に取り入れられている。

硝酸塩が野菜、穀類などに多量に存在していることは1907年にRichardsonにより明らかにされたが、すでに植物が硝酸塩を根から吸収して体内で同化することが知られていたため、野菜などに多くの硝酸塩が検出されたことに特に関心が払われなかったようである。その後、1943年にWilsonが野菜中の硝酸塩が微生物によって還元され亜硝酸塩を生成しメトヘモグロビン血症による中毒の可能性を指摘したが、1959～1965年までの間に硝酸塩を多く含むほうれん草を原因とする中毒が多発したことから注目されるようになった。このように、ヒトにおける硝酸塩の健康影響については、メトヘモグロビン血症が古くから知られている。

ところが、ヒトに摂取された硝酸塩の一部は口腔内や消化管内で微生物により亜硝酸塩に変えられ、この亜硝酸塩が胃内でアミン類と速やかに反応し強い発ガン原性を有するN-ニトロソ化合物を生成する可能性が指摘されるにおよび、食品中の硝酸塩の存在は亜硝酸塩の前駆物質として食品衛生上の重要な問題点となった。このことから、硝酸塩は従来とは異なる新しい視点から関心が広がっており、亜硝酸塩と共に世界各国でこれに関する調査研究が進められてきた。

我が国では、現在でも死亡総数のうち、悪性新生物によるものが第1位を占めている。低級アミンは魚卵や魚肉などに豊富に存在しており、これらを大切な蛋白源としている我が国では、上述のことは重大な関心事であった。それは、日本人が硝酸塩を多量に含む野菜を好んで大量に摂取しているからである。N-ニトロソ化合物の発ガン性は大半の動物に対して認められる実験はあるが、ヒトに対する疫学的証拠はいまだ十分に得られていない。しかしながら、人間での発ガンリスクは否定できない。また、硝酸塩の動物や人に対する作用も不明な部分が多い。

そこで以下では、今まで報告された、あるいは著者が調査した各種の試料における硝酸塩の含量分布を紹介するとともに、動物体内での硝酸塩の動向についても若干触れてみたい。また、これらに関する諸問題については、一部、宮崎、原田および谷村らの総説を引用させていただいた。

2. 植物性食品中の硝酸塩

植物は、成長に必要なたんぱく質を体内で合成するため、好んで硝酸塩を吸収する。吸収された硝酸塩は、植物体内で還元されアンモニアとなり、これは光合成から生産された有機酸と代謝反応を起こし、植物体の成長に必要なアミノ酸や核酸などを合成する。そして、それらは、さらに高分子化して植物体を構成してゆく。ところが、この一連の同化反応が円滑に進まないときには、硝酸塩の吸収と同化にタイム・ラグが生じ、植物体に硝酸塩が多く蓄積する。この蓄積に関する因子には、銘柄(遺伝的環境)、生育期間、施肥、土質、遮光などが挙げられる。ほうれん草に硝酸塩が多く検出されるのは、硝酸還元酵素活性の遺伝的な差異によるものが考えられている。また同じ植物体でも、ホウレン草の葉部には2335ppm、茎部には3593ppm、コマツナの葉部には1209ppm、茎部には5724ppmなどのように、部位によっても蓄積に差異がある。生育期間との関係では、硝酸塩蓄積は生育初期に多く、成熟したものでは少ない。そのため特に若い時期に利用される野菜、例えば、間引き菜などに著しく多量の硝酸塩が含まれる可能性は高い。一方、窒素施肥と遮光とは、植物中の硝酸蓄積に特に大きく影響するようで、表1にみられるように、窒素施肥量が多くなれば、植物体での硝酸塩含量は顕著に増加し、また密植しすぎて葉が重なることにより遮光が起こったときや、曇天時に刈り取られた植物には硝酸塩含量は多くなるこ

とがある。さらに、多量の窒素施肥に比べれば硝酸塩の蓄積への影響は少ないと考えられるが、土壌中のカリウムやリン酸含量、あるいはモリブデンのような微量元素含量が野菜への硝酸塩蓄積に影響を及ぼすことが知られている。

少し古い報告(1980年)であるが、我が国の主要な新鮮野菜について硝酸塩を測定した例を表2-1に示す。また、外国での例を1975年にWalkerが代表的な野菜についてまとめているので、表3に示す。これらの表をみると、一般にハクサイやホウレン草などの葉菜類、ダイコンなどの根菜類に多く、キュウリやピーマンなどの果菜類に少なく、また淡色野菜より緑色野菜に多いようである。これらの野菜には1500~3000ppmの蓄量を含んでいる。他方、タマネギやトマトでは非常に少なく、大部分は10ppm前後である。イモ類やナス、キュウリなどの果菜類は100~600ppmの範囲によるものが多い。これらの含量の差は、植物体の遺伝的特性によるもののようである。一方、新鮮野菜における亜硝酸塩の含量は、表2-2にみられるように、ほとんど1ppm以下であり、全体の平均は0.46ppmである。

次に、収穫後の新鮮野菜の貯蔵中における硝酸塩の含量について触れる。ふつう植物を収穫した後は根からの硝酸塩の吸収がなくなるため、硝酸塩含量が増えることはありえない。しかし、冷蔵庫に保存(6)されるときは、カボチャなど数種の野菜を除けば硝酸塩含量に変化はほとんどみられないが、温度が高い(30)と、例えば、ほうれん草では硝酸塩は徐々に減少し、3~4日後には急速に減少する。一方、亜硝酸塩は増加し、6~10ppm検出される。これは密封包装したもので同様な傾向がみられるという。これらは、特に、腐敗したもので顕著であることから硝酸還元能をもった微生物によるものとされている。しかし、この時点での野菜はもはや食用価値がないので、中毒の対象とならない。

新鮮野菜が調理されたとき、例えば、ほうれん草をゆでると、ゆで汁の中への硝酸塩の溶出は55.7~73.5%に及び、さらに水にさらすと9.7~16.5%の溶出がみられるという。しかし、問題になるのは組織を破壊した野菜である。例えば、ほうれん草のおひたしやコマツナのジュースは、保存条件によっては亜硝酸塩が数千ppmに増大することが報告されている。この場合、ゆでたホウレン草を低温で保存しても、硝酸塩は4日後で10%、10日後に80%減少する。逆に亜硝酸塩は4日後3.3%、10日後25.8%増加する。これらは、硝酸塩還元酵素や微生物の関与が指摘されているので、自製の野菜ジュースや調理後の野菜には十分注意する必要がある。また、缶詰にされた野菜や漬け物にされた野菜における硝酸塩は、含量の多いまま保存されるようであり、例えば、ホウレン草は224~379ppm、ニンジン15~38ppmなどの報告がある。ただし、缶詰にされた野菜は、開缶後には比較的早く微生物の汚染を受け、硝酸塩が亜硝酸塩になることが多く認められているので、開缶後の取扱いに注意を要する。

一方、野菜の漬け物は我が国において日常生活に関係が深い。1973年に全国の衛生研究所が漬け物中の硝酸塩に関する調査を行なっているので、その一部を紹介すると、ハクサイは770~7290ppm、ノザワナは3360~9890ppm、ダイコンは150~8430ppm、カブは923~2830ppm、ナスは28~3350ppm、キュウリは0~632ppmである。このように、漬け物の硝酸塩含量は、原料の野菜の濃度レベルと同程度に分布している。しかし、脱塩処理した漬け物ではかなり減少するらしい。むしろ、漬け物で問題となるのは亜硝酸塩である。先の調査における漬け物中の亜硝酸塩含量は、ハクサイでは0.1~65.5ppm、ノザワナでは0~50.8ppm、ダイコンでは0~15.7ppm、カブでは1.6~19.7ppm、ナスでは0~23.4ppm、キュウリでは0.04~36.3ppmである。硝酸塩の還元に関与する微生物は、主に乳酸菌であるらしい。新鮮野菜の亜硝酸塩含量(表2-2)に比べれば、これらの数値は高いものといえよう。また漬け物に関する亜硝酸塩含量は、保存中における温度により大きく影響されることが報告されている。一方、漬けるさいに少量のアルコールを添加すると、漬け物中の亜硝酸塩生成が抑制されるという報告もある。

そのほか、海藻類の硝酸塩含量の調査では、4~11023ppm、平均で1033ppmが報告されている。また穀類、果実類、豆類、油脂類、菓子類における硝酸塩含量はわずかであり、問題となる量ではないらしい。

次に、著者が測定した野菜など93試料における硝酸塩の含量分布を表4に示す。新鮮野菜については100ppm以下のものが全体の27.1%で、100~1000ppmの間のものが67.1%で

あり、平均は279.9ppmであった。また、2例であるが野菜漬については、94～760ppmであり、過去の測定例(150～9890ppm)と比べると低い値であった。めずらし試料ではぶどうや茶であり、ぶどう10試料については0.30～0.80ppmの含量範囲で、平均は0.45ppmであった。また茶10試料については6.61～22.5ppmの含量範囲で、平均は8.90ppmであった。

3. 動物性食品中の硝酸塩

動物性食品中には天然由来の硝酸塩はほとんど含まれていない。植物の場合と異なって動物性食品中の硝酸塩含量に影響する要因は単純である。食肉製品については、発色剤の使用量の多少によるものである。したがって、食品衛生上問題となるのは添加された硝酸塩が残存する場合である。食肉などに添加された硝酸塩は、微生物の作用により亜硝酸塩に還元される。亜硝酸塩は、ボツリヌス菌などの有害細菌の発育を阻害することが知られている。また、この亜硝酸塩は、さらに一酸化窒素(NO)となり、これが肉中にあるミオグロビンと反応しニトロソミオグロビンとなり赤色させる。この色素は安定で、加熱しても、あるいは長時間保存しても変色しないことから、食肉製品を美化するために不可欠なものとしてされている。この目的で、硝酸塩は古くから世界各国でハム、ソーセージ、ベーコンなどに使用されてきた。我が国では、食肉製品と鯨肉ベーコンに70ppm(亜硝酸根として)以下の添加基準が食品衛生法で設けられている。発色剤のみの目的では亜硝酸性窒素で20～30ppmの添加で充分とされていることから、残りの大部分はボツリヌス菌などの発育と毒素産生の抑制に利用されているものと思われる。また硝酸塩は、我が国ではチーズと清酒に発酵調整剤として添加が認められており、その基準値はそれぞれ0.2g/L(原料乳)、0.1g/L(酒母)である。熟成初期に菌の増殖によりガス発酵が起こり、製品が膨張し、臭気を発生するため、この異常発酵を抑制する目的で加えられる。この場合も、発酵過程で硝酸塩が微生物により還元され生成した亜硝酸塩が関与している。

市販の食肉製品における硝酸塩の含量に関する我が国の調査結果が1980年に原田によって報告されており、これを表5に示す。これをみると、くん製ベーコン、ロースハム、プレスハム、ウイナーソーセージにおける硝酸塩のそれぞれの平均値は、順に140.9ppm、149.0ppm、143.3ppm、149.4ppmであり、最高で938.3ppm、最低で9.9ppmである。そのほかの報告にプレスハムで最高1840ppmがあるが、ほとんどは300ppm以内のものが多い。少し古いが、アメリカにおける分析値(1975年)の一部を紹介すると、平均でコンビーフが14ppm、サラミが216ppm、チーズが40ppm、ハムが26ppm、ベーコンが32ppmなどである。一般に、動物性食品における硝酸塩含量は、野菜と同様にバラツキの広いことが多くの報告で指摘されている。

以上のように、動物性食品で問題となるのは硝酸塩の存在よりも、むしろ食肉製品中における亜硝酸塩の含量である。食肉の場合、関与する硝酸還元細菌の還元力が弱いため、硝酸塩添加だけでは発色不良の製品ができる場合があり、亜硝酸塩も併用することが望ましいとの報告がある。我が国では、食品衛生法で亜硝酸ナトリウムを発色剤として食肉製品と鯨肉ベーコンに0.07g/kg、魚肉ソーセージと魚肉ハムに0.05g/kg、いくら、すじこ及びたらこに0.005g/kgの添加を認めている。新鮮野菜に比べ食肉製品に比較的多い亜硝酸塩が検出されるのは、こうした理由がある。表5をみても、食肉製品の亜硝酸塩の含量はほとんど10ppmを越えるものが多く、なかには基準値を越えているものがみられる。

ところで、著者が行った食肉製品27の硝酸塩含量の測定結果では、表6に示すように、20ppm以下のものが全体の88.9%で、その平均は11.7ppmであった。最近の実態調査は把握していないが、ニトロソ化合物との関連性で、硝酸塩、亜硝酸塩の食肉に対する添加は自粛する傾向があり、現在では無添加の製品が多いのではないかとと思われる。またサバ、イワシ、マダイ、カレイ、アジ、サンマ、イカおよびコノシロなどの新鮮魚肉における硝酸塩含量は、過去においてほとんど報告例がないものであるが、表6に示したように、45試料のうち0.1～1.0ppmのものが全体の75.6%で、平均は0.77ppmであり、魚種間における差は特にみられない。さらに生乳40試料については、0.05ppm以下が全体の51.3%で、0.05～0.09ppmのものも43.7%であり、平均は0.06ppmであった。加工乳20試料については0.05ppm以下が全体の61.3%で、0.05～0.09ppmのものが37.1%であり、平均は0.04

ppm であった。またチーズ10試料については、1ppm以下が全体の60%で、そのうちナチュラルチーズの平均は2.66ppm、プロセスチーズのそれは0.33ppmであった。生肉に関する硝酸塩含量は、牛、豚、鶏、馬、羊、レバーで0~7.9ppmの含量範囲で、平均は2.65ppmとの報告がある。これらの肉を貯蔵しても、途中で亜硝酸塩の増加はみられないという。

次に、著者が測定しためずらしい試料に関する硝酸塩および亜硝酸塩の含量測定結果を紹介する。それは鶏卵である。鶏卵に関する硝酸塩および亜硝酸塩の測定例は、過去においてみあたらないが、50試料の結果は、硝酸塩が0.01~0.25ppmの含量範囲で、そのうち0.1ppm以下が全体の84.0%で、0.1~0.2ppmのものが12.0%であり、亜硝酸塩が0.01~0.11ppmの含量範囲で、そのうち0.05ppm以下が全体の66.0%で、0.05~0.10ppmのものが32.0%であった。それぞれの平均は、硝酸塩が0.06ppm、亜硝酸塩が0.03ppmであり、いずれも含量は微量であった。

4. 健康影響

硝酸塩のヒトへの搬入経路は、医薬品として用いられる特殊な化合物を除けば、その大部分は食品、水および空気からである。先述したように、食品の場合は、植物性と動物性とに分ければ、植物性では野菜から多く、動物性では食肉製品から多く摂取している。1977年と1978年に調査した日本人の硝酸塩の1日摂取量は200~400mg であり、これは欧米人の50~140mgに比べるとかなり高い数値である。この摂取量のほぼ9割は果実類や野菜類からである。したがって、食品からヒトへの硝酸塩の最大の供給源は野菜類である。

さて、ヒトの体内に取り込まれた硝酸塩は、主として小腸上部から吸収され、血液に移行しその約75%は腎臓を通して尿中へ排泄され、約25%は唾液中へ分泌される。唾液や尿中に排泄される硝酸塩濃度は、1~2時間後に最高値に達する。また、この場合の硝酸塩の生物学的半減期は約8時間である。硝酸塩自体は、動物に対して薬理的に特に有害なものではないので、体内に取り入れられた硝酸塩がそのまま存在すれば特に有害にはならないと思われている。しかし、唾液中では口腔中の微生物群により分泌された硝酸塩の約20%が亜硝酸塩に還元されることが判明している。結局、食品などから摂取した硝酸塩の約5%が唾液中で亜硝酸塩になるらしい。日本人の硝酸塩摂取量は極めて多いので、唾液中の亜硝酸塩は欧米人と比較すると明らかに高濃度であることが報告されている。これは、上述したように食生活の違いによるものである。1976年に行われた我が国の調査では、唾液中の亜硝酸塩は平均16.5ppmであった。これは成人の唾液分泌量を1日1Lとすると、1日約16.5mgの亜硝酸塩が唾液から胃および腸へ供給されることになる。食品や唾液などからの亜硝酸塩の総量は日本人で17.7mgとされているが、このうち唾液から供給される亜硝酸塩は総量の約93%となり、米国人の約76%とは明らかに差がある。分泌したばかりの新しい唾液には硝酸塩のみが存在し、亜硝酸塩は検出されない。したがって、口腔内の唾液中の亜硝酸塩は総て分泌された硝酸塩が口腔内の微生物によって還元されたものである。

ここで硝酸塩と亜硝酸塩の違いについて触れてみる。硝酸塩自体の急性毒性(LD₅₀: 2.3g/kgマウス、経口)は、亜硝酸塩自体のそれとは(LD₅₀: 0.22g/kgマウス、経口)明らかに違う。また通常の変異原性試験においても、硝酸塩は陰性を示すが、亜硝酸塩は明らかに陽性を示す。しかし、亜硝酸塩自体の発ガン性には否定的な意見が多い。一方、消化器管内における吸収部位やそのパターンを図1と2をみても異なっている。また、著者がマウスに重窒素を含む硝酸塩および亜硝酸塩を経口投与した実験でも、図3-1、3-2、3-3にみられるように、投与後の各臓器や血液における消失パターンは明らかに違うことが確認できた。亜硝酸塩は速やかに体内から消失するのに対して、硝酸塩は比較的長く滞留する。また、どこの部位で生成されたかは不明であるが、図4にみられるように、硝酸塩投与で血液中に亜硝酸塩が確認された。生体内で生成される亜硝酸としては、唾液以外にも腸内細菌によって消化管内で生産されるものと思われるが、現在でも不明な点が多い。この結果は、多量の硝酸塩を摂取すれば、ヒトの体内で長時間にわたり亜硝酸塩生成の危険にさらされることを示唆している。

ヒトの体内における硝酸塩および亜硝酸塩の代謝に関しては、谷村らによれば図5のようであるという。

さて、胃内での亜硝酸塩は、速やかに吸収され、血液中に移行すると血液中のヘモグロビンのメトヘモグロビンへの酸化に参与する。メトヘモグロビンはヘモグロビン中の鉄イオンが2価から3価に変わったものであり、3価の鉄は酸素と結合することができない。その結果、ヘモグロビンは酸素運搬能力を欠くことになり、メトヘモグロビン血症が起きる。通常の人間の血液中におけるメトヘモグロビンは全ヘモグロビン量の1~2%以下、3ヵ月未満の乳児では3%以下であるといわれている。この差は、大人の場合は亜硝酸塩を少量摂取しただけでは、生じるメトヘモグロビンは血液中の還元酵素でヘモグロビンに再生されるが、乳幼児の場合はこの酵素が少ないためである。血液中のメトヘモグロビンが全ヘモグロビンの約10~20%に達するとチアノーゼ(Cyanosis)があらわれ、嘔吐、悪心などの症状がみられ、60~70%に達すると死を招くとされている。乳幼児にはメトヘモグロビン還元酵素が少ないため、酸欠状態になりブルーベビーの原因となる。食品中の硝酸塩で乳幼児がブルーベビーになった例では、1964年にSiniosがホウレン草の摂取によるチアノーゼをとまなうメトヘモグロビン血症を報告し、また1966年にSimonが西ドイツで1959年から7年間にホウレン草の摂取により15件の硝酸塩中毒があったことを報告している。これらは、いずれも3ヵ月未満の乳幼児であったという。一方、我が国では、野菜中の硝酸塩による乳幼児の中毒例はみられていない。これは、生後3ヵ月未満で野菜を多く食べさせている欧米諸国に比べ、やや成長が進んでから離乳食を併用する我が国との育児方法の違いによるものと考えられている。このようなことから、外国では種々な対策がとられている。例えば、カナダでは3ヵ月未満の乳幼児に対し食べ物に硝酸塩含量の多い野菜を入れないことを勧告しているし、西ドイツでは缶詰にされたホウレン草中の硝酸塩が300ppm越えた場合には乳幼児に与えないように指導している。このように、少量の硝酸塩摂取によるメトヘモグロビン血症は乳幼児に限られるようである。硝酸塩がヒトの消化管内で亜硝酸塩に還元されるのは、消化管内の微生物による働きである。還元が行われるのは口腔内を除けば成人では消化管下部においてその可能性があるが、通常健康人の胃内では起こらない。また硝酸塩は、普通、小腸上部でほとんど吸収されるため、消化管下部までに達することはまずないとみてよい(図1)。しかし、乳幼児は、消化管下部に棲息する微生物が胃や十二指腸に侵入して増殖する場合がある。これには、消化器病や胃の塩酸濃度が低いことでもたらされることが多い。ただし、この場合は、乳幼児のみならず成人でも胃酸分泌能の低い者では起りうることである。また、乳幼児の消化管の短いことも関係しているらしい。

一方、血液中にメトヘモグロビンが多くなると、体内でビタミンAの利用性の低下や、また肝臓機能や甲状腺機能の低下をもたらすなどの報告がある。

ところで、硝酸塩のヒトへ健康影響で問題となっているのは、現在では発ガン性物質N-ニトロソ化合物生成との関連である。ここで、硝酸塩とN-ニトロソ化合物が社会問題となった歴史過程について少し触れてみる。1954年の英国のある研究所で4名の所員が肝硬変を患い、そのうち1名が肝臓ガンで死亡した。これについて、1956年にMageeらは、この原因物質が実験に使用していたジメチルニトロソアミンであることを明らかにした。また、1957年ノルウェーで家畜の中毒事件が頻発したが、これが、飼料のニシン魚粉に含まれるジメチルアミンと防腐剤として添加されていた亜硝酸塩から生成されたジメチルニトロソアミンが原因物質であったことを、1964年にEnderらが明らかにした。さらに、1967年にDruckreyが63種のN-ニトロソ化合物のガン原性と標的臓器に関する詳細な報告を発表した。その後1968年にSanderらは、ラットに亜硝酸塩と第2級アミンの同時投与し胃内容物から対応するN-ニトロソ化合物を確認した。1969年にはSenらにより、亜硝酸塩とジエチルアミンをウサギに同時投与し、30分後にジエチルニトロソアミンを胃内容物に検出した。我が国でも、酒井らによりヒトの胃のpHに近いウサギを用いて、ジメチルアミンと亜硝酸塩を同時投与し、30分後にジメチルニトロソアミンを検出している。このような経緯から、ニトロソ化合物はガン研究における最も注目すべき物質群となったが、他のさまざまな発ガン物質と比べて、きわだつ点があった。ニトロソ化合物生成に参与しているアミンと亜硝酸塩が我々の環境に豊富に分布し、食物に含まれて絶えず体内に取り込まれていることである。これらことから、自然環境下における亜硝酸塩の存在が注目されたが、硝

酸塩が亜硝酸塩より多く分布していることから、現在では、唾液との関連性で、その前駆物質である硝酸塩の存在に興味が引かれるようになった。

ところで、N-ニトロソ化合物は上記した内因的に生成したものと別に、各種の食品に存在する。食品からの1日摂取量をジメチルニトロソアミンに限ってみると、我が国では0.5~1.8 μ g程度であり、アメリカ、西ドイツでは1.1 μ g、英国では0.5 μ gであり、差はみられない。しかし、外因性のN-ニトロ化合物に比べて、量的に問題なのは内因性のN-ニトロソ化合物である。前述したように、食品中の亜硝酸塩の数十倍もの亜硝酸塩が唾液によって胃に供給されているため、胃あるいは腸におけるN-ニトロソ化合物の生体内生成は十分に予想される。実際に、人間の胃、血液、糞便、尿中にN-ニトロソ化合物が検出されている。生体内のニトロソジメチルアミンの半減期は極めて短いにもかかわらず、常に人間の体内にみられることが報告されており、生体における恒常的な生合成が推定されている。現在のところ、外因性N-ニトロソ化合物の数十倍から100倍以上が生休で合成されているものと考えられている。日本人の硝酸塩摂取量は欧米人に比べるとはるかに多量であり、したがって日本人の唾液中の亜硝酸濃度も高く、この内因性N-ニトロソ化合物は特に日本人にとって重大な意味をもつものと思われる。

しかし、フランス、アフリカ、イランの食道ガン多発地区で日常摂取されている食品にニトロソジメチルアミンが比較的多く含まれているので、これが一因ではないかと思われるような報告はあるが、疫学的調査によって、食品中のN-ニトロソ化合物とヒトのガンとの関連性が明確に確認された報告はまだない。

一方、硝酸塩摂取量と胃ガンや食道ガンとの関連性を示唆する報告はいくつかある。例えば、硝酸塩1日摂取量と各国の胃ガン発生頻度との関連性をみた報告やハワイ日系人についての食品と胃ガンに関する調査などがある。しかし、硝酸塩の大量摂取がヒトのガンと結びつか否かについて確信がもてる結論は得られていないようである。

ところで、著者は1982年にヒトの血液と母乳における硝酸塩と亜硝酸塩の含量測定を測定したので、その結果について紹介する。血液における硝酸塩は、0.15~3.62ppmの含量範囲で、そのうち0.5ppm以下が48.0%、0.5~1.0ppmが32.0%であり、亜硝酸塩では6.02~0.18ppmの含量範囲で、そのうち0.05ppm以下が56.0%、0.05~0.10ppmが30.0%であった。また母乳における硝酸塩は、0.11~4.36ppmの含量範囲で、そのうち0.5ppm以下が80.0%、0.5~1.0ppmが14.0%であり、亜硝酸塩では0.01~0.41ppmの含量範囲で、そのうち0.05ppm以下が84.0%、0.05~0.10ppmが14.0%であった。いずれの場合も、硝酸塩量は亜硝酸塩量のほぼ10倍程度であった。このように、我々の体内には、常時、硝酸塩と亜硝酸塩が存在している。

5. まとめ

食品中の硝酸塩含量は、一般に植物性食品には多く、動物性食品には少ない。それは、植物が育成する過程で必要不可欠な成分であるからである。ヒトは、植物性食品を食べて生命を維持するがぎり必然的にそこに含まれた多量の硝酸塩を摂取し、ときにはそれにより中毒を起こすことがあるし、また発癌リスクを背負うことになる。ヒトが食品から摂取する最大の硝酸塩源は、89.9%は野菜である。そして、メトヘモグロビン血症やN-ニトロソ化合物生成に直接に関わる亜硝酸塩の供給源の93.2%は、唾液からである。アスコルビン酸やポリフェノール類が亜硝酸を分解したり、N-ニトロソ化合物の生成を抑制することが報告されている。これらは食品に存在している成分なので、摂取することによって胃ガンなどの発生リスクを抑えることはある程度可能であろうが、しかし、野菜類の硝酸塩の蓄積を低下させることがより効果的な一つの対策と思える。したがって、野菜における硝酸塩濃度が窒素肥料量に大きく依存する以上、適正な施肥が今後の重要な課題である。

参考文献

- (1)宮崎 昭：食品衛生研究 27:645~858(1977)
- (2)谷村顕雄：食品衛生研究 28:985~991(1978)
- (3)原田基夫：変異原性と毒性11:47~57(1980)
- (4)谷村顕雄：変異原性と毒性11:58~71(1980)
- (5)谷村顕雄：食品衛生研究 33:1105~1111(1983)

表1 ホウレンソウの硝酸塩含量に及ぼす窒素施肥と遮光の影響

窒素施肥量 mg/kg 土壌	ホウレンソウ	
	照明区	遮光区
0	911	1417
50	3542	11031
100	7286	16293

Cantliffe (1973)

表2-2 野菜中の亜硝酸塩 (ppm)

野菜	試料数	範囲	平均
ハクサイ	7	0.28-0.61	0.50
ホウレン草	3	0.41-0.50	0.45
キャベツ	3	0.72-0.90	0.76
コマツナ	2	0.47, 0.71	0.59
カラシナ	2	0.47, 0.51	0.50
キャベツ	5	0.36-0.80	0.64
セロリ	3	0.35-0.74	0.51
パセリ	2	0.70, 1.21	0.96
ニンジン	4	0.27-0.40	0.35
ポテト	4	0.28-0.36	0.31
サツマイモ	3	0.20-0.52	0.34
ネギ	4	0.05-0.24	0.16
タマネギ	3	0.10-0.60	0.27
ビーマン	3	0.0-3.10	1.10
ナス	5	0.0-0.70	0.55
トマト	3	0.10-0.26	0.25

表4 各種食品中の亜硝酸塩及び硝酸塩の含有量 (ppm)

品名	試料数	NO ₂ -範囲	平均	NO ₃ -範囲	平均
キャベツ	5	0.10-2.50	0.73	229- 660	450
ホウレン草	3	0.08-0.34	0.16	320- 940	722
コマツナ	5	0.12-0.50	0.31	542-1540	978
ニンジン	6	0.07-0.31	0.14	40- 128	65
ジャガイモ	6	0.05-0.25	0.14	13- 51	37
タマネギ	5	0.09-0.17	0.13	4- 17	11
ナス	5	0.07-0.26	0.17	168- 388	262
ゴボウ	5	0.08-4.00	2.67	450- 843	634
ダイコン	6	0.05-0.17	0.13	303-1216	741
レタス	5	0.07-0.31	0.16	92- 431	258
キュウリ	7	0.07-0.24	0.18	39- 380	186
カブ	5	0.05-0.20	0.11	158- 864	510
大根漬	3	1.80-4.21	2.31	94- 320	178
野沢菜漬	2	2.89, 3.42	3.16	124- 760	442
ぶどう	10	0.04-0.11	0.07	0.3-1.48	0.90
茶	10	0.00-0.00	0.00	6.61-22.5	8.91

表2-1 野菜中の硝酸塩 (ppm)

野菜	試料数	範囲	平均
ハクサイ	7	772-3295	1817
ホウレン草	3	1560-2561	2171
キャベツ	3	3112-6012	4605
コマツナ	2	2907, 4394	3650
セロリ	3	2593-2994	2851
ヒロシマナ	1	2191	
シュンギク	1	3154	
カラシナ	2	1090, 1866	1478
キャベツ	5	185-968	559
ポテト	4	58-109	83
サツマイモ	3	37-140	78
ダイコン	7	795-3023	1923
ニンジン	4	63-482	216
ゴボウ	3	1092-3170	1846
カブ	1	363	
ナス	5	253-509	428
キュウリ	4	131-177	163
トマト	3	3.7-44	20.4
ネギ	4	368-801	568
タマネギ	3	7.4-11.4	9.4

表3 外国における野菜中の硝酸塩 (ppm)

野菜	出所	平均	範囲
キャベツ	Richardson, 1907	200	35-484
	Sinios, Wodzak, 1964		200-450
	Jackson et al., 1967	317	158-475
	Achtzehn, Hawat, 1969		30-580
	Rantu et al., 1972	352	
キャベツ	Achtzehn, Hawat, 1969		80-150
キャベツ	Achtzehn, Hawat, 1969		280-860
レタス	Richardson, 1907	1703	396-3550
	Sinios, Wodzak, 1964		800-1800
	Jackson et al., 1967	673	493-902
	Achtzehn, Hawat, 1969		800-1540
	Astier-Dumas, 1973	1700	
ホウレン草	Richardson, 1907	1910	308-3784
	Wilson, 1949		1600-2355
	Simon et al., 1961		130-1210
	Jackson et al., 1967	532	242-748
	Hermann, 1969		82-1770
	Inoue, 1972		360-3300
ポテト	Richardson, 1907	1330	923-8008
	Kilgore et al., 1963		2244-2246
	Jackson et al., 1967	1210	682-1672
	Achtzehn, Hawat, 1969		1230-3680
	Sobdeva, 1969	1236	
ニンジン	Richardson, 1907	66	39-88
	Sinios, Wodzak, 1964		286-600
	Jackson et al., 1967	101	18-198
	Achtzehn, Hawat, 1969		80-320
	Rantu et al., 1972	947	
ポテト	Richardson, 1907	79	39-119
	Wilson, 1949	63	
	Achtzehn, Hawat, 1969		10-30
	Heisler et al., 1973	120	80-151
ダイコン	Richardson, 1907	1817	528-3040
	Jackson et al., 1967	1509	1267-1756
	Achtzehn, Hawat, 1969		350-3520
	Lemieszek-Chodorowska, 1972	5067	
Rantu et al., 1972	947		
カブ	Richardson, 1907		879-2859
	Kilgore et al., 1963		1369-1575

表5 全国11区における食肉製品中の硝酸塩および亜硝酸塩(ppm)

産地	くん製ベーコン		コースハム		プレスハム		ウインナーソーセージ	
	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
北海道	14.43	17.3	64.29	86.4	14.80	64.2	9.45	61.81
東北	8.86	49.2	49.07	50.2	17.20	9.9	7.74	68.8
関東	16.79	43.6	12.00	216.6	16.27	160.5	21.05	277.3
東海	6.40	180.1	28.73	149.1	24.80	51.1	1.05	192.6
近畿	7.12	72.22	64.78	89.3	10.37	24.1	6.89	179.4
北陸	1.44	29.1	4.53	47.1	43.56	938.3	15.61	145.9
四国	8.53	22.6	34.44	98.9	14.76	14.2	2.79	18.4
九州	15.09	162.1	4.85	90.0	11.67	136.8	5.54	30.6
平均	43.17	48.0	6.23	90.8	2.98	66.9	15.74	35.4
	8.13	88.3	22.44	90.6	7.150	58.5	2.39	41.1
	4.00	186.9	5.83	630.0	23.60	52.0	3.74	35.7
(平均)	12.18	140.9	27.02	149.0	22.91	143.3	8.36	149.4

表6 各種食品中の亜硝酸塩及び硝酸塩の含有量(ppm)

品名	試料数	NO ₂ ⁻ 範囲	平均	NO ₃ ⁻ 範囲	平均
ブタニク	5	0.17-0.33	0.25	0.52-0.94	0.73
ニフトリニク	5	0.35-0.53	0.47	0.53-0.91	0.75
プレスハム	7	4.20-42.5	18.3	7.80-19.9	14.7
ボンレスハム	5	4.3-24.5	11.1	7.20-23.8	16.9
ウインナーソーセージ	5	2.00-11.2	6.30	3.00-14.5	8.3
ポークソーセージ	5	0.50-5.80	2.70	8.21-20.2	12.9
サラミソーセージ	5	0.10-3.31	1.16	1.54-9.00	5.7
生乳	40	0.01-0.07	0.03	0.04-0.10	0.06
加工乳	20	0.01-0.07	0.02	0.02-0.10	0.04
ナチュラルチーズ	5	0.06-0.17	0.09	0.00-12.8	2.66
プロセスチーズ	5	0.06-0.10	0.08	0.16-0.46	0.33
サバ	6	0.11-0.31	0.21	0.09-1.88	1.05
イワシ	5	0.10-0.27	0.14	0.25-1.00	0.71
マダイ	5	0.08-0.40	0.28	0.40-1.23	0.93
ヒラメ	6	0.11-0.39	0.20	0.63-1.50	0.89
アジ	6	0.15-0.20	0.19	0.40-0.93	0.74
サンマ	5	0.15-0.41	0.30	0.69-1.06	0.90
イカ	7	0.11-0.33	0.25	0.08-1.45	0.73
コノシロ	5	0.11-0.43	0.24	0.63-0.88	0.71

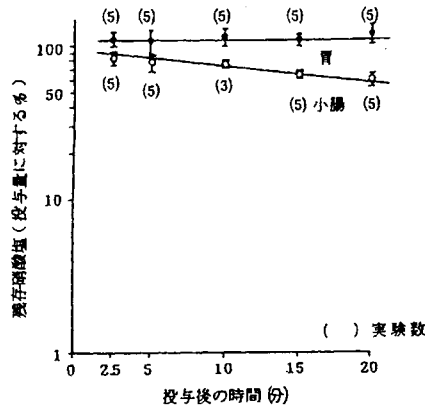


図1 モルモットの胃および小腸からの硝酸塩の消失

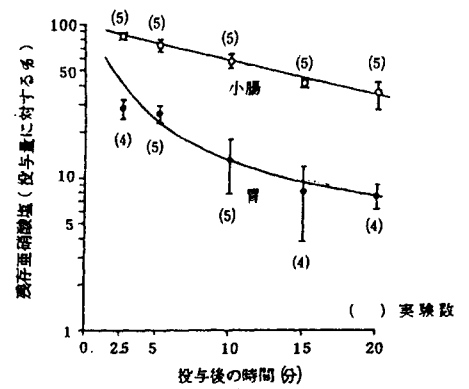


図2 モルモットの胃および小腸からの亜硝酸塩の消失

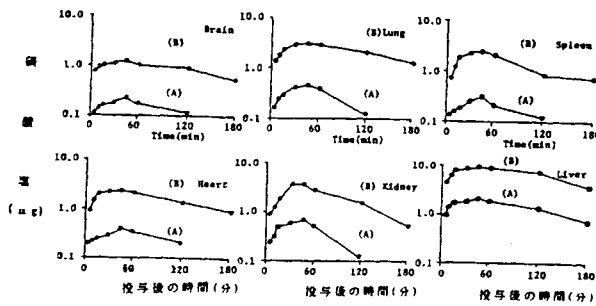


図3-1 硝酸塩投与後のマウス臓器中の硝酸塩の経時変化

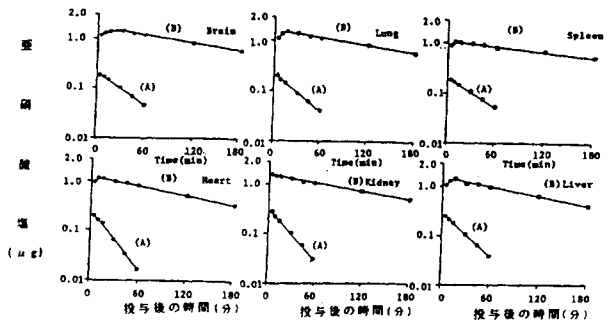


図3-2 亜硝酸塩投与後のマウス臓器中の亜硝酸塩の経時変化

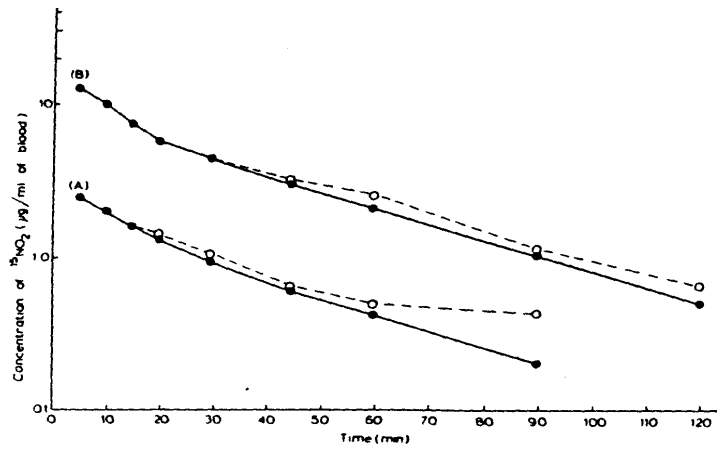


図3-3 亜硝酸塩投与後のマウス血液中の亜硝酸塩の経時変化

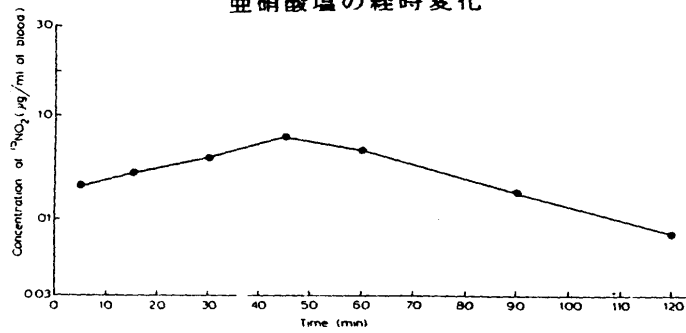


図4 硝酸塩投与後のマウス血液中の亜硝酸塩の経時変化

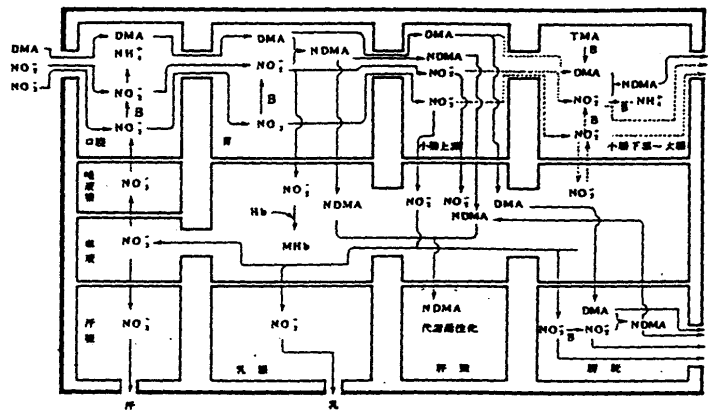


図5 硝酸塩および亜硝酸塩の代謝

- B : 硝素
- DMA : ジメチルアミン
- NDMA : N-ニトロジメチルアミン
- Hb : ヘモグロビン
- Mhb : メトヘモグロビン
- TMA : トリメチルアミン

野菜の硝酸：作物体の硝酸の生理，集積，人の摂取

孫 尚穆*・米山忠克**

1. 硝酸は作物の主要な窒素源

硝酸は作物体内で還元されて、アミノ酸、タンパク質、核酸等になり、人間に摂取されればアミノ酸に再分解され、タンパク質等に再合成される。窒素は圃場栽培作物では大部分が硝酸で吸収され、各種肥料として添加されれば生産増になる。硝酸がアミノ酸に還元同化されてはじめて利用されるので、硝酸の還元が律速過程である。作物体に硝酸還元活性より多く吸収されれば未還元の硝酸として集積する。

植物細胞では液胞に硝酸が容易に集積し、その硝酸が還元されるには還元の場合、細胞質へ移動されねばならない。葉柄や茎の細胞では、細胞質での還元よりも液胞への集積が活発である。また、硝酸は、細胞の浸透圧の維持に必要とされている。

2. 野菜の硝酸濃度

野菜の硝酸濃度についてはすでに多くの報告がある。最近の分析例を表1に示した。葉菜や根菜で濃度が高い。葉菜では葉身は硝酸の還元同化の場合、葉柄はいくらかの還元、同化の活性もあるが、主に硝酸の貯蔵器官となっている。後に述べるように野菜中の硝酸はヒトが摂取する硝酸の50～90%を占めるので、野菜の硝酸濃度に制限を設けようとする考えがある(表2)。日本の場合、このような上限が定められていない。しかし、硝酸摂取をへらす安全性の視点から低いことが望まれている。北海道のホウレンソウについて3,000mg/kgが目標値としてあげられている。しかし、現地では500～7,500mg/kgの幅があり、夏場(6～9月)のホウレンソウの平均が3,580mg/kg、その他の季節では3,970mg/kgであった(目黒1993)。

表1 野菜の硝酸濃度

野菜			NO ₃ - (mg/kgFW)	文献
ミツバ	養液栽培(実験)	葉身	2,200～4,400	池田(1995)
		葉柄	5,300～8,000	
ホウレンソウ	水耕栽培(農家例)	葉柄	5,300～6,200	茨城農総セ 園芸研究所(平成6年度) 建部ら(1995)
		ハウス アクティブ おかめ	葉	
	露地マジック	葉	1,700～2,600	
		葉身	170～1,300	
		葉柄	210～4,900	
コマツナ	露地(秋作)	可食部	2,000～5,500	伊達ら(1980)
	露地さおり	葉身	260～4,300	建部ら(1995)
キャベツ	露地(秋作)	葉柄	1,200～5,400	伊達ら(1980)
		可食部	2,800～5,200	
シュンギク	露地(秋作)	可食部	1,300～1,700	伊達ら(1980)
コカブ	露地	可食部	3,500～5,600	伊達ら(1980)
ネギ	露地	可食部	1,200～3,800	Sohnら(未発表)
白菜	ハウス(ポット)	可食部	3～125	Sohnら(1994)
		葉身	500～3,700	
大根	露地(秋作)	葉柄	800～7,600	伊達ら(1980)
		可食部	3,600～4,800	
	ハウス(ポット)	地上根	800～3,400	Sohnら(1994)
		地下根	500～2,500	
	露地	可食部	1,600～2,500	伊達ら(1980)

* 韓国檀国大学校農科大学(Sang Mok SoHN)

** 農林水産省農業研究センター(Tadakatsu Yoneyama)

表2 野菜の硝酸濃度の上限値 (Scharpf 1991より)

野菜	ドイツ (参考値)	オランダ (制限値)	スイス (参考値)	オーストリア (制限値)	ロシア (制限値)
レタス	3,000	4,500(W) 3,000(S)	3,500	4,000(W) 3,000(S)	2,000(O) 3,000(G)
ホウレンソウ	2,000	4,500(W) 3,500(S) 2,500(1995)	3,500	3,000(>7) 2,000(<7)	2,000(O) 3,000(G)
Red beet	3,000	3,500(7-3) 4,000(4-6)	3,000	4,500(W) 3,500(S)	14,000(O)
ダイコン	3,000			4,500(W) 3,500(S)	
エンダイブ		3,000(S)		2,500(S)	
キャベツ			875	1,500	900(S) 500(W)
ニンジン				1,500	400(S) 250(W)

W:冬, S:夏, O:露地, G:ハウス, >7:7月以降収穫,
<7:6月まで収穫, 1995:1995年より

300g, 1週間で2kgとすると, 表2でみた硝酸濃度の高い葉菜類を中心に摂取すると1,000~3,000mg/週の硝酸が野菜を通じ摂取されることになる。表3の日本のデータはそれを示している。白菜を食べることの多い韓国では, 野菜の摂取量が1日400g, 1週間で3kgでより多量の硝酸が摂取されているとも考えられる。人の硝酸の摂取の制限値として, WHO(1980年)は1週間に1,540mgとしている。

表3 人が摂取する硝酸の推定 (mg/週)

	ドイツ	韓国	日本
野菜	224	2,470	1,969
肉	37	42	28
穀物, イモ	60	?	131
果物	?	46	20
乳製品	92	25	1
水	105	140	100
合計	518	2,723	2,249

文献 ドイツ: Scharpf(1991), 韓国: Sohn(1994,1995), 日本: 水以外 谷口(1983), 水の硝酸は10mg/Lとした。

3. 人の摂取する硝酸

人が摂取する硝酸の源についての推定値を表3に示した。硝酸の主要な源は野菜である。飲料水は1日に1.5L, 1週間に10Lとすれば飲料水, とくに地下水の硝酸濃度が増加している今日, その寄与は大きくなっていると考えられる。1940年代アメリカにおける調査によれば, 硝酸の過剰な摂取により生じたブルーベイビーは, 飲料水の硝酸濃度が100mgL⁻¹以上で見受けられた。WHOはこれをふまえて50mgL⁻¹を基準値としたが, イギリスでは1972年以降ブルーベイビーは報告されていない。飲料水の硝酸が50mgL⁻¹以上となれば人による摂取は350mg/週となり, ヨーロッパ食では, 全硝酸摂取の半分以上となる(Greenwood1990)。一方, 今日日本では, 野菜の摂取量は毎日平均

4. ヒトにとって何故硝酸が問題か

硝酸そのものの毒性は低いが, 硝酸から微量で毒性の高い亜硝酸やニトロソ化合物が生成する(Sohar and Domoki1980)。人が食品や飲料水から摂取する亜硝酸酸は日本人の場合1日約1mg, またニトロソジメチルアミンは0.5µgと少ないが, 硝酸は200~400mgと比較的多い(谷口1983)。人が摂取した硝酸は, 消化管で吸収されたのち, その約25%は唾液から再分泌され, 唾液中の微生物により亜硝酸になる。硝酸含量の高い食物を摂取すると, 唾液1L当たり十数mgの亜硝酸が生成することがある。ちなみにヒトの1日の唾液量は約1Lである。このように口内で生成した亜硝酸が胃内に移行すると酸性条件でニトロソ化合物が生成される。小腸で吸収された硝酸の3/4は尿中に排泄される(谷口1983)。

この尿中に排泄される硝酸の量は経口で摂取した硝酸の量と対応せず, 低硝酸の食事でもこれよりはるかに多量の硝酸が排泄されており, 硝酸の生体内生成があることが示された(三輪1986)。これはアルギニンのグアニド基のNが免疫担当細胞マクロファージで酵素反応により酸化され, NOが生成する。NOはさらに酸化され, NO₂, NO₂⁻, NO₃⁻となり, 一部はニトロソ化合物ともなる(三輪・三輪1995)。すなわちヒトの体内では摂取する硝酸と同量近くの硝酸を生合成する機能があることが明らかになってきた。

このように経口的に摂取する硝酸と体内で生合

成される硝酸があり、両者ともその一部は亜硝酸やニトロソ化合物のような毒性の高い物質に変換される。野菜や飲料水からの硝酸摂取を減らすことは食品の安全性において重要なことが、一方アスコルビン酸、含硫アミノ酸、ポリフェノール化合物等変異原物質の除去に有用な物質もまた野菜から主に摂取されていることも注目しなければならない。

5. 作物の硝酸集積を減らすには

植物は吸収した硝酸を還元し、同化する酵素、硝酸還元酵素を持っている。この酵素により還元される硝酸は、根から新たに吸収されたものが、植物体内(葉柄や中肋)に貯蔵されたものより還元されやすい。この還元は光が十分あり、光合成の盛んな条件でより進む。還元される量より多く吸収されない栽培条件が、作物体の硝酸集積を少なくする。

植物がアンモニア等から酸化反応によって、硝酸が生成されるかについては議論のあるところだが、生成されても動物でみられるような多量の生産はないようである。

建部ら(1995)やSlangenら(Scharf 1991引用)のホウレンソウの解析によれば、硝酸濃度が2,000 mg/kg以上になる施肥条件での収量増はほとんどなかった。一方、目黒(1993)の北海道での試験では3,000mg/kgで収量増が少なくなっている。硝酸の吸収パターンを考慮した施肥設計や葉柄や中肋の汁液を用いたリアルタイム栄養診断(六本木1996, Roth and Gardner 1989)は、過剰施肥による硝酸集積を少なくすることができると考えられる。

有機肥料で作物の硝酸は集積が少ないか

Sohn(1994, Sohn and Oh 1993a)によればコンポストを用いた有機物施用土壌で白菜とダイコンを栽培したところ、化学肥料施用の場合に比べて、白菜で4~5倍の硝酸が作物体に集積したが、ダイコン(可食部)では化学肥料区の硝酸集積が多かった。有機質肥料の内容によっては、必ずしも硝酸の集積を少なくする手段とはならないようである。

野菜の硝酸集積と環境への窒素負荷

Sohn(1994)は、野菜に硝酸が多量に蓄積する施肥がされる時、同時に土壌への硝酸の集積、リチングが多くなり、地下水、河川の硝酸汚染となるとしている。安全な硝酸含有率の低い野菜の生産を目指すことは環境にやさしい持続的農業生産のための施肥管理につながるばかりではなく、飲料水の硝酸汚染を低減することになる(Greenwood 1990, Sohn and Oh 1993b)。

追記 著者の一人、孫尚穆教授は平成7年7~8月、農業研究センターにて、「野菜の硝酸集積」のテーマで研究を実施した。本稿はこの間の討議をもとに米山が書き上げたものである。東南アジアの国々のように野菜を多く含む食事をとる場合、欧米の肉食と穀物中心の食事と違って、より野菜の品質と効用に注目していくことが求められている。本文で述べたように作物の硝酸栄養は生産性を支配する重要な要因であると共に野菜の窒素集積にみられる食品の安全性、さらには窒素の環境負荷の問題とも深く関連しており、今後十分検討されるべき、古いながらも緊急性のある研究課題である。最後に本稿は著者らの個人の見解であることを付記しておく。

謝辞：野菜の硝酸分析で協力下さった建部雅子、家事多正樹の両氏、動物、ヒトの硝酸問題の文献を送って下さった三輪操博士に感謝いたします。

文 献

- 伊達 昇・米山徳造・都田紘志・加藤哲郎：野菜の硝酸根蓄積に及ぼす肥培管理の影響。東京都農試報13, 3-13(1980)
- Greenwood, D. J. : Production or productivity: The Nitrate problem? *Ann. appl. Biol.*, 117, 209-231(1990)
- 池田英男：園芸作物の新しい栄養診断の開発, 科研費研究成果報告書(1995)
- 目黒孝司：ホウレンソウの内部品質向上試験からみた栄養診断の課題, 農業技術48, 246-251(1993)
- 三輪 操：亜硝酸塩, 硝酸塩およびN-ニトロソ化合物の生体内合成, 肉の化学, 27, 105-110(1986)
- 三輪 操・三輪清志：発癌とNO, 実験医学13, 1002-1005(1995)
- 六本木和夫：リアルタイム栄養診断手法の開発と普及の可能性。農業技術51, 219-222(1996)
- Roth, R. L. and Gardner, B. R.: Midrib nitrate concentrations as a means for determining nitrogen needs of broccoli. *J. Plant Nutr.* 12, 111-125(1989)
- Scharpf, H. C. : Nutrient influences on the nitrate content of vegetables. *The Fertiliser Society. Proceedings No.*

- 313, p.:1-24(1991)
- Sohar, J. and Domoki, J. : Nitrite and nitrate in human nutrition. *Bibithca Nutr. Dieta* 29, 65-74(1980)
- Sohn, S. M. and Oh, K. S. : Influence of nitrogen levels on the accumulation of NO_3^- on edible of chinese cabbage, radish and cucumber. *J. Kor. Soc. Soil Sci, Fert.* 26, 10-19(1993a)
- Sohn, S. M. and Oh, K. S. : Study on utility of nitrate content in edible plants of crops as an indicator of simplified judgement for superior agricultural products by low nitrogen input. *J. Kor. Soc. Org. Agr.* 2, 2-15(1993b)
- Sohn, S. M. : NO_3^- -accumulation in edible parts of chinese cabbage and radish cultivated by conventional and organic farming and its limit value for safe agricultural products. 10th IFOAM Conference(Dec. 1994), Lincoln University. New Zealand. p. 139(1994)
- Shon, S. M, Oh, K. S. and Lee, J. S. : Effects of shading and nitrogen fertilization on yield and accumulation of NO_3^- in edible plants of chinese cabbage. *J. Kor. Soc. Soil Sci. Fert.* 28, 154-159(1995)
- Sohn, S. M. Daily intake NO_3^- by vegetabes and NO_3^- -limit value for safe agricultural products. *J. Kor. Soc. Org. Agr.* 4, 45-61(1995)
- 建部雅子・石原俊幸・松野宏治・藤本順子・米山忠克：窒素施用がホウレンソウとコマツナの生育と糖，アスコルビン酸，硝酸・シュウ酸含有率に与える影響，*土肥誌* 66, 238-246(1995)
- 谷口顕雄：亜硝酸およびその関連物質に関する最近の研究，*食品衛生研究* 33, 1105-1111(1983)

農業サイドにおける硝酸問題への対応
-対応策としての環境保全型農業の推進を中心に-

農林水産省農産園芸局
農産課環境保全型農業対策室
伊藤 洋

はじめに

1. 農業と環境との関わり

- (1) 農業が環境にプラスの影響を与える面
- (2) 農業が環境にマイナスの影響を与える面
- (3) 農業が環境の影響を受ける面

2. 硝酸性窒素による汚染の現状

- (1) 地下水の水質汚染
- (2) 湖沼、内湾等の閉鎖性水域の富栄養化

3. 対応策としての環境保全型農業の推進

- (1) 環境保全型農業への取り組みの経緯
- (2) 基本的考え方等の内容
- (3) 技術指針の策定
- (4) 地域における取り組みの状況
- (5) 環境保全型農業関係予算

4. 現場での環境保全型農業への取り組み事例

- (1) 福井県三方町
- (2) 岐阜県各務原市
- (3) 滋賀県湖東地区
- (4) 鹿児島県和泊町

5. 今後の課題及び検討方向

- (1) 取り組みの点から面への拡大
- (2) 良好な地域環境と資源循環の実現
- (3) エコ農産物の流通システムの確立
- (4) 真に持続的な農業体系への発展

はじめに

農業は、基礎的な食料の安定供給という本来的な役割に加え、環境と最も調和した産業として水と緑豊かな国土の形成とその保全にも貢献している。我が国農業が21世紀へ向けて、このような役割を十分発揮して、国民が安心できる食生活を実現するとともに、農村の美しい景観や広々とした空間によって心のやすらぎが得られるような国土を形成することが国民全体の責務であると考えられる。

このように農業は、本来環境と調和して営まれるべき産業であるが、第二次大戦以降、世界的に農業の生産性向上、生産拡大が追求される中で、化石エネルギーを投入することにより、機械化・省力化や単収の向上が実現されてきており、これに伴って農業の環境に対する負荷の問題が顕在化してきたことから、その反省に立って、近年欧米先進国を中心に環境保全型農業(持続的農業、粗放農業など)への取り組みが進められてきている。

一方、我が国は、降水量が多く、森林にも恵まれているといった自然条件や水田農業が中心であることなどから、畑作や畜産が中心の欧米諸国の農業ほど環境への負荷の問題は顕在化していない。しかしながら、肥料の過剰施用や農薬の不適切な使用、家畜ふん尿の不適切な処理などが水や大気などの環境へ影響を及ぼす場面も生じている。具体的には、湖沼や閉鎖性水域の水質、地球的規模の環境保全の観点からはオゾン層や地球温暖化への影響等農業の環境に対する影響がさまざまな形で明らかになってきつつある。

1. 農業と環境との関わり

農業は、自然を相手とする産業であり、地球環境、地域環境を含め環境に対してさまざまな関わりをもっている。

(1) 農業が環境にプラスの影響を与える面

農業は、健全な生産活動を通じて、洪水調節、水資源のかん養、土壌侵食の防止、気候の緩和、景観の維持等のさまざまな公益的機能を有している。

例えば、アジア・モンスーン地帯の水稻は、水田という優れた栽培装置における湛水状態での栽培に伴って、洪水調節、水資源のかん養、土壌流亡の防止、気候の緩和等の機能を有している。

また、欧州では、放牧草地や農耕地での適切な農業生産活動を通じて、農村の景観の形成や生物相の保全、さらにはグリーン・ツーリズムを通じて保健休養にも寄与してきている。

(2) 農業が環境にマイナスの影響を与える面

農業が環境への悪影響を及ぼした例としては、地下水の水質汚濁、湖沼、内湾等の閉鎖性水域の富栄養化のほか、土壌環境の悪化、温室効果ガスの排出、土壌消毒剤によるオゾン層破壊物質の排出等があげられる。

(3)農業が環境の影響を受ける面

農業生産は、地球温暖化、酸性雨を始めとした地球環境、大気汚染や水質汚濁などの地域環境の影響を受けている。例えば、二酸化炭素が増加し、温暖化に伴って気温や降水量が変動することにより、地域によっては作物の生産量が増減する。

農業環境技術研究所の研究成果では、温暖化に伴って全世界の主要穀物の栽培適地が約半分に減少するとの予測結果が出ている。

以上のように、農業と環境がより良好な関係を保っていくためには、環境負荷の低減ばかりではなく、農業が本来有している環境との間の物質循環システムを十分に機能させていくことが重要である。また、このことが良好な営農環境と持続的な農業生産を実現し、更には、農業の多面的な機能の発揮を確保していくことに結びつくと考えられる。

2. 硝酸性窒素による汚染の現状

このような環境への悪影響を及ぼした例としては、地下水の水質汚濁、湖沼、内湾等の閉鎖性水域の富栄養化のほか、土壌環境の悪化、温室効果ガスの排出、土壌消毒剤によるオゾン層破壊物質の排出等があげられる。硝酸性窒素に関連した環境問題の現況は、以下のとおりである。

(1)地下水の水質汚染

一部農村地域においては、都市化の進展等とあいまって、肥料の過度の施用、家畜ふん尿の不適切な処理等により、過剰な硝酸性窒素が地下に浸透し、地下水の水質汚染を引き起こしている。

農村地域の地下水の水質調査例のうち、構造改善局資源課が平成3年に取りまとめた農業用地下水の水質調査結果によると、全国126か所のうち22か所(17%)で水道水の指針値である10ppm(10mg/L)を上回っており、畑作地域、とりわけ砂州、砂丘等浸透性の高い地質条件の地域で窒素濃度が高い傾向にあること、浅い井戸ほど窒素濃度が高く、井戸周辺の生活排水や農業生産活動の影響を受けていると見られること等が明らかとなっている。

また、平成9年に農業環境技術研究所が取りまとめた農村地域の地下水の水質調査結果によると、全国364か所の井戸や湧水のうち72か所(20%)で指針値を上回っており、畑地及び畑地隣接地での地下水の数値が高くなる傾向にあった。

これらの水質汚染の因果関係は、現時点では必ずしも明確ではなく、今後の定点水質調査等の事例を増やす必要があるが、施肥量が多い傾向にある畑地帯(特に茶園、野菜畑)や畜産高密度地帯では、地下水の硝酸性窒素の濃度が指針値を超える例が多くなる傾向にある。

(2)湖沼、内湾等の閉鎖性水域の富栄養化

湖沼、内湾等に窒素・リンなどが流入することによって、藻類、植物プランクトンが異常に繁殖し、底の堆積物が多くなり、水が濁り、その結果、臭い水、アオコ、赤潮等が発生している。

要因としては、産業系の排水、生活排水、農畜産業からの汚水等が考えられるが、近年の規制強化により産業系のシェアが減り、生活系、農畜産系のシェアが相対的に増加する傾向にある。

実例としては、琵琶湖や霞ヶ浦、印旛沼では、昭和40年代から水質汚濁が顕著となり、アオコや臭い水が発生し、水産資源にも影響が出たため、産業系の排水の規制強化、下水道の整備を進めたが、依然として水質は改善されず、今後生活系・農畜産系の排水に対する対策の強化が必要となっている。

3.対応策としての環境保全型農業の推進

(1)環境保全型農業への取り組みの経緯

平成4年に発表された「新しい食料・農業・農村政策の方向」(新政策)において、環境保全型農業が農政の推進方向の一つの柱として位置づけられ、これを踏まえて、平成6年4月に環境保全型農業推進本部で策定された「環境保全型農業の基本的考え方」に基づいて、国、県、市町村の各段階で取り組みが進められている。

これまでに、全都道府県で環境保全型農業基本方針が策定されるとともに、869市町村(9年度末)で環境保全型農業推進方針が策定され、各地域の環境保全型農業推進会議等を中心に各般の取り組みが行われている。

(2)基本的考え方等の内容

このような状況に対応するためには、環境への負荷を軽減する観点から化学合成資材の節減はもとより、農業のエネルギー消費節減、地域のリサイクル推進等幅広い取り組みが必要となっている。

このため、流通・消費サイドの協力も得つつ、土づくり等により健全な土壌を育み、先進的な技術・経営方式を積極的に取り入れながら、消費者ニーズに対応していく生産者を支援し、「農業の持つ物質循環機能を生かし、生産性との調和などに配慮しつつ、土づくり等を通じて化学肥料、農薬の使用などによる環境負荷の軽減に配慮した持続的な農業」いわゆる環境保全型農業を全国的に推進していく必要がある。

(3)技術指針の策定

環境保全型農業の推進を図る上で技術の普及・定着を確実なものとするため、平成6年度以降学識経験者で構成する検討委員会において、環境保全型農業技術指針の作成を進めてきており、これまでに土づくり、施肥、防除、作付体系、リサイクル等の分野別の技術指針、水稲、麦、大豆、野菜等作物別の技術指針の策定を行っている。

(4)地域における取り組みの状況

平成7～8年度にかけて農林水産省統計情報部が実施した調査によると、環境保全型農業に取り組んだ農家戸数は、水稲で10万7千戸、野菜では果菜類(露地)が1万5千戸、同(施設)が1万8千戸、根菜類が1万6千戸、菓茎菜類が2万5千戸、果樹で2万3千戸にそれぞれ達している。

農業団体においても、徐々に取り組みが進んできており、全国の54%の農協で農薬や化学肥料の節減、環境保全型農業の栽培基準・表示の作成・普及等が行われている。

環境保全型農業に取り組むようになった動機を見ると、消費者の安全志向に対応した「安全な食料を供給する」の割合が71%と最も多く、次いで「高価格で販売できる可能性があるなど農業経営面から」が44%、「連作障害や地力低下を防ぐなど栽培技術面から」が43%となっている。

各地の取り組み事例の内容をみると、堆肥等の利用による土作り、施肥や防除面での新たな環境への負荷の少ない技術の導入、消費者や消費者グループ等との提携・交流、水質等地域の環境保全・改善への取り組みなどを総合的に実施しているケースが一般的である。

(5)環境保全型農業関係予算

環境保全型農業の推進のため関係予算については、平成4年度以降毎年充実強化を図ってきているが、平成10年度においては、関係予算として総額約158億円を計上し、その推進を図ることとしている。

環境保全型農法への総合的な転換の推進	113億円
環境負荷の確実な低減に向けた施肥・防除等の推進	13億円
環境保全型農業技術の開発・普及	32億円

4. 現場での環境保全型農業への取り組み事例

環境保全型農業に対する取り組みは、以上のように着実に拡大してきているが、このうち硝酸性窒素による水質汚染等へ対応して、環境への負荷の軽減を重視した現場での取り組みとして、福井、岐阜、滋賀、鹿児島 の4事例を紹介する。

(1)福井県三方町

福井県三方町のシンボルである三方五湖は、国定公園の名勝に指定されており、自然環境を保全することが重要な課題であったため、湖水の水質改善に集落排水事業の推進、水生植物の栽培に加え、土づくりへの取り組み、側条施肥田植機の導入による化学資材の利用削減等により、湖水水質の顕著な改善にはつながっていないものの、近年アオコの発生は見られていない。

(2)岐阜県各務原市

岐阜県各務原市では飲料水としていた地下水の硝酸性窒素による汚染が昭和50年代後半以降問題となり、原因がにんじん産地での施肥窒素の地下浸透であることが判明したため、施肥量の減、肥効調節型肥料への切替え等の対策により、水質が改善されている。

(3)滋賀県湖東地区

我が国第1の湖沼である琵琶湖は、昭和40年代以降、周辺地域の都市化の進展等に伴い、急速に水質の汚濁が進み、農業サイドとしても改善努力が求められていたため、農業地帯である湖東地区を中心に他分野との連携の下に、水田での代かき水の流失防止、排水の反復利用、側条施肥田植機の利用、緩効性肥料の利用等の施肥の改善等の各般の水質改善対策に取り組んできている。

(4)鹿児島県和泊町

沖永良部島に位置する和泊町は、ゆり球根や切り花の産地として集約的な農業が実施されてきたが、化学資材の投入による土壌劣化、地下水等の水質汚染が懸念されたため、化学肥料、農薬の削減、生物防除の利用等を基礎とした環境保全型農業に町を挙げて取り組んだ結果、水質の改善が図られてきている。

5. 今後の課量及び検討方向

以上述べてきたように、農業分野では国、自治体、関連団体等の協力の下に、環境保全型農業の確立に向けてさまざまな施策を推進してきている。

環境と調和した持続的な農業生産システムをいかに拡がりをもったものとして定着させ、農業のもつ国土・環境保全機能等の維持・向上にどうつなげていくのか、また、消費者の求める高品質な農産物を供給してほしいというニーズにどう応えるのか等の視点は、今後避けて通れない重要な課題であり、今後次のようなポイントを重視しつつ、環境と調和した真に持続可能な農業の実現に施策展開を図っていく必要がある。

- (1)取り組みの点から面への拡大
- (2)良好な地域環境と資源循環の実現
- (3)エコ農産物の流通システムの確立
- (4)真に持続的な農業体系への発展

今後、内外ともに環境に対する関心が一層高まる中で、環境保全型農業が普及・定着できるか、さらにこれにより周辺環境の改善や環境問題の解決が図られるかどうかは、農業生産者、流通関係者、消費者団体等幅広い関係者の合意と連携が図れるかどうかにかかっている。その実現のために最大限の努力を傾注していく必要があると考えている。

農業サイドにおける硝酸問題への対応

[コメント]

埼玉県農業試験場
日高 伸

環境庁が1982年に全国15都市で実施した浅井戸(1083検体)の地下水汚染実態調査によつて、浅井戸の10.7%が硝酸性窒素、亜硝酸性窒素濃度が飲料水の水質基準を超過していることが報告された。その後、農林水産省が全国で実施(1991年)した農業用地下水182地点(井戸水)のうち、28地点(15.4%)で基準を上まわっており、地下水の硝酸汚染は予想外に進んでいることが明らかになった。このような全国規模での調査が行われる以前に、桜井(1973年調査)は菅平高原の3地区76地点で、15地点が(19.7%)が10mg/L以上(最大28.6mg/L)、日高・伊藤(1979～1981年調査)は埼玉県北露地野菜台地の11点120回調査で、全地点で10mg/Lを上まわり、平均21.4mg/L(最大48.5mg/L)を報告している。また10mg/L以上を検出した総回数は107回(89%)であった。埼玉県衛生部の調査(1971～1981年調査)では県内の井戸2847地点の硝酸性窒素の全平均は1.6mg/Lであるが、県北の3市5町3村の257地点に限るとその平均値は7.7mg/L(3.3～16mg/L)、最大値8.0～48mg/Lと高い。このように、農村地域での地下水の硝酸汚染は以前から指摘されていたが、一般住民に対して、特に地下水の硝酸汚染の加害者である農業者(畜産企業を含む)に対して、潜在的な危険性を知らされないまま今日まで経過している。

周知のように、地下水の硝酸汚染源を特定することは困難な場合が多く、また、硝酸汚染を軽減する営農対策を確立し、それを実践するには多くの解決すべき課題がある。

ここでは日頃、現場に接する機会の多い立場から、農業サイドの硝酸問題(補足資料)の現状と硝酸汚染軽減対策とその取り組みを紹介する。

1. 硝酸汚染の現状

地下水の水質劣化が指摘されているなかで、バックグラウンドの水質はどの程度であろうか。地下水・湧水については以前の調査例がなく明らかでないが、今日の自然林等の水質が参考となる。表1に演者が各地の調査で採水した自然水の水質を示す。NH₄-N、PO₄-Pはいずれも不検出であり、NO₃-Nは概ね1.0mg/L以下、その他の成分は地質、母岩の影響を強く受け、特徴ある水質を示している。

表1 各地の自然水の水質

		mg/l					
場 所	種 類	NO ₃ -N	SO ₄	Cl	Na	K	Ca
十勝川上流(北海道)	表流水	0.0	13.7	4.9	6.4	1.1	15.2
阿寒湖(芦別市)	湖	0.0	59.0	36.6	27.6	2.3	25.4
重茂半島(岩手県)	水道水	0.1	4.5	12.6	9.9	0.6	7.8
男鹿半島(秋田県)	水道水	0.0	0.2	42.7	24.5	3.6	11.1
入川溪谷(埼玉県)	表流水	0.0	7.1	0.0	2.5	1.6	21.5
大和水(埼玉県)	湧水	0.9	8.4	4.0	1.5	1.8	23.3
塩沢湖(長野県)	湧水	2.1	2.6	2.7	5.8	2.6	13.4
照月湖(長野県)	水	0.0	6.0	0.0	2.8	1.2	4.6
伊豆踊り子トンネル	湧水	0.0	0.0	2.5	1.0	3.1	1.0
駒池湧水(八ヶ岳)	湧水	0.0	11.2	0.0	0.0	0.0	0.0
群馬県森林公園(月夜野)	湧水	0.6	83.9	0.4	6.1	0.0	1.3
白糸の滝(長野県)	湧水	1.3	144.9	66.0	29.9	7.9	10.2
柿田川(静岡県)	湧水	1.2	11.5	7.6	12.1	2.3	5.3
関之尾の滝(宮崎県)	表流水	1.2	8.0	5.9	5.9	2.3	10.5
宮崎県都城市扇状地	湧水	1.9	8.1	6.4	6.1	3.7	11.4
富山農試隣接農家	井戸	1.4	8.4	4.6	3.9	1.1	22.1
沖縄県(本島)	湧水	0.4	23.7	77.6	35.6	1.2	64.2
沖縄県(宮古島)	湧水	1.7	14.0	43.9	32.5	1.5	66.8

採水: '88～'93年

NH₄-N、PO₄-Pは不検出

次に、埼玉県を中心に、調査した浅層地下水中の硝酸態窒素濃度を表2に示す。畑地帯ではいずれも高濃度の硝酸態窒素が検出される。水田地帯の灌漑用井戸では硝酸態窒素濃度は概ね1.0mg/L以下であり、多くは天然賦存量程度の濃度である。また、表2のG地点は台地(表層は淡色黒ボク土)にある畑灌漑用の井戸で、硝酸態窒素濃度は75.6mg/Lと高い。この井戸に隣接(30m)した水田転換畑(水田を客土)にある井戸(G')は0.9mg/Lと低濃度であった。谷津田や低地水田地帯では腐植性堆積物が多く、台地から水田へ移流する硝酸態窒素の大部分は脱窒によって消失している。これらの実態調査から、わが国では浅層地下水の硝酸汚染が懸念される地域は台地(台地、畑作地帯)の地下水滞である。

表2 土地利用と浅層地下水の硝酸態窒素濃度 (mg/l)

地域	検体数	最小値	最大値	平均値	土地利用
A	5	7.3	17.0	10.9	普通畑地帯
B-1県	4	16.9	32.2	23.8	茶畑
B-2県	1			29.2	茶畑
B-3県	1			13.2	茶畑
D	4	8.7	17.2	12.2	集約畑地帯
C	18	10.9	25.1	17.2	集約畑地帯
D	120	2.3	48.5	21.3	普通畑・畜産
E	20	21.7	110.7	46.0	厩舎に近接
F	5	1.0	3.1	2.1	梅林、山間
G	1			75.6	台地畑
G'	1			0.9	水田-畑転換 (G隣接)
H	5	1.5	1.8	1.7	水田
I	5	0.1	0.8	0.5	水田
J	5	0.2	1.9	0.5	水田
K	5	0.9	1.4	1.0	水田
L	5	0.3	1.2	0.6	水田
M	5	0.2	0.5	0.3	水田

表3 硝酸態窒素10mg/l以上の調査地点と水質

採水地	年月日	種類	土地利用	pH	EC	NO ₃ -N	SO ₄	Cl	Mg	Ca	Na	NH ₄ -N	K
A 県	H1 12 23	湧水	市街地	6.30	247	11.6	21.53	33.42	12.53	23.50	11.18	0.09	1.11
A 県	H1 12 23	湧水	集落	6.72	286	18.3	18.53	36.21	14.20	40.23	15.65	0.06	1.78
A 県	H1 12 23	湧水	市街地	7.01	333	13.5	28.25	39.65	16.75	37.15	17.20	0.06	2.60
A 県	H1 12 23	湧水	市街地	6.51	352	16.9	24.32	34.30	18.20	41.20	15.10	0.01	1.41
A 県	H1 12 23	湧水	集落・畑	6.80	364	21.3	25.81	47.10	18.10	25.16	15.66	0.07	3.11
A 県	H2 5 22	湧水	畑・集落	6.35	389	25.95	nd	67.10	17.93	20.62	24.36	nd	3.52
A 県	H3 11 27	井戸	畑	5.64	225	17.01	0.00	36.48	14.80	17.10	8.05	0.35	0.62
A 県	H3 11 27	井戸	畑	5.82	260	12.25	18.57	30.09	12.70	22.60	10.30	0.18	4.21
A 県	H3 11 28	井戸	畑	5.65	474	32.26	53.99	37.97	26.60	56.10	10.70	0.43	2.49
A 県	H3 11 28	井戸	畑	6.93	360	16.91	25.02	48.89	15.80	40.10	16.70	0.20	6.70
A 県	H3 11 28	井戸	畑	6.16	442	28.24	33.54	58.10	18.20	45.00	16.00	0.26	18.40
A 県	H3 11 28	井戸	畑	6.02	306	18.01	41.78	22.77	23.50	23.10	10.50	0.27	1.77
A 県	H3 12 2	井戸	畑	6.09	307	17.21	21.24	38.76	16.00	29.30	13.16	0.23	1.25
A 県	H3 12 2	井戸	畑	6.01	254	13.41	10.12	32.86	10.80	20.30	11.10	0.31	1.37
A 県	H3 12 2	灌漑	畑	6.85	295	13.56	6.90	18.24	14.00	25.30	10.97	0.36	1.20
B 県	H4 5 6	井戸	茶	7.00	264	13.26	11.69	10.61	4.93	31.45	8.05	nd	5.34
B 県	H4 5 7	井戸	畜産	6.57	309	11.68	15.96	24.55	8.08	31.80	9.82	nd	7.72
C 県	H5 4 5	鍾乳洞	畑	7.45	455	11.36	54.48	60.37	8.9	134.5	32.90	0.25	4.47
A 県	H5 6 15	井戸	茶畑	6.31	218	13.62	7.76	16.31	11.47	14.56	10.12	nd	1.15
D 県	H5 11 12	湧水	茶畑・山林	7.68	305	29.24	20.24	12.43	21.30	40.78	28.09	nd	2.14
A 県	H6 9 10	池	畑	6.47	207	13.44	3.42	17.39	10.05	16.41	13.50	nd	0.81

表4 硝酸態窒素5mg/l～10mg/l範囲内の調査地点と水質

採水地	年月日	種類	土地利用	PH	EC	NO ₃ -N	SO ₄	Cl	Mg	Ca	Na	NH ₄ -N	K
A 県	H2 3 31	湧水	集落. 畑	5.84	266	8.00	26.80	60.92	10.50	12.19	21.31	nd	5.00
A 県	H2 5 1	湧水	集落. 畑	6.00	280	9.17	25.43	55.23	15.20	25.36	21.51	nd	6.50
A 県	H2 5 25	湧水	集落. 水田	6.16	373	5.28	42.75	75.94	10.62	17.20	29.18	nd	19.60
A 県	H2 6 4	湧水	集落. 畑	6.04	275	9.15	24.43	56.54	11.27	12.92	22.51	nd	4.58
A 県	H2 7 7	湧水	集落. 畑	6.21	275	9.13	25.90	61.40	11.11	13.05	22.54	nd	4.73
A 県	H2 8 18	湧水	集落. 畑	6.28	283	9.20	27.95	61.76	11.32	13.29	23.54	nd	4.71
E 県	H2 8 23	湧水	自然林	6.74	239	6.62	28.40	37.55	5.27	16.31	22.67	nd	4.98
A 県	H2 10 17	湧水	集落. 畑	6.16	301	9.33	31.96	58.93	12.62	15.13	24.17	nd	4.64
A 県	H2 10 27	湧水	集落. 畑	6.97	303	9.73	32.15	62.82	12.02	14.51	25.21	0.42	5.48
A 県	H3 8 27	井戸	畑	6.05	152	5.09	8.98	22.16	7.18	6.80	8.69	0.29	8.15
A 県	H3 11 27	井戸	畑	5.96	157	7.30	0.80	34.43	8.31	13.10	7.88	0.61	1.94
A 県	H3 11 27	井戸	畑	5.85	232	8.79	2.37	56.78	9.81	6.75	25.63	0.23	3.93
A 県	H3 11 27	井戸	畑	6.70	217	9.08	0.00	38.68	10.20	18.50	11.70	0.18	1.09
A 県	H3 12 2	井戸	畑	5.99	235	9.00	18.49	29.36	13.70	18.20	9.42	0.22	3.74
A 県	H3 12 2	井戸	畑	5.95	213	7.76	8.57	29.43	12.60	16.80	8.88	0.19	0.73
B 県	H4 5 6	湧水	山林. 畑	6.91	225	7.28	10.66	15.26	4.95	20.43	10.12	nd	7.16
C 県	H5 4 3	湧水	集落. 畑	7.91	415	7.60	22.57	85.20	6.19	119.22	34.09	0.59	0.94
C 県	H5 4 6	湧水	自然林. 畑	7.60	350	5.90	131.95	74.68	22.04	184.26	47.76	0.51	2.33
A 県	H6 7 3	沼	水田	7.37	300	6.04	33.62	25.77	11.04	35.72	22.73	nd	2.10

1989年以降に集積したデータから、硝酸態窒素10mg/L以上、5～10mg/Lの地点の水質を採水地点の土地利用との関係から整理して、表3、表4に示す。畑地帯では高濃度の硝酸態窒素がしばしば検出される。窒素投入量の多い集約畑地帯や茶園地帯では濃度が高く、とりわけ畜産と野菜作の普通畑地域に高濃度の硝酸態窒素が検出されている。このよう地域の実態は全国規模での環境保全型農業の推進に併せて、各自治体で地下水水質の調査が行われ、硝酸汚染の実態はほぼ明らかになっていると思われるが、農業サンドのデータの公表、取り扱いは、以前同様にきわめて慎重である。

2. 農業サイドの硝酸問題の解決にむけて -県農試のとりくみ-

埼玉県北部露地野菜産地(台地)の深谷市、岡部町を中心とした地域はネギ、キャベツ、ブロッコリー、ダイコンなどの野菜栽培が盛んな地域であり、本県の主要な露地野菜産地を形成している。当地域は多頭飼育畜産経営の定着化、高収益畑作物への転換、一方では未利用農地の増加、畜産系糞尿の投棄・多量施用、担い手不足による単作化など環境への窒素負荷量は偏在化の傾向にある。

台地上の露地野菜産地(複合土地利用台地)は標高70m～50mのなだらかな扇状台地(黒ボク土、淡色黒ボク土)上にある。台地は荒川の扇状台地で、2～3mのローム層が覆っている。帯水層の地層は第4紀の洪積層で、砂礫層、粘土、混じり砂礫層、粘土・砂礫の互層である。砂礫層が当地域で浅井戸として使用されている。帯水層の厚さは11～13m、集水域は約60km²である。地域の土地利用は上端(標高90～100m)から山林、桑園、酪農、植木、集落、露地野菜、低地との境界(標高40m)が市街地、露地野菜、施設野菜、これに続く低地面(標高35～30m)が水田となっている。

そこで、当地域の土壌・水質の実態を調査し、土壌診断による施肥改善、緩効性肥料による施肥窒素の削減、輪作体系など総合的地下水汚染防止対策を検討している。

1) 基幹作物ネギに対する緩効性肥料の施用効果と硝酸性窒素のモニタリング

ア) 調査地区の水質環境

約10haの圃場に設置した観測井戸の硝酸態窒素濃度は10以下～60mg/L以上、また、畑地の暗渠排水や地表排水中の硝酸態窒素濃度は25～80mg/L以上である。地表排水としても、高濃度の硝酸態窒素が地区外へ流出している。いずれも、硝酸態窒素濃度は大きな季節的

変動がみられるが、施肥時期との関係は明らかでない。特に、多雨時には畑暗渠集水の水質はEC: 1.0dS/m NO₃-N: 100mg/Lを上回って高濃度の流出が見られる。当地域で下層土を含めた土壌調査によって、作土層から下層へのNO₃-Nの移行が確認された。

イ) 圃場投入窒素量(現地実態調査)

当地域における標準の窒素施用量はネギ27~28kg/10a(基肥: 2~3kg, 追肥: 8月上6kg, 9月中12kg, 10月中7kg), キャベツ27.2kg/10a, プロッコリ21.0kg/10aであり, その他に, 堆きゅう肥を2~4t/10a(N成分として19kg/10a)施用している。年間の窒素施用量は平均52kg/10aである。

ウ) ネギに対する緩効性肥料の選定と施用効果

秋冬作ネギの時期別の窒素吸収を明らかにして, 窒素吸収にほぼ適合した緩効性窒素肥料を選定した(ロング140タイプ+CDU, 図1)。溝全量施肥, 全層全量施肥, 窒素の減肥量について試験を行い, 被覆窒素肥料+溝施肥によって, 21~22kg/10a(慣行施肥の約2割減肥)施用で, 化成肥料慣行施肥に比べて, 120~150%増収した(現地施肥試験の成果, 表6)。また, 実証農家5軒の平均収量指数(平成8年の出荷箱数/10a)は104%, 実収入は慣行区とほぼ同程度であった。ただし, 生産性を維持したまま, 慣行栽培区(N25kg)に比べて, 肥料投入量を45%(N量14%), 作業時間を50%削減できた。

本事業は1991年度から, 肥効調節型肥料導入実験事業として, 約10haのネギ圃場で, 17軒の農家の協力によって行っている。被覆窒素肥料の導入は1995年以降であり, 同資材は肥料費が慣行施肥体系に比べて132%と高いにもかかわらず, 各地区のネギ生産農家に普及拡大している。その大きな要因は省力施肥, 減肥効果, 安定した収量性にある。

ネギ後の春キャベツの施肥はネギの残効を考慮して, 追肥体系(窒素6kg/10a, 硝酸化成抑制剤入り肥料を施用)を奨励した。その結果10haのネギ圃場に設置した観測井戸(深さ3mと6mの4ヶ所)の硝酸態窒素濃度は被覆窒素肥料の導入と減肥を実施した1995年以降に濃度低下のきざしがみられる(図2)。

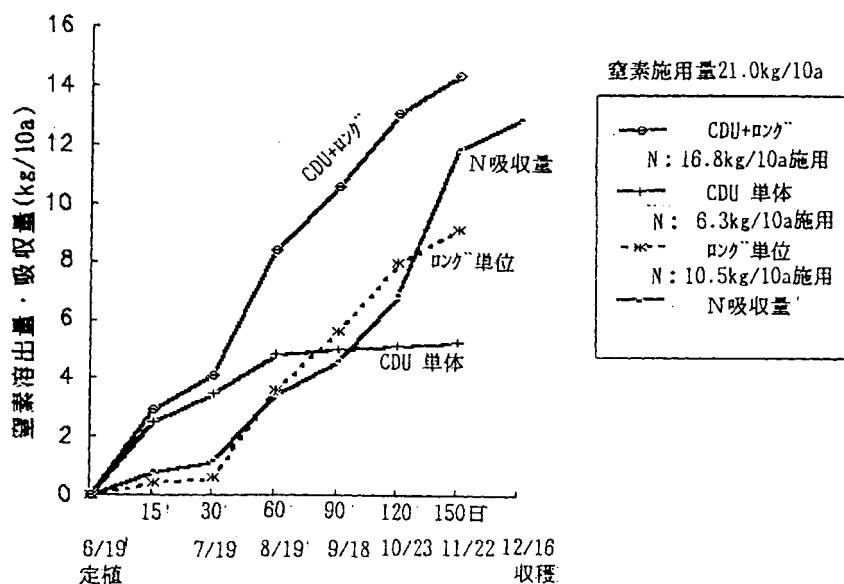


図-1 ロング・CDU減肥区の窒素溶出量, ネギの窒素吸収量の推移

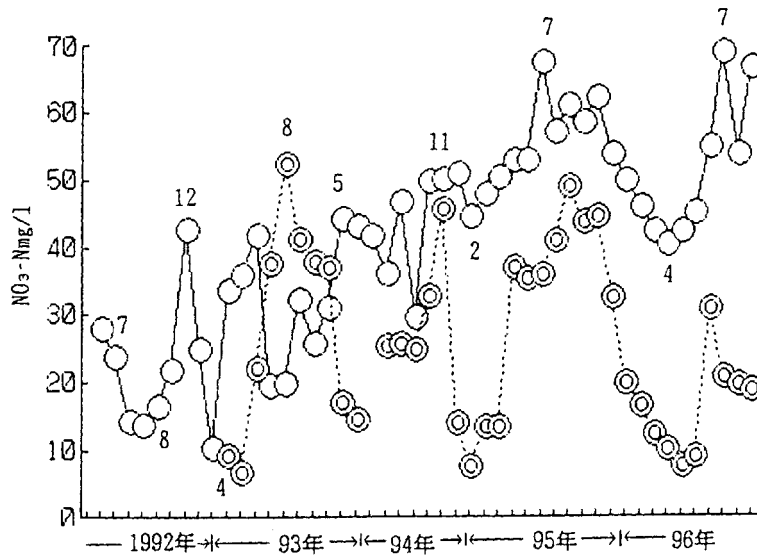


図2 緩効性肥料施用圃場，普通化成肥料施用圃場に設置した観測井戸の硝酸態窒素濃度の推移

- (井戸の深さ3m)
- 対照圃井戸(普通化成肥料)
 - 試験圃井戸(緩効性肥料，3圃場の平均値)

表5 被覆窒素肥料施用とネギの収量指数，窒素利用率

区	収量指数	窒素利用率 %
無肥料	43~52	
慣行標肥・溝施肥	100	17~29
同2割減肥溝施肥	77	14~24

被覆N肥料溝施肥	104~150	36~42
同2割減肥溝施肥	106~144	38~43

被覆窒素：ロング+CDU

表6 現地実証圃場のネギ収量調査及び品質

区	N施肥 kg/10a	出荷等級 箱数/10a							収入 円/10a	肥料代 円/10a	労働時間 h/10a	
		3L	2L	L	M	S	曲	B				合計
被覆窒素肥料	21.6	27	307	167	45	19	42	110	717	422,951	29,328	126
対照(慣行)	25.0	9	286	193	50	15	76	58	687	421,267	22,238	252

工) 緩効性肥料は硝酸態窒素の溶脱を軽減できるか？

演者は場内のライメータ(2mX2m, 深さ1m)を用いて、ネギ-キャベツに被覆窒素肥料、化学的合成緩効性肥料、硝酸化成抑制材入り肥料を施用(いずれも、全量施肥)して、1992～1997年に硝酸態窒素の溶脱を調査した。その結果、硝酸態窒素の濃度、溶脱量は栽培期間中の降雨量に大きく影響を受け、これまでの現地調査の結果を裏付けるものであった。しかし、緩効性肥料区は概ね硝酸態窒素の溶脱時期をわずかに遅らせる効果は伺えたが、浸透水中の濃度は緩効性肥料の如何を問わず、いずれも高濃度であった(図3.)。むしろ、慣行区(化成肥料区：基肥-追肥体系)の濃度が低く推移した。

また、表5のネギの窒素利用は慣行施肥区14～29%、被覆窒素施用区36～43%に見られるように、作物によっては緩効性窒素の施用によって、施肥窒素の利用効率を水稻並(50～80%)に飛躍的に向上させることは難しいと思われる。従って、緩効性肥料の施用によって、硝酸態窒素の溶脱を軽減する効を直ちにを期待することはできない。ただし、ウ)に示したように、作物の窒素吸収と、施肥窒素の溶出パターンが比較的一致する緩効性肥料(被覆窒素+CDU入り肥料)を選定することによって、また、これまでの全層施肥法から溝に施肥する等の施肥法の改善によって、減肥が可能になった。

露地野菜畑から窒素の溶脱を軽減するには 窒素投入量の削減 窒素の下層への溶脱を軽減する等のいずれかが有効と考えられる。前者については、施用有機物の窒素量と肥効率を考慮して、定植時の無機態窒素量を勘案した施肥設計も重要であるが、緩効性肥料の適正な選択、施用によって、施肥窒素量を削減でき、これによって、下層への硝酸態窒素の溶脱総量、濃度を低減できる。ここに、緩効性肥料の施用効果が期待できる。

後者についてはマルチ栽培、禾本科作物を導入した輪作体系が考えられる。キャベツ連作畑にエン麦を導入し、窒素の溶脱軽減効果を検討した。概要を紹介する。

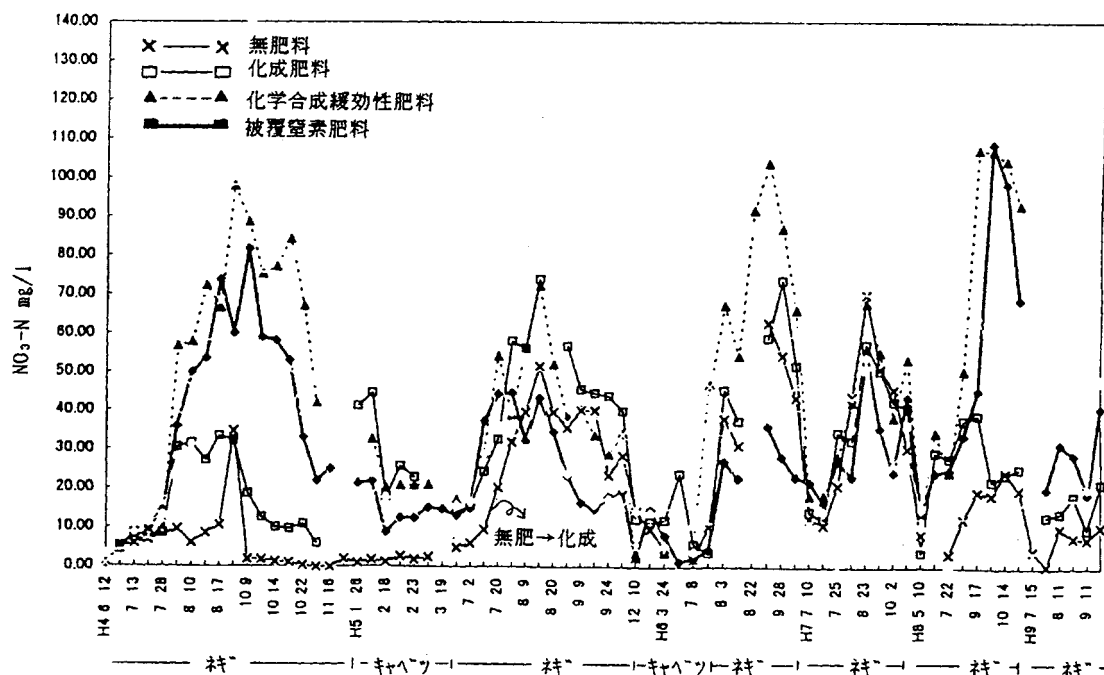


図3 ライシメータ試験による硝酸態窒素の溶脱調査(2m×2m)
(緩効性肥料：全量基肥、化成肥料：基肥+追肥)

2) エン麦導入による露地野菜畑の硝酸態窒素溶脱軽減効果

1991年9月以降、キャベツ連作圃場で下層への硝酸態窒素の移行(土壤溶液濃度)を調査している。作土から2m下層間の硝酸態窒素濃度分布は時期、年次により大きな変動がみられる。その主な要因は、施肥時期、家畜糞の施用時期、降雨量であった。施肥直後は作土の硝酸態窒素濃度は作土で高く、下層で低い(図4：1996年～1997年)、また、多量の鶏糞が投入された直後は表層が高濃度である(1993年5月)、同地点では約1年後に2m下層の位置で硝酸態窒素の濃度上昇がみられた。概ね、休閑期には下層で濃度が高い(1994年～1995年)傾向にある。

以上の結果から、畑圃場では年間を通じて、肥料、家畜糞等からの窒素が浸透溶脱していることが伺える。そこで、露地野菜畑地域で硝酸態窒素の溶脱の実態を把握するために、比較的に家畜糞の施用が行われている地区について、下層土を重点に土壤調査を行った。代表的な圃場について、土壤中の硝酸態窒素含量の層位別分布を図5に示す。作土～下層土の硝酸態窒素含量は圃場によって、大きく異なっている。827-1圃場は作土0～10cmで高い(おそらく、家畜糞の施用直後と思われる)。820-1圃場は作土よりも、下層土で硝酸態窒素濃度が高い。代表的な4圃場の調査から、作土の硝酸態窒素が下層へ溶脱される現象が伺える(当地の浅層地下水中和及び暗渠排水中の硝酸態窒素濃度は高い)。

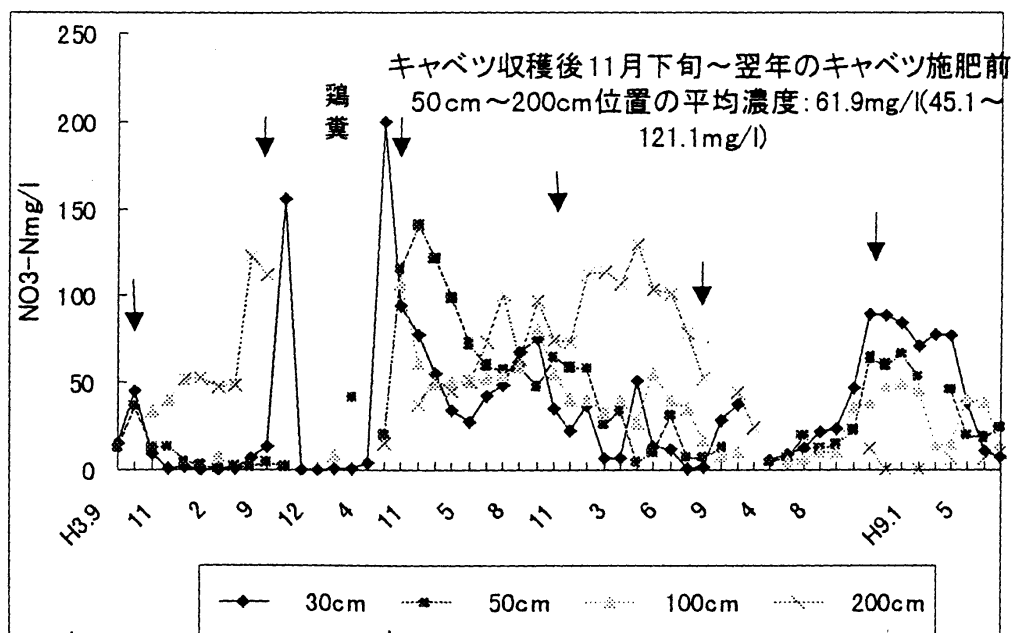


図4 キャベツ連作圃場(作土～2m)の土壤溶液中の硝酸態窒素濃度

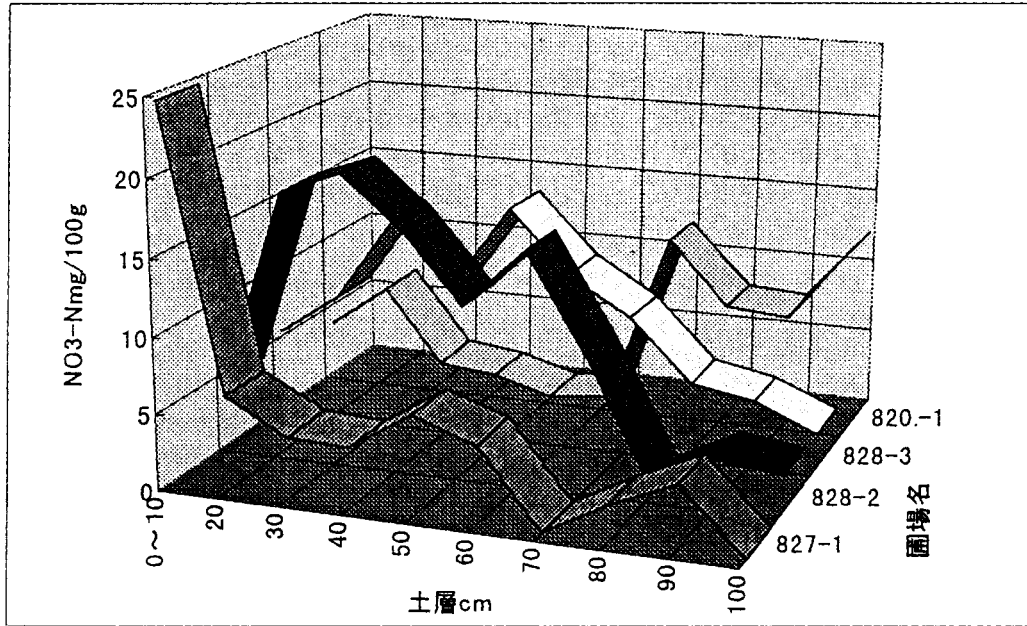


図5 露地野菜産地における作土～下層土壌の硝酸態窒素含有分布(実態調査)

土壌溶液の硝酸態窒素濃度は下層土を含めて、高い濃度を示した。地下水の硝酸汚染防止の観点から、硝酸態窒素の溶脱を軽減する営農対策を必要とした。

そこで、キャベツ連作圃場で硝酸態窒素の溶脱防止に役立つと思われる営農的対策を検討し、伸根性のエン麦を1994年以降に導入した。その結果、エン麦(1月下旬～7月上旬)の導入によって、硝酸態窒素の作土から下層への溶脱を明らかに軽減することができた。キャベツ-エン麦圃場では、輪作3年経過後には下層1～2mの土壌溶液中の硝酸態窒素濃度が10mg/L以下に低下した(図6)。この効果は、硝酸態窒素の層別分布でも明らかに認められ、エン麦を導入しないキャベツ連作圃場では、作土～下層土まで、硝酸態窒素含量が比較的高く、94年は20～30cmの位置で、95年は90～100cmの位置で硝酸態窒素が高い。エン麦跡地では下層土の硝酸態窒素含量が著しく低下した(図7)。これは、下層土の硝酸態窒素が伸根性のエン麦に吸収されたことを示している。

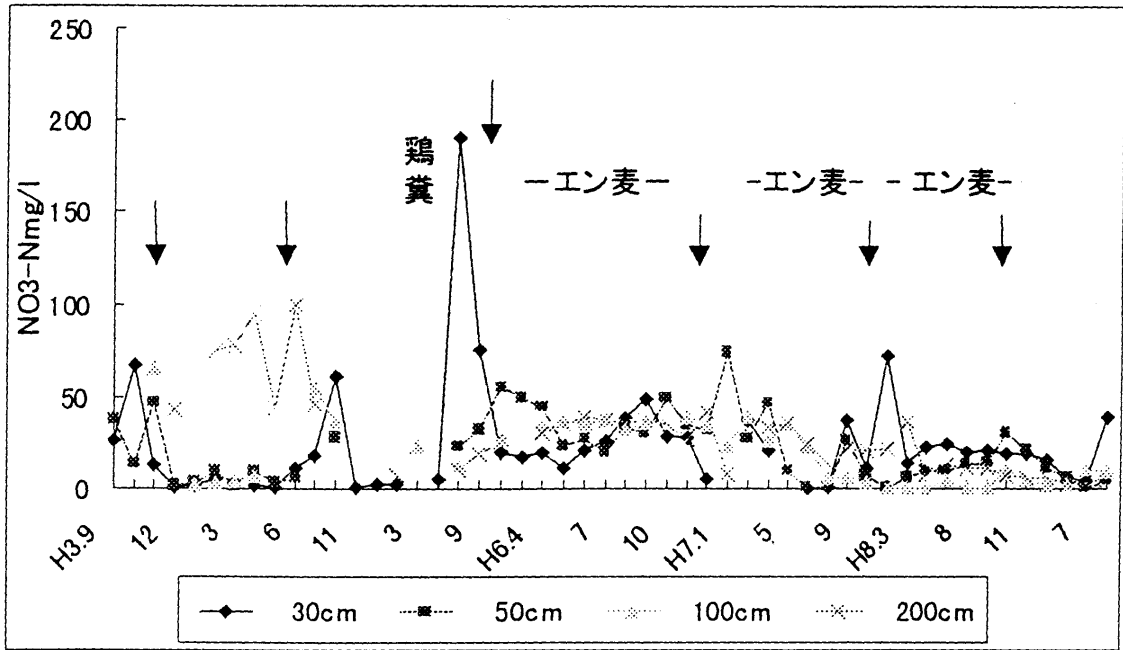


図6 エン麦導入圃場(1994年以降)の土壤壌溶液中の硝酸態窒素濃度

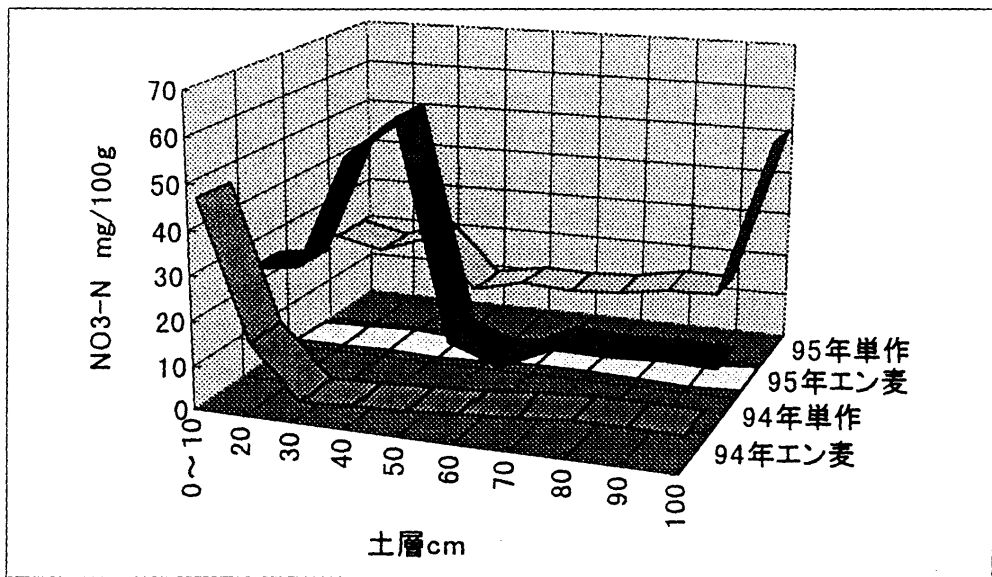


図7 キャベツ-エン麦跡地の作土~下層土壤の硝酸態窒素含量分布(試験圃場)

ここで導入したエン麦は硝酸態窒素の溶脱を軽減する目的で栽培するために、それに応じた栽培管理が必要になる。キャベツ後のエン麦は無肥料とし、1~2月に播種、第1回の刈り取りを5月下旬~6月上旬の出穂期に、根際から10~15cm程度の高刈りをし、そのまま土壤表面を被覆する。7月上旬の出穂前に第2回の刈り取りを行う。エン麦の土壌すき込みはキャベツ定植前の25~30日とする。これによって、キャベツの収穫期までに、エン麦から約14kg/10aの窒素が発現する。

キャベツは収穫期まで、窒素を必要とするため、減肥が難しい作物であるが、エン麦を緑肥としてすき込みことによって、標準施肥量で157%(キャベツ連作圃場に対する収量比)に増加、また窒素量を2割減肥した場合でも138%の増収が得られた。緩効性肥料の全量基

肥では、10月上旬の追肥を削減でき、さらに、緩効性肥料は施肥窒素の利用率が高まり、2割減肥でも高い収量が期待できる(表7)。

表7 エン麦すき込み圃場のキャベツ収量、窒素利用率

区		結球収量 t/10	収量 指数	窒素利用率 %
単作	無窒素	0.97	31	
	慣標肥	3.09	100	38.8
	慣2割減	2.82	91	33.9
エン麦導入	化成標肥	4.85	157	56.1
	同2割減	4.26	138	46.7
	被覆N肥	4.62~5.02	150~162	59~77
	同2割減	4.48~4.83	145~156	62~80

(平成5~7年の平均)

3) 地域の水質環境保全を考慮した畑地への窒素投入量と窒素浄化ゾーン(水田)の保全

ア) 複合土地利用台地の窒素環境容量

複合土地利用台地の流域面積は5,254ha、耕地面積2,477ha、人口39,852人、家畜頭数(乳牛4,080頭、肉牛8,650頭、豚14,980頭、鶏140万)について窒素収支を求め、環境流出窒素の地下浸量をだまかに推定した。窒素負荷源を農作物系、家畜系、生活系に区分し、生産として投入された地域窒素流入量(窒素固定量を含まない)、施肥窒素の作物利用率、家畜糞尿の農耕地還元率を考慮して、環境に排出された窒素量を環境窒素流出量、降雨によって地下へ移行する窒素を地下浸透窒素量としてそれぞれ算出した(図7)。

地域窒素流入量を負荷源別にみると、畜産系が他の負荷源に比べ圧倒的に多く、70%近くを占め、生活系が約25%、農作物系が約7%であった。環境流出量に地下浸透による浸透率(30%と仮定)を乗じ、地下水に移行すると思われる窒素量を地下浸透窒素量として求めると、地下への浸透窒素量の88.6%が畜産系であり、農作物系は10.9%、生活系は0.5%であった。

次に、年間の降雨量から畑地の蒸発量を差し引いた値に面積を乗じた量を降雨の地下浸透水量(地下水かん養量)とし、上記で求めた地下への窒素浸透量を地下浸透水量で割った値を地下水の推定窒素濃度とすると、16.3mg/Lとなる。以上の結果から、台地の単位面積あたり地下浸透窒素量は127kg/年/haと推定された。地下水の硝酸態窒素濃度10mg/Lを考慮して、当地域では地下浸透窒素量193,000kg/年(77.9kg/ha)、地下浸透率30%、脱窒5%の場合には273kg/ha/年が農地に施用可能な窒素流入量(土壌環境容量)となる。現状の窒素投入量から判断して、地下水への負荷が発生することは明らかである。

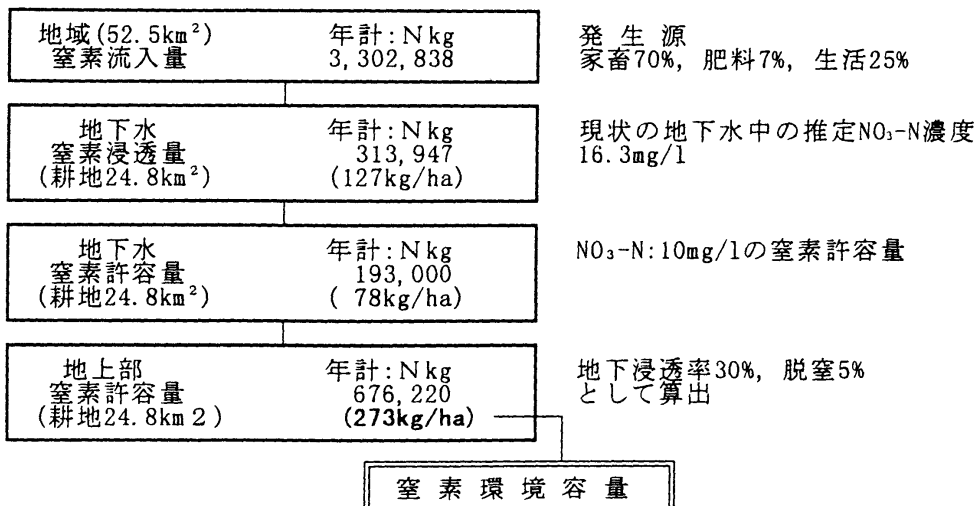


図7 複合土地利用台地の窒素環境容量

イ) 低地水田の窒素浄化量と水田の適正配置

上記の複合土地利用台地から低地面の水田地帯に高濃度の硝酸態窒素が流入する4haの水田集団を対象に、年間の水収支および硝酸態窒素の流入量、流出量の調査から水田生態系のもつ硝酸態窒素の浄化量を検討した。

水源のNO₃-N濃度約30mg/Lを灌漑する水田生態系の窒素浄化量は灌漑期(6~9月)が166kg/ha(1.4kg/ha・日)、非灌漑期134kg/ha(0.55kg/ha・日)、通年では300kg/ha(0.82kg/ha・日)であった。この場合、水田生態系の窒素浄化能(Ng/m²・日)は流入濃度(N mg/L)の0.005(灌漑期)~0.002(非灌漑期)倍、年平均では0.0027倍となる。次に、平均濃度21.5ng/lの湧水を灌漑している10aの水田で、灌漑期間の浄化量を検討した結果、0.19g/m²/日であった。同水田で、24時間のかけ流し灌漑条件で調査した場合には、灌漑時の窒素浄化量は0.186~0.392kg/10a・日であり、窒素浄化能は流入濃度の0.009~0.018倍であった。このように、土地連鎖系にある低地水田のNO₃-N浄化能は、概ね、流入濃度の0.002(非灌漑期)~0.018(最大の負荷時)倍である。

地形連鎖系に位置する低地水田の窒素浄化量

水田小集団の調査	: 水田 4ha							
・ 地域の選定	: 地下水を灌漑							
・ 流入水量, 流出水量	: 灌漑期, 非灌漑期, 流量測定							
・ 流入水濃度, 流出水濃度	: 流入濃度31mg/l							
・ <u>単位面積窒素浄化量</u>	<table border="0"> <tr> <td rowspan="3" style="font-size: 3em; vertical-align: middle;">{</td> <td>灌漑期</td> <td>1.4kg/ha/日</td> </tr> <tr> <td>非灌漑期</td> <td>0.6kg/ha/日</td> </tr> <tr> <td>年計</td> <td>300kg/ha/年 (0.08g/m²/日)</td> </tr> </table>	{	灌漑期	1.4kg/ha/日	非灌漑期	0.6kg/ha/日	年計	300kg/ha/年 (0.08g/m ² /日)
{	灌漑期		1.4kg/ha/日					
	非灌漑期		0.6kg/ha/日					
	年計	300kg/ha/年 (0.08g/m ² /日)						
一筆水田の調査	: 通常の管理水田							
・ 地域の選定	: 湧水灌漑水田							
・ 流入水量, 流出水量	: 流量測定							
・ 灌漑水濃度, 排水濃度	: 流入濃度21.5mg/l							
・ <u>単位面積窒素浄化量</u>	<table border="0"> <tr> <td rowspan="2" style="font-size: 3em; vertical-align: middle;">{</td> <td>灌漑期</td> <td>-0.037~1.86g/m²/日</td> </tr> <tr> <td>平均</td> <td>0.19g/m²/日</td> </tr> </table>	{	灌漑期	-0.037~1.86g/m ² /日	平均	0.19g/m ² /日		
{	灌漑期		-0.037~1.86g/m ² /日					
	平均	0.19g/m ² /日						

上記の複合土地利用台地から流出する硝酸態窒素量は年間28～50×10⁴kgと推定され、この量を浄化に必要な水田面積は、水田生態系の硝酸態窒素浄化量300kg/ha/年から、933ha～1,668haとなる。すなわち、水田の窒素浄化能が0.0027～0.0046の場合、畜産系や肥料系等から高負荷の窒素が加わる地域では、台地の耕地面積に対して、その末端に4割(水田に流出する硝酸態窒素濃度が約20mg/Lの場合)～7割(同：約30mg/Lの場合)の水田を配置する必要がある。

ウ)環境中に流出する硝酸態窒素の除去対策

これまで、複合土地利用台地から硝酸態窒素の環境中への流出を軽減する対策として、施肥量の減肥、輪作体系の導入等の営農対策、水田による硝酸態窒素の浄化量、水田生態系の適正配置等を指摘した。台地～低地水田の地形連鎖系をもつ地域では流出する硝酸態窒素の多くは低地の水田地帯で浄化される。すなわち、水田を基盤とするわが国の大部分の農耕地は自己完結型の浄化機能を備えていることになる。しかし、これら対策を実施した場合でも、農業生産が続く限り農地から硝酸態窒素の流出は進行し、また家畜糞尿、窒素肥料の施用を規制することは困難である。小地域に限っては地表水を含めて、環境基準(未定)10mg/Lを十分にクリアすることは不可能であると考えている。

そこで、演者は植物や農業用資材の浄化力を有効に活用し、有用作物(クレソン、エンサイ、マコモダケ等)や親水機能の向上に役立つ植物(カヤツリグサ、ホテイアオイ等)と濾材(生物学的脱窒に有効な資材)を組み合わせたBGF水路を試作して、畑地排水の窒素浄化に有効な農村向けの水質浄化技術の開発を進めている(図9)。

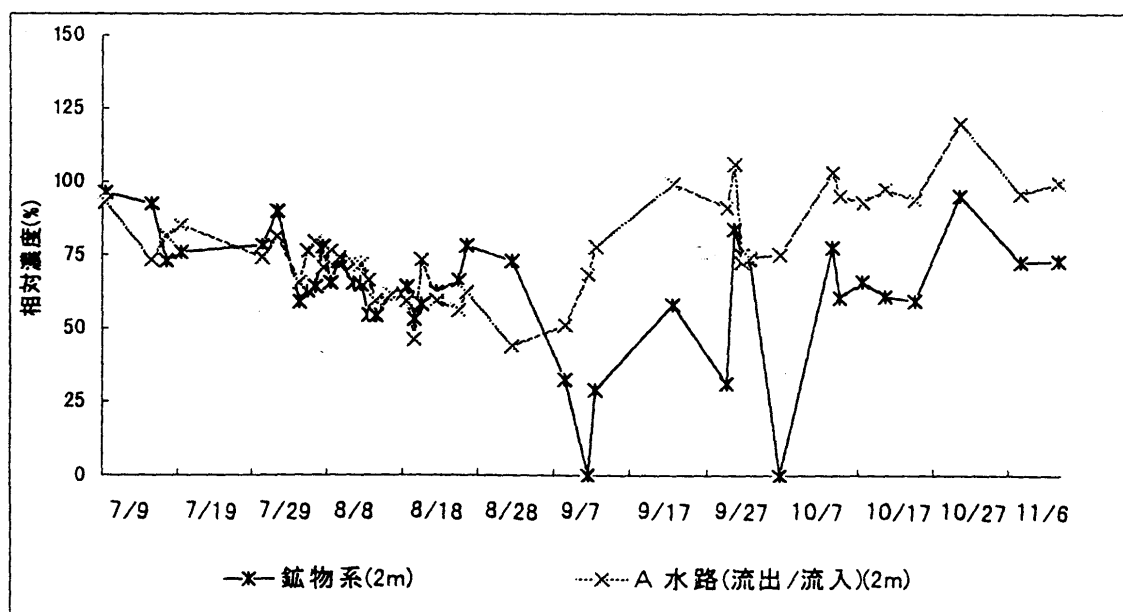


図9 植物系A水路(ゼオライト+カヤツリグサ)と鉬物系水路(ゼオライト+イウ+硫化鉄+石灰岩)の硝酸態窒素相対濃度の比較(調査期間:7月～11月, 相対濃度:流出濃度/流入濃度・比)

3. 住民共同による流域水質管理型社会を目指して

1994年から環境保全型農業が全国規模で展開し、これに伴い多くの環境保全対策技術が得られている。しかし、有効な技術が開発されたにも係わらず、一部の地域を除いては地域環境を改善するには至っていない。1996年の夏にイギリスのNSA事業(硝酸汚染地域改善対策事業)が行われているへ地区を視察する機会を得た。行政-研究機関-普及-住民が一団して取り組んでいる。本事業では、まず農家に潜在的な硝酸汚染の危険性を認識してもらい、硝酸塩の削減を図ることをねらいとしている。残念ながら、わが国では環境政策

の事業背景や主旨説明が不十分であり、特に、硝酸汚染に関しては末端の行政組織や農家の認識は薄いと常々感じている。これまで農業技術の開発は農家経営の向上をめざし、開発された技術は普及組織を通じて現場へ伝わってきた。しかし、こと環境問題に関して、多くの場合、困難が予想される。それは 農家の経営にとって負担となる 誰が行い、誰がコストを負担するか、農業者だけに求めるのは酷である。

今日、世界中の畑作地帯では地下水の硝酸塩濃度の上昇傾向がみられ、地下水を水源に依存している地域は深刻な問題をかかえている。これまで指摘してきたようにわが国でも畑作地帯の水質環境の劣化は同様であるが、その問題解決に向けて農業関係者の認識はきわめて低いのが現状である。私は地域住民の参加による共同意識なしでは達成できないと考えている。