

日本の地下水・湧水等の硝酸態窒素濃度とその特徴

Nitrate concentration of groundwater and spring water in Japan

藪崎 志穂*

Shiho YABUSAKI*

立正大学地球環境科学部

Faculty of Geo-environmental Science, Rissho University

摘 要

1970年代以降、全国の地下水等で硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)の濃度が上昇し、深刻な問題として着目され始めた。これらの起源は農耕地への過剰な施肥、畜産排泄物、家庭排水など複数にわたっており、汚染源の特定が困難で対策に苦慮する場合もある。環境省がとりまとめている概況調査の結果では、近年、地下水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は若干減少傾向にあると報告されているが、未だ高い濃度を示している地点も存在する。本稿では、茨城県のつくば市と、茶畑が多く広がる武蔵野台地北西部に位置する金子台、そして日本各地の湧水、河川水等を対象として $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の分布を示した。その結果、つくば市では施肥や家庭排水、金子台では茶畑への施肥の影響により $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が高くなっていることが示された。一方、全国サンプルのデータでは山間部に位置しているものが多いため、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は相対的に低いが、一部の地域では濃度が高くなっており、土地利用の影響に加え、地質の影響も及んでいることが考えられる。

キーワード：汚染、硝酸態窒素、水質、地下水、湧水

Key words : pollution, nitrate, water quality, ground water, spring water

1. はじめに

近年、日本各地で人為的な汚染が生じ深刻な問題となっているが、その一つに窒素による地下水や湧水の汚染を挙げることができる。窒素は生体内においてタンパク質を構成する主要な元素であり、人間を含め生物には不可欠なものである。窒素は自然界を循環しているが、近年、農耕地への化学肥料の大量施肥や、化石燃料の過剰な利用、食料・飼料の輸出入により窒素循環のバランスが崩れてしまい、環境中へ様々な悪影響を及ぼしている。

窒素原子が生物に利用される形態として、+5価の硝酸塩、+3価の亜硝酸塩、+2価の一酸化窒素(NO)、+1価の亜酸化窒素(N_2O)、0価の窒素ガス(N_2)、-3価のアンモニウム塩やアミノ酸、尿素、アミン類などの有機窒素があるが、一般的には硝酸態あるいはアンモニア態の窒素の形態で植物に吸収されることが多い¹⁾。こうしたことから、農耕地では窒素肥料と硫酸や硝安などの無機化学肥料が多く施用されている。1970年代以降、世界的な食料生産の増加に伴ってこうした化学肥料の施用量が増大し、それに伴い地下水中の硝酸態(硝酸性)窒素や亜硝酸態(亜硝酸性)窒素の濃度が非常に高くなる地域が認められるようになった。日本においても1970

年代から硝酸態窒素や亜硝酸態窒素による地下水汚染が極めて深刻な問題となりはじめていたが、1990年代に入り社会的な関心が高まったことで一般的にも関心をもたれるようになった^{2),3)}。

飲料水中の硝酸塩(窒素)を多量に摂取し続けると、特に乳児の場合にはメトヘモグロビン血症になる確率が高く、酸素をもたない血液が多く流れるために顔や手足の皮膚の色が青紫色から暗紫色になる「ブルーベビー」といわれる症状(チアノーゼ)があらわれる⁴⁾。また、乳児のみならず成人でも胃や食道癌の発生につながる恐れがあるとされており⁵⁾、環境への負荷のみならず人体への健康被害にも関わるため留意しなければならない。WHOの国際水質基準では、 NO_3^- として50 mg/l($\text{NO}_3\text{-N}$ としては11.3 mgN/l)以上を含有する場合に中毒になる可能性があることを指摘している。日本でも、こうした対策の一環として、1993年に「水質汚染防止法」が改正され、硝酸態窒素および亜硝酸態窒素は要監視項目に指定された。また、硝酸態窒素および亜硝酸態窒素は1999年に「公共用水域及び地下水の人の健康の保護に関する水質環境基準」に追加され、値は10 mgN/l以下と定められた。これは NO_3^- 濃度に換算すると、44.3 mg/lに相当する。2004年4月1日から施行された「水質基準(水道法第4条)」

受付：2009年11月23日、受理：2010年3月30日

* 〒360-0194 埼玉県熊谷市万吉1700, e-mail: yabusaki@ris.ac.jp

では、亜硝酸態窒素が水質管理目標設定項目に指定され、その目標値は0.05 mgN/l(暫定)となった⁶⁾。このように水道水ではある一定基準以下での濃度が保たれているが、実際、環境中に存在している水(地下水や湧水、河川水など)では高濃度の硝酸態窒素が含まれている場合もあり、その対策を要する地域もある。

本稿では、現在の国内の地下水や湧水などの硝酸態窒素濃度の分布とその要因について、事例を挙げて解説する。

2. 国内の硝酸態窒素濃度の現況について

表1は、日本各地の地下水中の硝酸態窒素濃度の調査例に関して、田瀬¹⁷⁾によってまとめられたデータに一部加筆したものである。傾向として、茶の栽培地域では相対的に硝酸態窒素濃度が高いことがあらわれている。茶葉の生産には施肥が欠かせず、施肥基準量を超える施肥が施されている地域もあり、こうしたことが地下水へ高濃度の硝酸態窒素負荷を与えてしまう原因となっている。そのほかには、レタスやキャベツなどをはじめとした葉物の野菜やサトウキビ、果樹栽培においても多量の施肥がおこなわれているため、これらの栽培地域の地下水中の硝酸態窒素濃度も相対的に高い値を示している。さらに、畜産地域では家畜排せつ物の影響により地下水に高濃度の硝酸態窒素が含まれている場合もある。Ishiら¹⁸⁾の研究では、家畜の飼育高密度地域と窒素の高濃度地域との関係に高い正の相関を有することが認められており、家畜排せつ物の畑地還元や堆肥化では対応できない状況となっている地域

もあらわれはじめていると考えられる。また、近年、環境に優しいとみなされ化学肥料に代わり利用が増加している有機肥料(堆肥)の過剰な利用は、場合によっては地下水中の硝酸態窒素量を増やす原因となることも田瀬¹⁹⁾により指摘されている。化学肥料の代替として堆肥を畑地に長期間多投入した場合、化学肥料と同様に溶脱による窒素負荷が生じることが確認されており²⁰⁾、環境負荷の低減のためには、土壌中における有機肥料を起源とした窒素の動態についても把握する必要があると考えられる。また、生活排水が汚染源となっている場合もある。生活排水からの窒素負荷の中で最も高い割合を占めているのはし尿であり(全体の約80%)、下水道施設が整っていない地域で多く用いられている単独浄化槽などで処理しきれなかった窒素が環境中へ多く放出されていることが懸念されている。

各地で実施された地下水質概況調査の結果の中から、硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素の水質環境基準(10 mgN/l)の超過率について表2に示した。この表では、多くの地域で基準値を超えていることが示されており、環境中への窒素負荷が大きいことが示唆される。特に、茨城県のデータでは1968年時点で超過率が36.4%と非常に高い値を示していることから、1960年代後半から既に環境基準を超える地点が多く、地下水中の窒素汚染の問題が顕在化していたことが伺える。静岡県西部や埼玉県北部の深井戸で観測された経年変化のデータにおいて、1983年ごろを境として硝酸態窒素の濃度が急上昇したとの報告があり²¹⁾、こうした特徴は全国的にもあらわれていたと考えられる。一方、茨城県のデータ(1968年、1992年、2007~2008年)や群馬県のデータ(2000

表1 日本各地の硝酸態窒素濃度の調査例(田瀬¹⁷⁾を参考に一部加筆)。

県	地域(地形・地質)	作物・土地利用など	NO ₃ -N 濃度 (平均値, mg/l)	NO ₃ -N 濃度 (最少-最大値, mg/l)	引用文献
青森県	五戸町(台地)	ニンニク・キュウリ	-	0 - 48.0	青森県
山形県	庄内(砂丘)	メロン	-	0 - 71.2	鈴木・佐倉 ⁷⁾
群馬県	嬬恋村(火山山麓)	キャベツ	1.4	0.1 - 7.2	田瀬ら ⁸⁾
茨城県	つくば市(台地)	野菜など、畜産	4.2	0 - 24.6	水尻ら ⁹⁾
埼玉県	金子台(台地)	茶など	16.4	7.3 - 40.4	小川ら ¹⁰⁾
〃	〃	〃	-	-	岡田ら ¹¹⁾
〃	榑引(扇状地性台地)	野菜など	12.0	6 - 18	田瀬 ¹²⁾
〃	座間市(台地)	野菜など、住宅地	3.6	0 - 6.4	著者によるデータ(未公開)
東京都	国立・立川(段丘)	住宅地、野菜など	2.6	1.3 - 3.1	市民コミュニケーション委員会 ¹³⁾
長野県	菅平高原(盆地)	レタス	-	0.1 - 31.2	田瀬 ¹⁴⁾
静岡県	牧之原(台地)	茶	20.0	5 - 50	田瀬 ¹²⁾
岐阜県	各務原市(台地)	ニンジン	5.9	3 - 25	田瀬 ¹²⁾
長崎県	島原半島(火山山麓)	畜産	-	0 - 36	長崎県
熊本県	植木町(火砕流台地)	スイカ	8.2	- 26.4	廣畑ら ¹⁵⁾
宮崎県	都城市(盆地)	畜産	-	3.4 - 39.5	都城市
沖縄県	宮古島(石灰岩)	サトウキビ	7.0	0.4 - 24.6	近藤ら ¹⁶⁾
〃	〃	〃	6.7	1 - 16	田瀬 ¹²⁾
〃	那覇市(石灰岩)	〃	7.6	1.4 - 11.1	著者によるデータ(未公開)

表2 日本各地の硝酸態窒素濃度の超過率(田瀬¹⁷⁾を参考に一部加筆).

		超過率%(調査数)	観測年	調査主体
全国	15 都市	浅井戸: 10.7%(1083 箇所), 深井戸: 1.1%(277 箇所)	1982 年	環境庁
全国	15 都市	15.4%(182 箇所)	1991 年	農林水産省
熊本県	94 市町村	6.2%(2,835 箇所)	1988~2001 年	熊本県
茨城県		36.4%(6,525 箇所)	1968 年	茨城県
茨城県		26%(800 箇所)	1992 年	茨城県
茨城県		15.0%(133 箇所)	2007~2008 年	茨城県
東京都		3.2%(284 箇所)	2005~2008 年	東京都
千葉県		12.3%(179 箇所)	2008 年	千葉県
埼玉県		25.5%(51 箇所)	2008 年	埼玉県
群馬県		29.8%(151 箇所)	2000 年	群馬県
群馬県		19.3%(88 地点)	2006 年	群馬県

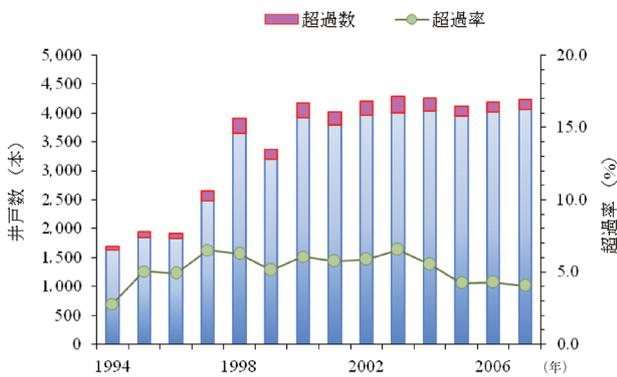


図1 環境省の概況調査による硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素の環境基準超過率の変化.

年、2006年)をみると、最近のデータほど超過率が低くなっている。調査場所や調査地点数の変更などがあるため、一概には比較できない点もあるが、地下水汚染の軽減のため農地への化学肥料の施肥量を少なくしたり、家庭排水などの浄化対策を推進することにより、近年では硝酸態窒素による地下水の汚染は減少傾向にあると推測される。

環境省による全国の地下水概況調査の結果をもとに、1994年から2007年までの地下水(井戸)の硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素の超過数の変化を図1に示した。この調査は地域の全体的な地下水質の状況を把握するために実施されており、2007年のデータでは全市区町村数(2008年3月31日時点で1,816市区町村)の約62%に相当する1,119市区町村が対象とされている。調査がおこなわれた井戸数は1994年では1,685本であったが、数は年々増して2007年では4,232本となっている。硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素の水質環境基準を超過した井戸数は、1994年では47本、2000年では253本、2003年では280本と最も多くなっているが、2007年では減少して172本である。超過率の経年変化をみると、1994年では2.8%であったが、その後上昇傾向にむかい、1997年では6.5%に達し、以後6%前後の値となっていたが、2004年から徐々に減少する傾向があらわれており、2007年では4.1%となっている。

この結果においても、近年では地下水中の硝酸態窒素濃度は若干ながら減少に転じていることが示唆される。

次に、地下水以外の状況についてみると、環境省による報告書(平成19年度公用水域水質測定結果)²²⁾の中で、4,370の調査地点のうち硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素の環境基準を超過した地点は、河川(調査地点:3,232地点)では7地点、湖沼(調査地点:370地点)及び海域(調査地点:768)ではいずれも0であり、河川水や湖沼水ではほとんどの地点で基準を満たしていることが示されている。しかし、湖沼の全窒素濃度の場合では環境基準の達成率はわずか11.4%となっており、湖沼では河川水や地下水などが流入する際に共に供給される窒素負荷の影響が大きいことが認められる。

地下水中の硝酸態窒素濃度に関する研究は多くおこなわれているが^{2), 17), 23), 24)}、それらのいずれにおいても現在でも高濃度の窒素が検出される地域があると報告されており、窒素による環境中への負荷の増大が懸念されている。特に、施肥や畜産、家庭排水などの影響をより強く受ける浅層地下水において硝酸態窒素濃度は高くなっており、土壤中での挙動を含め水循環における窒素の動態について明らかにすることが必要とされている。

3. 硝酸態窒素濃度の観測例

次に、実際におこなった調査結果をもとに、日本各地の硝酸態窒素濃度の分布とその特徴について述べてゆく。調査方法であるが、調査地点ではEC(電気伝導度)、pH、水温、ORPを測定し、可能な地点では湧出量や流量についても計測した。サンプル水は100mlのポリプロピレン製の容器に保存して持ち帰り、ろ過をおこなった後分析を実施した。分析項目であるが、一般水質(Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺)はイオンクロマトグラフにより分析をおこない、HCO₃⁻はpH4.8アルカリ度滴定法を用いて定量した。結果はmg/lで表示している。

なお、本稿で用いた調査地点においては、 NO_2^- はほとんどの地点で検出されなかったため、考察からは除外した。また、結果には硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)の値についても併せて示している。

3.1 茨城県つくば市の事例

3.1.1 つくば市の地形・地質と土地利用

つくば市は茨城県の南西部に位置しており、多くの研究教育機関が集まる筑波研究学園都市を構成している。南北に30.4 km、東西に14.9 kmと南北に長い形状をしており、2009年4月現在の面積は約284 km²である。市の北部には筑波山が位置するほか、大部分は筑波台地で構成されており、低地と台地が入り組んだ地形となっている。つくば市の大部分を構成する筑波台地は、桜川及び小貝川に挟まれた標高10～30 m程度の洪積台地であり、市の西側の下妻市や常総市との境には小貝川、東側の土浦市との境には桜川が流れ、そのほかの河川(西谷田川、谷田川、蓮沼川、稲荷川、小野川、花室川など)によって開析された崖線を形成している(図2)。浅層部の地質層序は、上位から関東ローム層、常総層、木下層からなり、筑波台地における地下水面は通常地表面下10 m以内の関東ローム層や常総粘土層中に位置している²⁵⁾。一方、つくば市北西部に位置する筑波山は、女体山(標高877 m)と男体山(標高871 m)の双峰をなしている。八溝、鷲子、鶏足、筑波の4つの山塊からなる八溝山地が茨城県の南北に伸びているが、筑波山は南端の筑波山塊に属している。山頂部は斑れい岩で構成され急斜面を形成し、

山麓部は花崗岩や変成岩を基盤岩として、花崗岩が風化してできたマサ土が地表面を覆い緩斜面が発達している²⁶⁾。

土地利用であるが、桜川低地には水田が広がり、筑波台地は大部分が畑地と宅地で構成されている。面積の約4分の1を占めている畑地では、出荷量日本一を誇るシバやハクサイ、ネギなどの野菜が栽培されている。桜川低地を中心に各河川沿いに水田が発達し、また畜産などもおこなわれている。しかし近年では筑波研究学園都市を中心として都市化が進んでおり、宅地面積は増加傾向にある²⁷⁾。また、2005年8月にはつくば市と東京の秋葉原をつなぐつくばエクスプレスが開通し、以来つくば市の都市化はさらに進みつつある。一方、筑波山はブナやアカガシなどの森林で覆われており、つくば市の林地面積の多くはこの地域に存在している。

つくば市の上下水道整備の状況は、上水道(簡易水道・専用水道含む)の普及率は2003年度末で68%(簡易水道等を含めると81%)、下水道普及率は2004年度に74.6%に達している。つくば市の上水は霞ヶ浦浄水場から供給されており、霞ヶ浦や地下水が起源となっているが、地下水の割合は5%～10%程度であり、ほとんどは霞ヶ浦から取水された水である。茨城県土浦市大岩田地区に設置された浄水場で浄化され、つくば市内に配水されている。水と汚水の排水はそれぞれ別系統で処理する分流式となっており、雨水は分散放流されている。汚水は筑波研究学園都市公共下水道及び霞ヶ浦常南流域下水道に集めて利根町の終末処理場で高度処理され、利根川に放流されている²⁷⁾。

3.1.2 つくば市の湧水等の水質、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度

つくば市には、筑波山山麓を中心に湧水や地下水が広域にわたって分布しているが、都市化に伴う水文環境に変化が生じていることが指摘されており²⁸⁾、湧水の保護・保全に向けた取り組みが必要であると考えられる。こうした対策には、湧水の湧出機構や水質特性を把握することが必要である。そこで、それらの水質特性などを明らかにすることを目的として、2005年から2006年にかけてつくば市周辺の湧水(32地点)、地下水(2地点)、河川水(4地点)を対象として調査・解析をおこなった。

調査結果を表3に、硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)の濃度分布を図2に示した。つくば市の湧水は湧出量が1,000 ml/sを超えるものが少なく、過半数は50 ml/sに満たない湧水であることから全体として湧出量は少量であるといえる。また地下水に関しては水位が数メートルと比較的浅くなっており、地表面の影響を受けやすい状況にある。EC(電気伝導度)の値をみると、筑波山地域に位置する湧水や河川水(地点No. 1、2、3、8、9、10、11、12、13、14、26、35、38)では69～216 $\mu\text{S}/\text{cm}$ となっており、市内全域のデータと比較すると相対的に低く溶存成分量

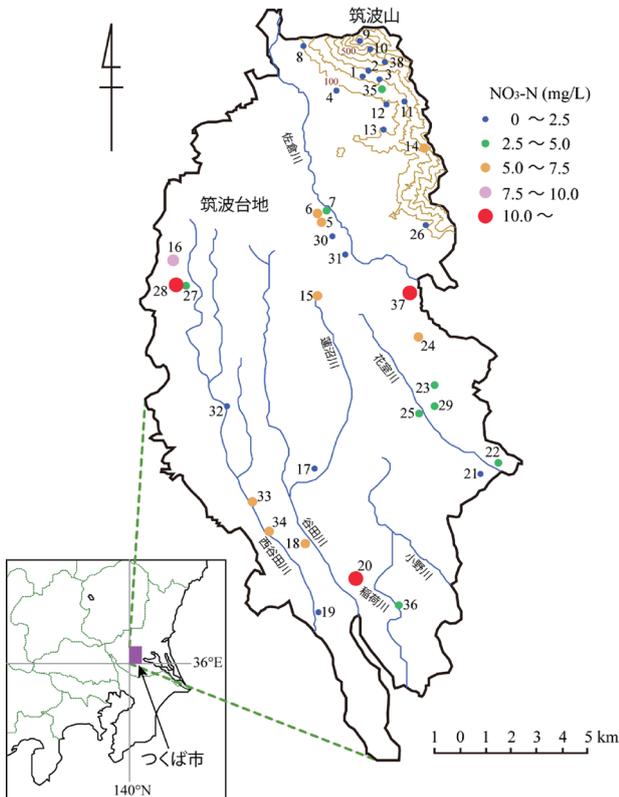


図2 つくば市の $\text{NO}_3\text{-N}$ 分布図。

表3 つくば市の湧水, 地下水の水質データ(水尻⁹⁾を参考に一部加筆).

No.	種別	採水年月日	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	水温 ($^{\circ}\text{C}$)	湧出量 (ml/s)	Cl^{-} (mg/l)	NO_3^{-} (mg/l)	$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l)	SO_4^{2-} (mg/l)	HCO_3^{-} (mg/l)	Na^{+} (mg/l)	K^{+} (mg/l)	Mg^{2+} (mg/l)	Ca^{2+} (mg/l)	SiO_2 (mg/l)
1	Sp	2005/7/24	184	7.44	16.2	-	15.6	6.5	1.5	10.23	75.0	12.0	2.5	5.2	19.5	23.5
2	R	"	111	7.14	16.3	-	6.1	6.7	1.5	5.00	41.5	5.0	0.0	3.3	13.5	18.9
3	Sp	"	69	6.95	13.3	1800	6.3	5.3	1.2	6.14	24.4	4.0	0.0	3.1	8.3	15.8
4	R	"	273	6.94	18.3	-	10.4	1.6	0.4	1.48	130.0	7.8	0.0	7.9	29.7	40.4
5	Sp	2005/7/30	330	6.85	20.4	280	21.4	23.3	5.3	61.30	28.1	13.7	4.4	9.1	25.7	32.7
6	Sp	"	341	6.13	23.1	30	15.6	28.1	6.3	63.66	41.5	9.6	2.9	11.5	29.0	34.3
7	Sp	"	322	6.69	24.7	30	13.8	17.0	3.8	44.59	75.7	10.3	2.1	10.7	29.8	28.9
8	Sp	"	132	7.53	23.8	15	4.5	2.4	0.5	4.31	47.6	5.3	0.0	3.6	12.5	25.9
9	Sp	"	71	7.42	12.5	<50	5.6	4.6	1.0	5.36	3.7	3.4	0.0	1.5	3.4	8.9
10	R	"	87	7.08	13.2	<100	5.3	10.8	2.4	4.84	11.0	3.5	0.0	1.8	6.5	12.0
11	Sp	"	216	6.27	18.6	80	8.6	9.9	2.2	9.68	68.3	14.5	0.0	4.0	18.5	27.2
12	Sp	"	119	5.72	15.3	40	9.9	6.6	1.5	5.09	14.6	10.7	0.0	1.4	4.5	36.7
13	R	"	125	6.30	18.8	152	9.6	3.4	0.8	8.94	28.1	11.1	0.0	2.4	7.0	37.7
14	Sp	"	131	7.16	18.5	<50	9.8	25.1	5.7	4.80	12.2	12.3	0.0	2.2	6.6	33.0
15	Sp	2005/7/31	235	5.70	18.2	<50	14.0	26.3	5.9	37.44	9.8	10.5	2.8	6.7	15.9	17.4
16	Sp	"	322	5.93	19.4	<50	16.7	39.5	8.9	49.38	29.3	11.3	8.2	12.0	20.2	22.5
17	Sp	" 128	7.64	19.7	10	4.5	0.2	0.0	0.74	57.3	7.2	0.0	4.9	7.9	40.3	
18	Sp	"	290	6.83	21.8	<50	16.9	28.7	6.5	29.42	56.1	20.1	4.1	8.0	18.8	20.4
19	Sp	"	221	7.11	24.4	<50	11.7	9.2	2.1	14.28	68.3	11.9	2.1	8.4	14.4	34.0
20	Sp	"	395	6.96	18.0	<50	31.1	44.6	10.1	51.17	51.2	16.1	0.5	17.8	26.9	44.0
21	Sp	"	246	6.02	20.7	<50	22.8	5.9	1.3	31.12	40.3	15.3	0.8	7.8	16.8	19.3
22	Sp	"	263	7.20	20.8	<100	7.9	11.2	2.5	42.73	63.5	14.5	0.7	9.4	19.7	55.7
23	Sp	"	316	6.40	18.7	-	12.7	21.9	5.0	32.14	89.1	13.3	5.4	10.7	26.0	64.3
24	Sp	"	270	7.34	16.3	110	23.2	28.0	6.3	17.19	53.7	16.7	0.7	7.6	18.7	53.5
25	Sp	2005/11/10	331	7.50	16.2	10	9.4	12.3	2.8	45.91	91.5	12.7	5.3	8.3	30.1	44.8
26	Sp	2005/11/13	101	7.02	14.1	1000	10.1	1.9	0.4	7.41	19.5	11.1	2.3	1.7	3.3	34.8
27	Sp	2005/11/14	297	5.90	15.2	240	24.4	17.2	3.9	66.05	9.2	8.1	7.4	9.0	23.9	23.3
28	Sp	"	434	6.33	16.8	<100	42.9	91.3	20.6	41.15	23.2	15.3	4.0	18.4	28.6	22.4
29	Sp	2005/11/17	317	6.61	16.5	280	14.5	19.2	4.3	58.31	52.5	16.1	2.4	15.1	18.2	35.8
30	Sp	"	300	6.63	15.1	210	15.6	3.0	0.7	18.29	124.5	12.2	3.6	10.2	27.4	58.1
31	Sp	"	376	6.60	14.9	30	25.8	5.5	1.2	87.31	51.2	19.8	2.9	13.7	28.3	48.7
32	Sp	2005/11/22	280	6.30	16.3	12	6.4	0.0	0.0	51.84	35.4	11.1	3.4	6.8	17.5	24.0
33	Sp	2005/11/23	236	6.40	16.0	<50	20.3	26.8	6.1	5.21	41.5	10.0	3.8	10.0	13.0	37.7
34	Sp	"	206	6.55	10.6	<50	21.3	29.6	6.7	1.82	31.7	8.9	3.8	10.9	9.0	26.3
35	Sp	2005/11/24	187	6.74	15.7	<50	11.5	12.4	2.8	16.75	24.4	7.0	2.9	5.3	13.4	17.8
36	Sp	2005/11/25	454	7.11	11.6	<50	18.3	14.5	3.3	23.31	76.9	10.3	4.8	11.7	26.1	20.7
37	G	2006/8/14	387	7.55	15.5	-	32.3	109.1	24.6	45.92	42.7	16.2	9.2	13.2	30.7	32.2
38	G	2005/7/24	99	6.89	14.8	-	8.7	1.6	0.4	5.71	42.7	11.5	0.0	2.3	11.0	35.1

* G: 地下水, Sp: 湧水, R: 河川水

が少なくなっている。一方で、台地の湧水や地下水ではECの値が高くなっており、450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ を超える地点も存在する(表3)。 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は北部の筑波山地域ではほとんどが2.5 mg/l 以下と相対的に低いが、対照的に筑波台地では値が高くなっており、一部の地点(3地点)では環境基準である10 mg/l を超えている。特に、No. 28とNo. 37の地点では、それぞれ20.6及び24.6 mg/l と非常に高い値を示している。

これらの地点の水質組成と土地利用に関して、表4にまとめた。筑波山地域では、 $\text{Ca}-\text{HCO}_3$ 型の水質組成が卓越しているが(地点No. 1、2、3、8、11)、一部では $\text{Na}-\text{HCO}_3$ 型(地点No. 13、26)や(Na

+ Ca)- HCO_3 型(地点No. 38)、 $\text{Ca}-(\text{Cl}+\text{HCO}_3)$ 型(地点No. 12)、 $\text{Na}-(\text{Cl}+\text{NO}_3)$ 型(地点No. 14)、 $\text{Ca}-\text{Cl}$ 型(地点No. 9)なども存在する。この結果からおおまかには、筑波山麓地域の $\text{Ca}-\text{HCO}_3$ 型と、南部山地の $\text{Na}-(\text{HCO}_3+\text{Cl})$ 型の水質タイプに区分することができる。筑波山周辺の土地利用は森林が大部分を占めており地表面からの汚染は少ないと考えられるため、水質の違いは地質的要因によるものと推測される。筑波山麓には花崗岩質などの結晶質岩類が分布しており、この岩石に多く含まれている斜長石(plagioclase)からは Ca^{2+} と Na^{+} が溶出するとされている²⁹⁾。斜長石にはナトリウム分の多い曹長石(albite)やカルシウム分の多い灰長石(anor-

表4 つくば市の湧水、水質組成と土地利用。

No	水質組成	土地利用	下水道
1	Ca-HCO ₃	森林	×
2	Ca-HCO ₃	森林	×
3	Ca-HCO ₃	森林	×
4	Ca-HCO ₃	森林	×
5	Ca-(SO ₄ +NO ₃)	森林・畑	
6	Ca-(SO ₄ +NO ₃)	水田・畑	
7	Ca-(HCO ₃ +NO ₃)	水田・畑	
8	Ca-HCO ₃	森林×	
9	Ca-Cl	森林×	
10	Ca-(HCO ₃ +NO ₃)	森林	×
11	Ca-HCO ₃	森林, ゴルフコース	×
12	Ca-(Cl+HCO ₃)	森林	×
13	Na-HCO ₃	森林	×
14	Na-(Cl+NO ₃)	森林	×
15	Ca-(SO ₄ +NO ₃)	宅地・畑	
16	Ca-(SO ₄ +NO ₃)	宅地・畑	
17	Ca-HCO ₃	森林, 工業地帯	
18	Ca-(HCO ₃ +NO ₃)	宅地・畑	
19	Ca-HCO ₃	森林・宅地・水田	×
20	Ca-(SO ₄ +NO ₃)	宅地・畑	
21	複合型宅地・畑・水田		
22	Ca-(HCO ₃ +NO ₃)	宅地・畑	
23	Ca-(HCO ₃ +NO ₃)	宅地・畑	
24	Ca-(HCO ₃ +NO ₃)	畑・森林	
25	Ca-(HCO ₃ +NO ₃)	宅地	
26	Na-HCO ₃	森林, 果樹園	×
27	Ca-(SO ₄ +NO ₃)	畑	
28	Ca-(SO ₄ +NO ₃)	畑	
29	Ca-(SO ₄ +NO ₃)	宅地・畑	
30	Ca-HCO ₃	森林・畑	
31	Ca-(SO ₄ +NO ₃)	畑・宅地	
32	Ca-(SO ₄ +NO ₃)	畑	×
33	複合型宅地・畑	×	
34	複合型宅地・畑	×	
35	Ca-(HCO ₃ +NO ₃)	森林	×
36	Ca-(HCO ₃ +NO ₃)	宅地・畑	
37	Ca-(SO ₄ +NO ₃)	畑	
38	(Na+Ca)-HCO ₃	森林	

thite)などが存在し、大気から供給されたCO₂が多く存在する地表付近の風化帯では、化学反応が生じてNa⁺やCa²⁺が生成される。このような過程を経て、筑波山地域の水質は形成されていると考えられる。ところで、筑波山地域においてもNO₃-N濃度がやや高い値を示す地点がある。地点No. 11はゴルフコースのそばに湧出する湧水であり、NO₃-N濃度も2.2mgN/lとやや高い値を示していることから、ゴルフ場に散布する肥料などの影響を受けているものと考えられる。また、地点No. 14の湧水もNO₃-N濃度が5.7mgN/lと高くなっている。その他に、No. 10の河川水(2.4mgN/l)、No. 35の湧水(2.8mgN/l)など、若干高い値が認められる。筑波山頂付近には観光客用の飲食の施設や簡易トイレなどがあり、このような場所から排出された窒素が地

下水中への窒素負荷の要因の一つであることが予想される。こうした人為的な影響が及んでいる一方で、降水由来の窒素が起源となっている可能性も考えられる。つくば市内(筑波大学)で観測した降水中に含まれているNO₃-N濃度の年平均値は約0.3mgN/lであるが、筑波山で採取した降水(林内雨)のデータではおおよそ0.5~1.0mgN/lであり、1.5mgN/lを超える場合もある(藪崎、未公開データ)。これは樹木の葉などに付着した乾性降下物などが降水によって流されているためであると考えられる。こうして降水と共に地上に降下した窒素は土壌表面に蓄積されてゆき、また、地表面では植物体が分解されることにより窒素が供給されるため、表土層内の上部近くに窒素が多く蓄積されることになる。これらの土壌中の窒素が降雨時に流出して河川に流出し、あるいは地中を浸透する土壌水と共に下方へと浸透して地下水へ供給されるために、地下水や湧水などのNO₃-N濃度が上昇すると考えられる。こうした降雨流出過程におけるNO₃-N濃度の上昇に関しての事例は、Hirata³⁰⁾や海老瀬³¹⁾、揚ら³²⁾、生原ら³³⁾によって報告されている。また、チェコ共和国北部の北ボヘミアの山岳地域では、降水や乾性降下物によって湧水や井戸水中の硝酸イオン濃度が近年急増しているとの報告があり³⁴⁾、筑波山のような森林地帯においてもこうした降水起源のNO₃-Nの負荷があると推測される。

筑波台地に分布する湧水の水質組成をみると(表3)、この地域では筑波山に比べて高い値の硝酸イオン濃度が検出されており、Ca-(SO₄+NO₃)型やCa-(HCO₃+NO₃)型の水質組成を示す地点が多い(表4)。地下水の水質は、NO₃⁻による汚染のほか、地表面の人間活動に起因するSO₄²⁻やCa²⁺などの無機イオンが地下水へと負荷されることに伴い、Cl⁻+SO₄²⁻+NO₃⁻やCa²⁺+Mg²⁺が富み、無機汚染の方向へ進化することが指摘されている²¹⁾。つくば台地の湧水においてもNO₃⁻、SO₄²⁻、Mg²⁺等が相対的に多く含まれており、人為的影響により無機汚染が生じていると考えられる。また、NO₃-Nが高濃度であった地点No. 20、28、37の土地利用をみるといずれも畑として利用されており、肥料の散布の影響が湧水や地下水に及んでいると思われる。特に地点No. 37では畑の下に浅井戸が掘られており、また地下水水面は浅いため、施肥の影響をより強く受けていることが示唆される。一方、地点No. 33と34では硫酸イオンが非常に少なく、硝酸イオンが多い。また、マグネシウムイオン濃度がカルシウムイオン濃度に対して多く、塩化物イオンの割合が高い点も特徴的である(表3)。この2地点の周辺では畑地や宅地が混在しているが、宅地では下水道が未整備である。従って、この2地点の湧水は農業系と生活排水系の両面の影響を受けて水質が形成されていると推測される。

以上のように、つくば市の湧水、地下水、河川水の水質形成には自然要因、人為的な要因が関わっている。また、NO₃-Nの起源は畑地における施肥によるものが多いが、一部の地域では家庭排水の影響により濃度が高くなっていることが示された。

3.2 金子台の事例(埼玉県入間市、東京都青梅市)

3.2.1 金子台の地形・地質と土地利用

金子台は埼玉県と東京都の境にある扇状地性の台地で、東西約18 km、南北約3 kmの細長い形状を示している。武蔵野台地の北部に位置し、標高は50~180 mで、東に向けて徐々に低くなっている。一帯には下末吉面が広がっており、武蔵野台地内においては比較的古い6~13万年前に堆積した下末吉ローム層が存在している。台地の北西部には阿須山丘陵があり、その丘陵の縁を霞川が西から東に向けて流下して扇状地面と丘陵とを分断している。また扇状地内には断層(立川断層)の存在が確認されており、海拔標高170~160 mの東京都青梅市今井町付近には、立川断層による北東側の隆起で比高10 m以上の逆傾斜ができている^{35),36)}。

金子台の地質層序は、基盤として上総層群が存在し、その上位に東京層群が堆積している。上総層群は一般に浅海性~汽水性の砂岩・泥岩から成るが、狭山丘陵より西に位置する金子台では礫質が卓越している。東京層群は砂礫層とシルト層の互層構造を示しており、西から東にかけて傾斜している。東京層群の上部には下末吉礫層が分布しており、さらにその上位には下末吉・武蔵野・立川各ローム層が堆積している。下末吉ローム層は6~13万年前に堆積

した褐色~灰色の粘土質火山灰土である。武蔵野ローム層は3~6万年前に堆積した褐色の玄武岩質の火山灰で、立川ローム層は1~3万年前に堆積した赤褐色のスコリア質火山灰土となっている。金子台で作成された地質断面図³⁷⁾によると、約12 m深度までは黄褐色~茶褐色のローム層が存在し、その下部には東京層群に相当する砂礫層が堆積しており、地下水面はこの砂礫層中にあらわれている。ローム層は全体的に均質であり、酸化物・スコリアを少量含んでいる。また、この地域のローム層の厚さは比較的厚いため、土壌中には長期間の水文学的情報(例えば、滞留時間の長い地下水の情報など)が残されていると考えられる。

金子台では茶畑としての土地利用が卓越しており、その中に宅地やその他の畑地が点在している。埼玉県下で全般に生産されたお茶の総称を狭山茶としているが、金子台一帯(入間市)が主産地となっており、生産量、栽培面積も県下一である。入間市金子地区の経営耕地面積(339 ha)に占める茶園の面積は1995年で73%であり、茶業に特化した状況となっている³⁸⁾。茶の栽培には多くの肥料を複数回散布する必要があるため、農地には多量の窒素が投入されることになり(金子台周辺では、主に3、6、9月に散布する)、周辺の地下水や河川水にもその影響があらわれることが懸念される。

3.2.2 金子台の地下水及び土壌水の水質、NO₃-N濃度

金子台で採取した河川水(2箇所)と地下水(1箇所)の数値データを表5に、NO₃-Nの分布を図3に

表5 金子台の水質データ.

No	種別	採水年月日	EC (μS/cm)	pH	Cl ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)
1	R	2006/8/25	270	7.77	10.9	18.3	4.1	21.1	84.5	12.0	2.9	5.1	23.8
2	R	〃	230	7.34	8.9	34.3	7.8	21.2	53.7	10.5	3.9	6.2	16.3
3	G	〃	239	6.70	6.6	64.5	14.6	43.9	7.9	5.0	0.0	8.8	17.8

R: 河川水, G: 地下水

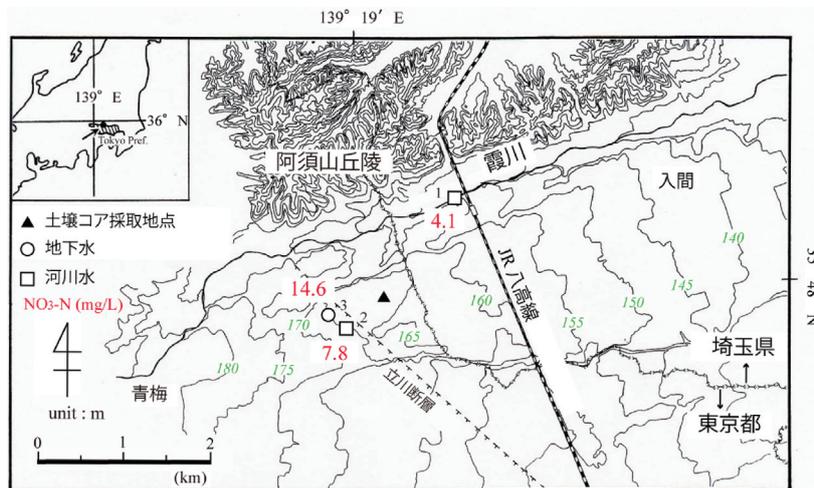


図3 金子台のNO₃-N分布図.

示した。ECは230～270 $\mu\text{S}/\text{cm}$ と河川水、地下水ともに大きな違いは認められないが、水質組成は大きく異なっている。No. 1、2の河川水は、共にCa-HCO₃型であるが、No. 3の地下水はCa-(SO₄+NO₃)型となっており、またNO₃-N濃度も14.6 mgN/lと水質環境基準を超える高い値を示している(表5)。No. 3の地下水位は数mと浅いため、茶畑や畑地に散布された施肥が地中に浸透し、地下水の降下浸透に伴い地下水面に達しているものと考えられる。河川水のNO₃-N濃度は地下水と比較すると低い値であるが、No. 1では4.1 mgN/l、No. 2では7.8 mgN/lと一般の河川水に比べて高濃度となっており、こちらにも人為的な影響が及んでいることが示された。

次に、土壌水のNO₃-N濃度を把握するために、土壌コアサンプルから抽出した土壌水の水質分析をおこなった。土壌コアは、最近30年ほど施肥をしておらず人為的な攪乱を受けていない栗林の一面において、2006年8月24日に採取した(図3の▲で示した地点)。樹木の根の影響や林冠による降水の遮断等の影響が少なくなるように、栗林の中でもできるだけ樹木から離れた場所を土壌掘削地点として選定した。サンプリング地点周辺の地表面はほぼ水平な状態であるため、この地点の土壌中の水の動きは鉛直方向の浸透が卓越しており、横方向の流れは無視できると考えられる。また、土壌水の供給源は降水のみである。土壌コア採取には、ジオプローブ社製の簡易掘削機(Model 6610DT)を用い、14 m深度までの不攪乱土壌掘削(オールコアボーリング)をおこなった。土壌コアは外径4.3 cm、長さ1 mの塩化ビニル管を使用し、採取後ただちにビニル管の両端にふたをしてテープで封をし、土壌水分が蒸発しないように保管した。水質分析用の土壌水の抽出

は、100 ccの土壌サンプル管に5～10 cm深度相当の土壌を詰めて、高速冷却遠心分離(SAKUMA製、MODEL 50 A-IVD)にセットし、回転数8,600 rpm(pF値で約4.2に相当)で2時間遠心分離をおこない土壌水を抽出した。抽出した土壌水サンプルの溶存成分量は、イオンクロマトグラフを用いて分析をおこなった。

土壌水のNO₃-N、SO₄²⁻およびCl⁻の鉛直プロファイルを図4に示した。なお、横軸の各濃度は全て対数で示している。プロファイルを見ると、成分ごとに特徴が認められるが、NO₃-N、SO₄²⁻およびCl⁻共に地表面付近で高くなる傾向が現れており、特にNO₃-Nでは非常に値が高くなっている。同じく測定をおこなった土壌水分量データと比較すると、蒸発の影響により各成分が濃縮されていることが予想される。これは蒸発の発生に伴い土壌中の水が上向きに動くため、土壌水中に含まれている溶存成分が水と共に移動して地表面付近に集積することによるものである。また、栗畑自体には施肥をおこなっていないが、周辺には茶畑が広がっているため、茶畑に投与された肥料などが風によって運ばれて地表面付近のNO₃-N濃度が高くなっていることも考えられる。最も地表に近い深度0～0.05 mのサンプルでは、NO₃-N濃度は128.8 mgN/lに達しているが、深度を増すにつれ値は急減し、深度0.35～0.40 mでは0.4 mgN/lにまで下がっている。0.40 mよりも深い深度の土壌水では若干の変動はみられるものの、NO₃-N濃度はほぼ一定していることが認められる。地下水面の近くになると濃度は若干ではあるが増加する傾向にあり、これは地下水中のNO₃-N濃度の影響が及んでいるためであると考えられる。図4に示した地点は30年ほど施肥をおこなっていない地点であるため、プロファイル中には施肥の影響

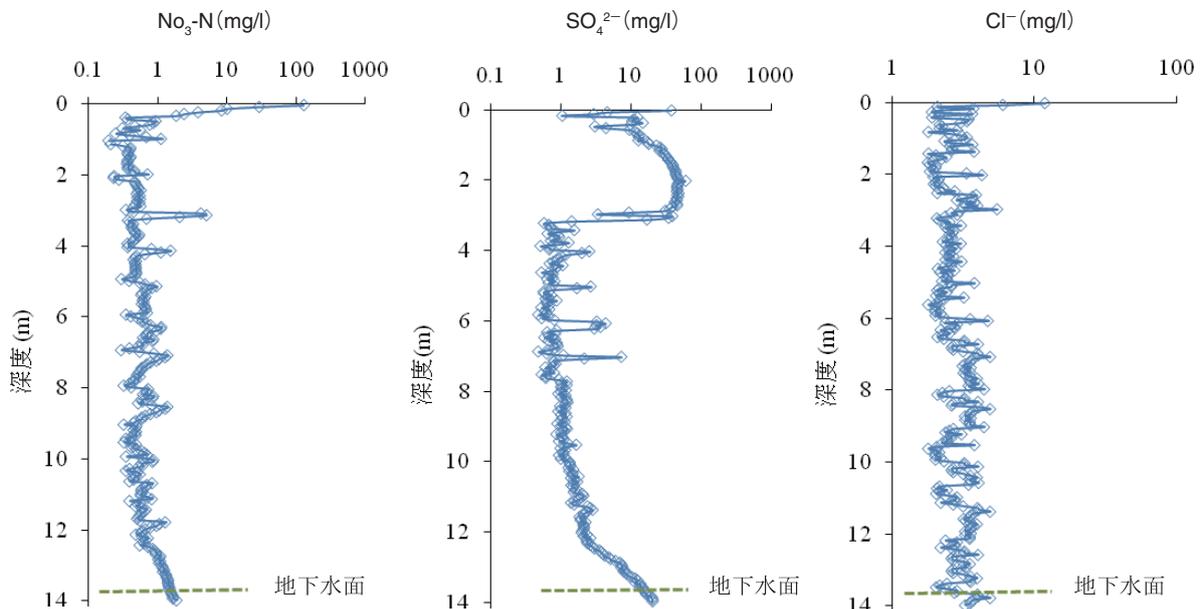


図4 金子台土壌水中のNO₃-N、SO₄²⁻、Cl⁻鉛直プロファイル。

を受けていた時期の高濃度のピークは認められず、既に地下水面に達して土壤水中には存在していないと思われる。14 m 深度までの土壤水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の平均値は 1.3 mgN/l であった。同地点で 5 cm ごとに測定した土壤水分量(体積含水率)を利用して 14 m 深度までの土壤水分中の $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積量を求めたところ、 1 m^2 あたりに換算すると 12.2 gN であった。また、金子台の他の地点(図 3 の▲地点の東側、標高 150~140 m 付近)でおこなわれた研究結果によると、12 m 深度までの $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積量(溶存態+吸着態)は施肥農地で $1,000 \text{ kgN}/10 \text{ a/m}$ 、無施肥農地で $110 \text{ kgN}/10 \text{ a/m}$ であり³⁹⁾、両者には 9 倍ほどの差があることが示されている。土壤層が厚ければそれだけ多くの窒素分が土壤中に蓄積されるため、一度汚染されてしまうと回復までに時間を要するという性質を備えていることにも留意する必要がある。

3.3 全国各地の湧水、地下水等の事例

次に、全国各地で湧水、地下水、河川水などの調査・採取をおこなった結果について、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の分布を図 5 に示した。これらのデータは 2008 年 6 月に選定された平成の名水百選の水質分析結果⁴⁰⁾のデータを中心とし、その他の地点のデータを追加したものである。なお、図 5 の No. 97 までが名水百選に選定された地点である。結果をみると、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度はほとんどの地点で 2.5 mgN/l 以下の値を示しており、特に名水百選に選定された地点ではほとんどが 1 mgN/l 以下となっている。これは、対象となる地点が山間部の湧水や河川水が多いため、人為的な影響が少ないためであると考えられる。しかしながら、一部の地点(地点 No. 6、14、20、30)では 5 mgN/l 以上の比較的高い値を示す場所もある。これらは、主に都市部に位置する地下水や湧水であるため、生活排水などの人為的な影響が及んでいるものと思われる。また、沖縄のデータ(No. 101)でも

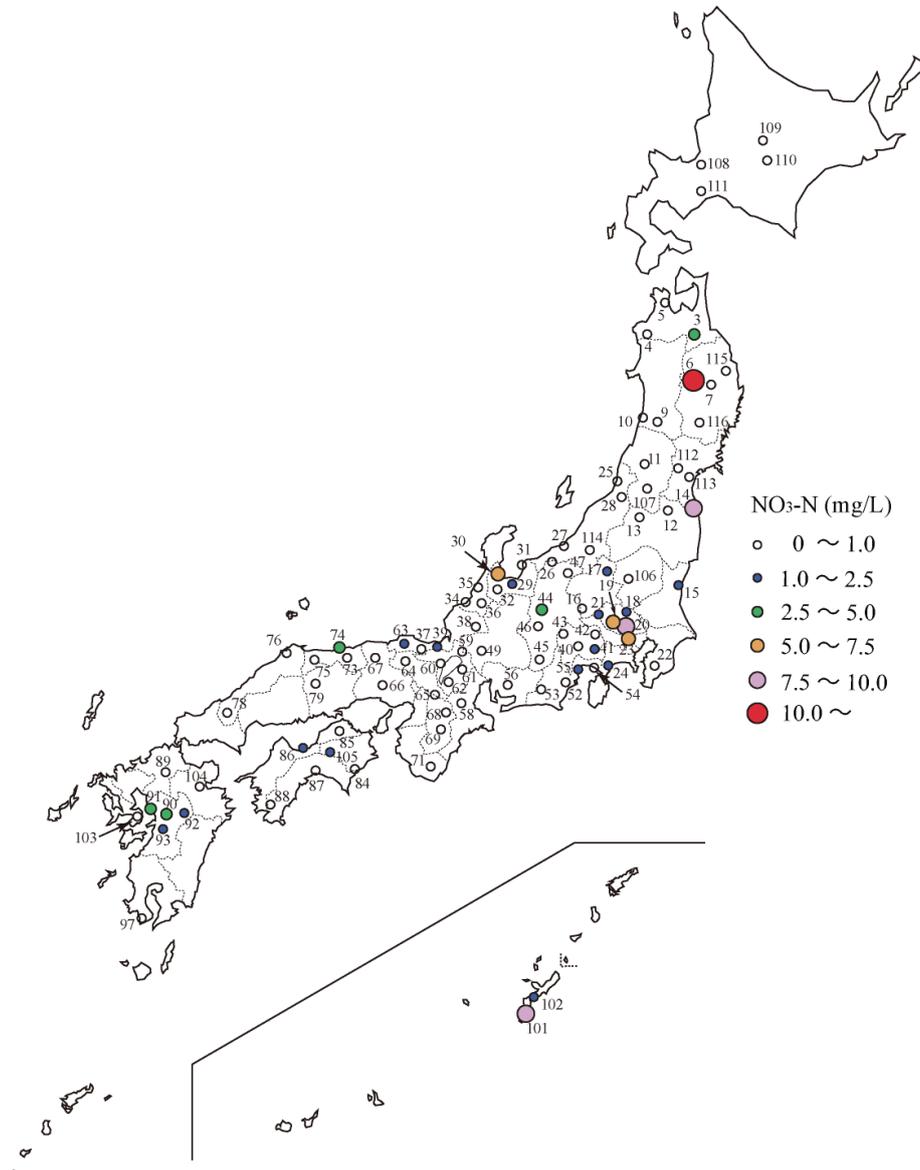


図 5 全国サンプルの $\text{NO}_3\text{-N}$ 分布図。
No.1 ~ 97 までは平成の名水百選データ⁴⁰⁾を引用。

8.5 mgN/l と相対的に高い値となっている。この周辺の地域ではサトウキビ栽培が盛んで多くの栽培面積を有している。降水量は相対的に多く、また一帯は石灰岩地域で水を通しやすい地質であることから、サトウキビ畑に投与された施肥が多量の雨により地中を浸透して、地下水や湧水に影響が及んでいると考えられる。

環境省が実施した 2003 年～ 2007 年度の地下水質測定結果⁴⁾をみると、硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素が環境基準を超過した井戸が存在する自治体数は 565 箇所にとり及んでおり、東京、名古屋、大阪のような大都市圏で多いことがわかる。また、関東地方では大都市に限らず周辺地域にまで超過井戸が分布していることから、家庭からの生活排水に加え、農耕地での施肥や家畜糞尿の影響も広く及んでいることが伺える。北海道や東北地方の平野部においても同様の傾向が認められる。このように、日本全国の湧水、地下水等の NO₃-N 濃度は、山間部の人為的な影響の少ない地点では濃度は低いが、都市部に限らず農村部や酪農地域においては濃度の高い地域が多く、環境基準を超える場所も存在するというのが現状である。

4. おわりに

日本国内の産業に著しい発展がもたらされた 1960 年代から生活様式が変化し、農耕地での施肥や畜産排せつ物、家庭排水などによる河川や湖沼水、地下水の窒素濃度の増加が顕著となった。過剰の硝酸塩を摂取し続けると人体の健康に影響を与えることが明らかとなってから硝酸態窒素による環境汚染が注目されるようになった。硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素は水道水基準で水質基準項目の一つとして取り入れられ、各自治体においても地下水及び河川、湖沼等で継続的な水質観測がおこなわれている。長期間の観測結果をみる限り、硝酸態窒素の濃度は近年では減少傾向が認められるが、未だに高い濃度を示している地域も存在しているのも事実である。また、農耕地などでは土壌中に蓄積された硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素はかなりの量に及ぶ地域もあり、それらが排出されるまでにはかなりの時間を有すると考えられる。日本各地の湧水や地下水、河川水等に含まれている NO₃-N の起源には、降水による自然由来のもの、農耕地への施肥や畜産、家庭排水などの人為的な起源に加え、地質条件などが関与しているため、地域によって傾向が異なり、また汚染対策や予防策も異なってくる。今回、調査をおこなった中で、山間部の人里離れた地域の地下水や湧水などでは硝酸態窒素濃度は低い地点がほとんどであったが、土地利用の変化などにより容易に環境が異なってしまう可能性もあり得る。一度汚染されてしまうともの低い濃度に戻るには多くの時間や労力が

要される。将来を見据えた開発をおこなうことが必要である一方で、継続的な水質調査の実施も重要であるといえよう。

謝 辞

本稿で用いた各地のサンプルの調査及び採水をするにあたり、文星芸術大学の島野安雄教授にご助力いただきました。硝酸態窒素に関する研究に関しては、筑波大学生命環境科学研究科の田瀬則雄教授に様々な資料等をご提供いただきました。また、金子台の地下水調査及び土壌サンプル採取では、地元の方々の快いご協力の下に実施することができました。また査読者のかたには有益なご助言をいただきました。ここに記して、心より御礼申し上げます。

なお、本稿の研究のうち 3.1 の筑波山の研究では「平成 17 年度学内プロジェクト研究(筑波大学)」の助成を受けておこないました。また、3.2 の金子台の研究では「平成 18 年度科学研究費補助金(奨励研究)」及び「平成 20 年度石橋湛山記念基金研究助成(立正大学)」の助成を受けて実施しました。

引用文献

- 1) 森田明雄・太田 充・米山忠克(1999) 窒素施用形態の違いが茶樹の硝酸、シュウ酸およびポリアミン含有率に及ぼす影響. 日本土壌肥科学雑誌, 70, 107-116.
- 2) 熊澤喜久雄(1999) 地下水の硝酸態窒素汚染の現況. 日本土壌肥科学雑誌, 70, 207-213.
- 3) 田瀬則雄(2003) 硝酸・亜硝酸性窒素汚染対策の展望. 水環境学会誌, 26, 546-550.
- 4) 各務原地下水研究会(1994) よみがえる地下水－自然史と地下水. 京都自然史研究所.
- 5) McFarland, M.(1998) Treating Water Containing Nitrates. *Water Well Journal*, 42(8), 26-27.
- 6) 高橋淳子・村山志帆・小島幸一(2004) 水道水質基準改定後の水道管理のあり方について. 秦野研究所年報, 27, 61-68.
- 7) 鈴木和哉・佐倉保夫(1995) 山形県庄内砂丘の地下水特性について. *ハイドロロジー*(日本水文科学会誌), 25, 115-122.
- 8) 田瀬則雄・佐伯明義・伏脇裕一(1989) 浅間山北麓における殺菌剤 PCNB による地下水汚染. 地下水学会誌, 31, 31-37.
- 9) 水尻正博・藪崎志穂・田瀬則雄・辻村真貴(2006) 茨城県つくば市における湧水の特徴. 筑波大学陸域環境研究センター報告, 7, 15-29.
- 10) 小川裕美・田瀬則雄・檜山哲哉・嶋田 純(1998) 埼玉県金子台付近における不圧地下水の硝酸性窒素の起源に関する一考察. *日本水文科学会誌*, 28, 125-134.

- 11) 岡田亮介・野村佳範・崔榮恩・藪崎志穂・鈴木秀和・井岡聖一郎・田瀬則雄(2000)金子台付近における地下水中の硝酸イオン濃度の分布. 土壌層の持つ土地利用メモリーと地中水との相互作用の解明, 平成9年度~11年度科学研究費補助金研究成果報告書, 25-29.
- 12) 田瀬俊雄(1999)地下水の硝酸汚染と対策. 農業土木学会誌, 67, 59-66.
- 13) 市民コミュニケーション委員会(2008)青柳段丘の湧水めぐり. 地下水学会誌, 50, 211-213.
- 14) 田瀬則雄(1996)窒素安定同位体を利用した調査法. 平田健正(編著), 土壌・地下水汚染と対策, 日本環境分析協会, 191-193.
- 15) 廣畑昌章・小笹康人・松崎達哉・藤田和城・松岡良三・渡辺征紀(1999)熊本県U町の硝酸性窒素による地下水汚染機構. 地下水学会誌, 41, 291-306.
- 16) 近藤洋正・田瀬則雄・平田健正(1997)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, 39, 1-15.
- 17) 田瀬則雄(2004)硝酸・亜硝酸性窒素による地下水汚染の現状と動向. 環境管理, 40, 255-263.
- 18) Ishi, T., Y. Tagutschi, M. Yasuhara, K. Kazahaya, A. Marui and Y. Suzuki(1990)A case study on inorganic pollution of shallow unconfined groundwater. *CCOP Tech. Bull.*, 21, 17-32.
- 19) 田瀬則雄(2006)硝酸性窒素による地下水汚染. 地下水技術, 48, 31-44.
- 20) Maeda, M., B. Zhao, Y. Ozaki and T. Yoneyama(2003) Nitrate leaching in an Andisol treated with different types of fertilizers. *Environ. Pollut.*, 121, 477-487.
- 21) 永井 茂(1991)地下水汚染の水化学的アプローチ - 無機汚染の実態と問題点. 地下水学会誌, 33, 145-154.
- 22) 環境省水・大気環境局(2008)平成19年度公共用水域水質測定結果.
<http://www.env.go.jp/water/suiiki/>
- 23) 鶴巻道二(1992)浅層地下水の硝酸態窒素. 地下水学会誌, 34, 153-162.
- 24) 田口雄作(1995)窒素による地下水汚染と水文学の課題. ハイドロロジー(日本水文学会誌), 25, 51-56.
- 25) 宇野沢 昭・磯部一洋・遠藤秀典・田口雄作・永井茂・石井武政・相原輝雄・岡 重文(1988)2万5千分の1筑波研究学園都市及び周辺地域の環境地質図説明書. 特殊地質図(23-2), 地質調査所.
- 26) 池田 宏(2001)地形を見る目, 古今書院.
- 27) つくば市市長公室行政経営課(編)(2005)統計つくば2004, つくば市.
- 28) 吉谷純一・木内 豪・戸嶋光映・賈 仰文・倪 广恒・河原能久(2001)茨城県谷田川流域における地下水位と地下水水質の実態調査. 土木技術資料, 43, 50-55.
- 29) 鶴巻道二(1989)地下水の挙動を水質から診る. 地盤を観る・視る・診る - 中世古幸次郎教授退官記念論文集, 29-45.
- 30) Hirata, T. and K. Muraoka(1988)Seasonal change of streamwater chemistry in Tsukuba experimental forested land. *Jpn. J. Limnol.*, 49, 1-9.
- 31) 海老瀬潜一(1993)降雨流出過程におけるトレーサーとしての溶存物質. ハイドロロジー(日本水文学会誌), 23, 47-58.
- 32) 楊 宗興・木平英一・武重祐史・杉山浩史・三宅義則(2002)渓流水のNO₃⁻濃度と森林の窒素飽和. 地球環境, 9, 29-40.
- 33) 生原喜久雄・戸田浩人・浦川梨恵子(2008)森林土壌での養分動態特性 - 東京農工大学フィールドミュージアムでの研究 -. 森林立地, 50, 97-110.
- 34) Hrkal, Z.(1992)Les Nitrates dans les Eaux Souterraines de la Bohême du Nord. *Hydrogéologie*, 3, 137-143.
- 35) 貝塚爽平(1964)東京の自然史. 紀伊國屋書店.
- 36) 檜山哲哉・宮岡邦任・嶋田 純・板寺一洋・S. Dapaah-Siakwan・辻村真貴・島野安雄・榎根 勇(1993)金子台付近における不圧地下水 - 水質の空間分布と地形段丘面による差異. 筑波大学水理実験センター報告, 18, 29-39.
- 37) 日さく(1998)ボーリング調査報告書.
- 38) 田林 明(2000)入間市金子地区における農業の変遷. 田瀬則雄(編著), 土壌層の持つ土地利用メモリーと地中水との相互作用の解明, 平成9年度~平成11年度科学研究費補助金研究成果報告書, 11-24.
- 39) Okada, R., N. Tase, K. Tamura, M. Negishi and K. Takagi(1999)Fate of fertilizer from surface to groundwater-How much does it accumulate in the soil?-. *Proc. Internat. Symp. Groundwater in Environ. Problems*. Chiba University, 56-72.
- 40) 藪崎志穂・島野安雄(2009)平成の名水百選の水質特性. 地下水学会誌, 51, 127-139.
- 41) 環境省水・大気環境局(2008)平成19年度地下水質測定結果, 1-12.



藪崎 志穂

Shiho YABUSAKI

専門は水文学。筑波大学大学院生命環境科学研究科博士課程を修了。博士(理学)。これまで、地下水や土壌水、降水などの水質や安定同位体、放射性同位体等を用いて、水循環の解明に取り組んできた。大学院在籍中は主に地中の水の挙動について着目していたが、最近は源流域(涵養域)から流出域までの広域の地下水の水質や地下水流動に関する研究を主に実施している。山間部の源流域へ行く機会も増え、景色を楽しみながら調査・採水し、結果を心待ちにしながら分析をおこなう日々を過ごしている。立正大学地球環境科学部助教。