

4. 硝酸性窒素等による地下水汚染の実態把握の手法

4-1 硝酸性窒素等による地下水汚染の実態把握の手法 (>計画策定編 4章 4-1-3(1)の詳細情報)

地下水汚染の原因となる硝酸性窒素等の主な供給源としては、大きく生活系、農業系（施肥）、畜産系（家畜排せつ物）が挙げられている。この他、事例としては殆ど無いが、産業系も供給源の一つとして考えられる。地下水汚染の実態把握を目的として実施する地下水汚染調査の一般的な流れは、図 4.1 に示すとおりであり、資料等調査、現況把握調査、原因究明調査及び効果把握調査の4段階に分けられる。

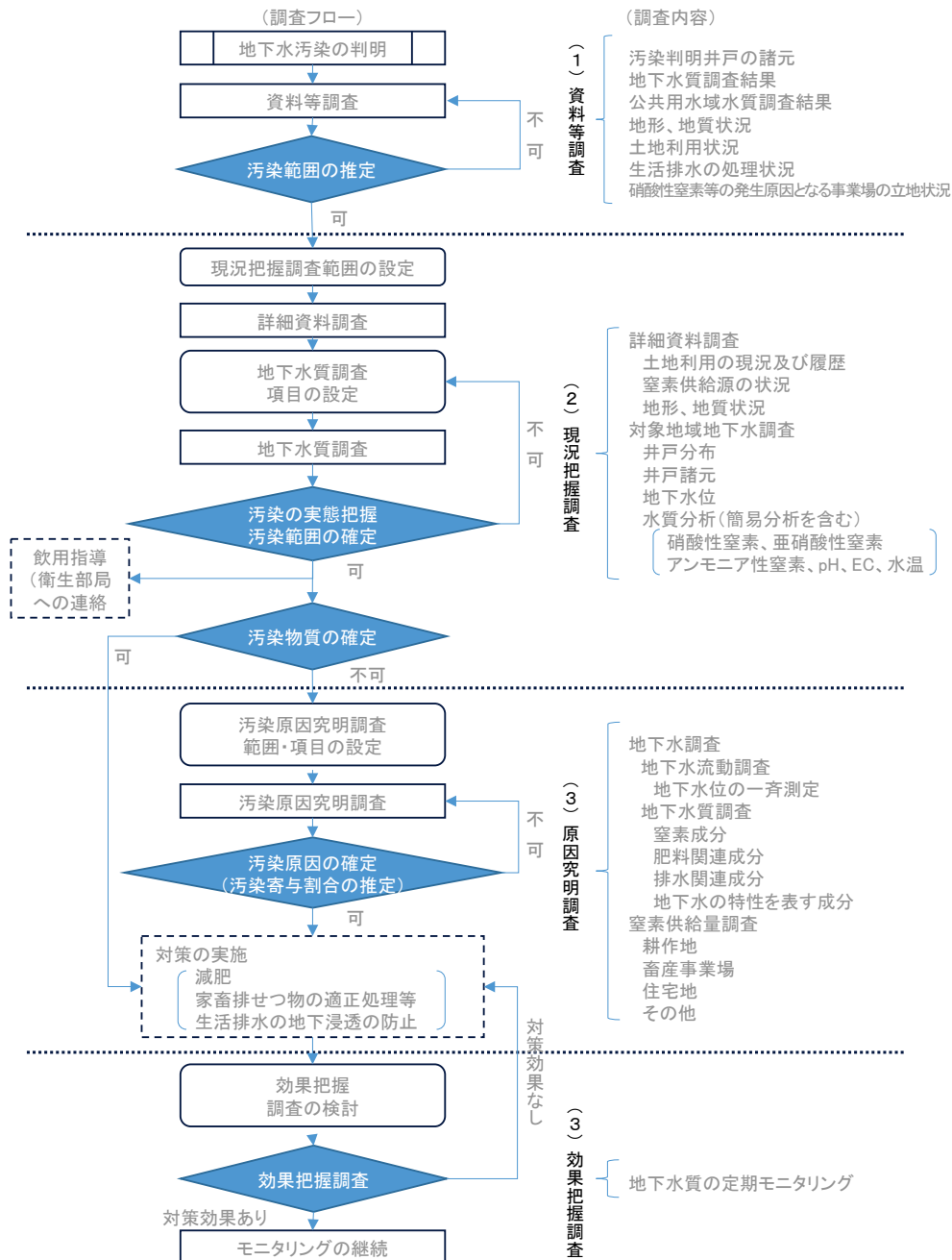


図 4.1 地下水汚染調査の一般的な流れ

環境省水環境部地下水・地盤環境室 監修。硝酸性窒素による地下水汚染対策の手引き。公害研究対策センター，2002，p119 に加筆

(1) 資料等調査

都道府県等が実施する水質汚濁防止法に基づく常時監視（地下水質の場合にあつては、「水質汚濁防止法の一部を改正する法律の施行について」（平成元年9月14日付け環水管第189号水質保全局長通知）で示された「地下水質調査方法」のうちの概況調査）、水道事業者が実施する水道原水調査、地方自治体等が実施する水質調査等の結果を収集・整理し、硝酸性窒素等に係る公共用水域及び地下水の汚染の状況を把握する。

汚染が発見された場合には、汚染が発見された場所の周辺地下水または公共用水域の調査、地下水質の常時監視に係る汚染井戸周辺地区調査などを実施することにより、汚染している帯水層、汚染流域、硝酸性窒素等の濃度分布等を可能な限り把握する。

なお、簡易測定法を用いて硝酸性窒素等による地下水汚染の状況の概要を把握した後、公定法により調査・分析を行うことにより、効率的に汚染の範囲、濃度分布を明らかにすることが合理的である。

(2) 現況把握調査

汚染判明地域及びその周辺の地形や地下水流動、地下水涵養地域、公共用水域の集水域等を考慮した範囲を対象に、水文状況、水文地質状況、土地利用状況、窒素供給源の分布状況等の概況を把握するため、関係資料を収集・整理する他、必要に応じて聞き取り調査及び現地調査を行う。収集した資料については、地図上に記入するなど、適切に整理する。

なお、深井戸の汚染の場合には、汚染原因が汚染井戸から相当離れた地下水の上流の地域に存在することがあるので注意を要する。また、汚染の原因が過去の土地利用形態等に起因する場合もあるので、これらについても調査しておくことが望ましい。

窒素化合物は環境中で硝酸性窒素等に変化することに留意し、次の①～⑤にあげる項目に関するデータ等入手することにより、窒素供給量を把握する。なお、施肥量、排水量、窒素含有量等は、対策対象地域における実測データ入手することが望ましいが、実測データが得られないものについては、文献等により原単位など窒素供給量の算出に必要なデータ入手する。

特に、地下水質の調査にあつては、地方自治体等が保有する井戸台帳や現地聞き取り調査等により周辺の井戸の分布状況を把握し、地下水の流動や帯水層等を踏まえ、効率的な調査が行われるように調査対象井戸を選定する。汚染判明井戸の取水帯水層が明らかな場合には、汚染判明井戸と同一の帯水層から取水している井戸を選定する。汚染判明井戸の取水帯水層が不明な場合には、汚染判明井戸周辺の取水帯水層が明らかな井戸において調査を行い、汚染されている帯水層を明らかにした後に調査対象井戸を選定する。なお、その他の帯水層についても、汚染の有無を確認するために適宜選定しておくことが望ましい。

硝酸性窒素等による地下水汚染が明らかになった場合には、飲用による影響を防止するため、水道関係部局に通知するとともに、井戸所有者への飲用指導、水道事業者への連絡等を実施する。

4. 硝酸性窒素等による地下水汚染の実態把握の手法

現況把握調査を進める上で、ポイントとなる主な調査項目は以下のとおりである。

① 工場・事業場排水

窒素含有水を排出する工場・事業場における排水処理状況、排水量、排水の窒素濃度等

② 家畜排せつ物

家畜の種類、家畜頭数、飼育形態、排せつ物発生量、排せつ物の処理方法別処理状況、排せつ物の窒素含有率等

③ 生活排水

下水道、下水処理区域、農業集落排水処理施設、浄化槽等生活排水処理施設の利用人口及び排水の窒素濃度、単独処理浄化槽の場合の生活雑排水の窒素濃度、地下浸透処理実態等

④ 施肥

耕地面積、作物の種類、年間施肥量、肥料の窒素含有率、施肥基準、栽培作物の窒素吸収量、施肥方法、施肥時期、肥料の種類、施設栽培における排水量・排水水質等

⑤ 自然

人為的な影響を受けていないと考えられる地下水の窒素濃度（大気汚染（排ガス等）由来の降下物・酸性雨等、植物由来、動物由来、土壌微生物由来の窒素量）、降水量及び降水中の窒素濃度、降水浸透率等

(3) 原因究明調査及び効果把握調査（>計画策定編 4章 4-1-3(2)の詳細情報）

水質調査及び資料等調査の結果を整理し、硝酸性窒素等濃度の分布、供給源の立地・分布、供給源ごとの窒素供給量、地下水の流動、地下水の涵養域、河川の流況等から、下記の事項について検討し、汚染原因を究明する。

- ① 硝酸性窒素等濃度の分布、供給源の立地・分布状況等から、点的供給源のみによるものか、面的供給源が関与しているかを検討する。
- ② 面的供給源が関与していると考えられる場合は、公共用水域の集水域、地下水の流動及び涵養域から関係地域の範囲を設定し、この範囲内の点的供給源も含めた供給源ごとの窒素供給量を整理・比較する。また、地図上に硝酸性窒素等濃度と供給源の立地・分布状況を整理し、検討する。
- ③ 公共用水域の汚染の場合は、硝酸性窒素等の濃度分布に加えて、アンモニア性窒素の濃度分布に特に注意し、当該公共用水域への流入水の水質及び流量を踏まえ、汚染原因を検討する。
- ④ 地下水の汚染が深層である場合は、汚染が浅層である場合に比べて広い範囲の窒素供給源の影響を受けていることも考えられることから、広域的な地質構造や地下水の流動状況なども考慮し検討する。
- ⑤ 汚染の原因が過去の土地利用、井戸の構造等に起因していることもあるので、このことを踏まえて検討する。

また、硝酸性窒素等の挙動を把握するため、硝酸性窒素等濃度と併せて、排水関連成分、肥料関連成分等の項目についても分析しておくことが望ましい。

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

5-1 原因究明と対策効果の把握に関する調査の概要

硝酸性窒素等による地下水汚染調査の「原因究明調査」、「効果把握調査」として一般的な手法を、それぞれの特徴、長所・短所、コスト等について定性的に評価し、表 5.1 に示す。同表では、地下水汚染の実態を質的と量的に区分し、把握する手法を示している。

表 5.1 原因究明と対策効果把握のための手法の整理

項目	地下水調査手法			地下水の窒素負荷発生状況調査	数値シミュレーション手法	
	キーダイアグラム	ヘキサダイアグラム	安定同位体比法	窒素原単位法 (マテリアルフロー)	移流分散拡散モデル	リスク評価モデル
特徴	<ul style="list-style-type: none"> 主要陽イオンと陰イオンのデータをプロットしてグルーピングを行い、地下水の空間分布状況や汚染の広がり等を把握するのに有効である。 地下水自体の起源の推定にも有効である。 	<ul style="list-style-type: none"> 硝酸性窒素による汚染の広がり等を把握するのに有効である。 地下水の流動時間の推定にも有効である。 	<ul style="list-style-type: none"> 地下水の硝酸性窒素の供給源を推定し、汚染の原因(施肥、家畜ふん尿、他との区別)を推測することが出来る。 	<ul style="list-style-type: none"> 地域の供給源ごとの発生負荷量、地下浸透量などの概要を把握できる。 	<ul style="list-style-type: none"> 目に見えない地下水の流動状況や水質分布などを可視化出来る。 施肥等の負荷削減シナリオの検討が可能である。 定量的な解析により、汚染の流動時間や対策効果が現れるまでの時間の推定も可能である。 	<ul style="list-style-type: none"> 生産量を変えずに、施肥等の負荷削減シナリオの検討が可能である。
長所	<ul style="list-style-type: none"> 地下水の水質調査結果から、簡便に汚染の広がりを把握できる。 	<ul style="list-style-type: none"> データが得やすい。 硝酸イオン以外に硫酸イオン等と組み合わせることにより、汚染原因をある程度推定できる。 	<ul style="list-style-type: none"> 原因をある程度特定できる。ヘキサダイアグラム等と組合せて解析することにより、より推定の精度が高まる。 	<ul style="list-style-type: none"> 発生負荷量から、対策の対象となる供給源を特定できる。 	<ul style="list-style-type: none"> 負荷削減ケースごとに水質を予測し、効果を定量的に評価できる。 	<ul style="list-style-type: none"> 3D の流動解析モデルに比べて、簡易に水質を予測し、効果を評価できる。
短所	<ul style="list-style-type: none"> 地下水の空間分布の特徴は把握できるが、汚染原因との関連性を判定する点でやや弱い。 	<ul style="list-style-type: none"> 常時監視項目以外の項目について、測定が必要。 	<ul style="list-style-type: none"> 測定できる分析施設が限定され、一般項目の分析コストに比べてやや割高である。 	<ul style="list-style-type: none"> 負荷量が地下水質にリンクしていないので、対策の評価が出来ない。 	<ul style="list-style-type: none"> 地下水位や河川流出量、地温等の連続実測データが多くないと現況再現が困難。透水係数等の土壌、地質に係るパラメータや、窒素の変換に関する種々の詳細なパラメータの設定が必要。特に温度依存項の設定が難しい。 	<ul style="list-style-type: none"> まだ、パラメータ等に不確実性がある。 定常モデルなので、長期の非定常な現象に向いていない。
コスト	<ul style="list-style-type: none"> 通常の常時監視調査項目に項目を追加する必要があるが、分析費は安価。 	<ul style="list-style-type: none"> 通常の常時監視調査項目に項目を追加する必要があるが、分析費は安価。 	<ul style="list-style-type: none"> 最近では測定機器が安くなってきたので、分析単価も安くなってきたが、一般項目よりは高価。 	<ul style="list-style-type: none"> 統計資料の解析が主な作業なので安価。 	<ul style="list-style-type: none"> 3次元流動拡散モデルの実行は一般的に高価。 	<ul style="list-style-type: none"> リスク評価モデルは相対的に安価。

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

5-2 地下水調査手法

汚染原因の特定を行い、適切な対策を講じるためには、硝酸性窒素等以外の水質項目や、土地利用などの外的要因との関連性についても検討する必要がある。対象となる水質項目としては、「水道事業体において通常測定している項目」と「必要に応じて適宜検討する項目（カルシウムイオン、硫酸イオン、窒素安定同位体比等）」がある。また外的要因としては、土地利用状況、地下水の流動系、集水域面積、降水量等がある。

以下では、詳細水質調査の具体的内容として「キーダイアグラムによる方法」、「ヘキサダイアグラムによる方法」、「窒素安定同位体比による方法」、「その他の手法（濃度相関マトリックスによる方法）」について概要と事例を示す。

(1) キーダイアグラムによる方法

キーダイアグラムは本来、主要陽イオン、主要陰イオンの組成比を示す2つの三角ダイアグラムと、それを合成して得られる1つの菱形ダイアグラムから構成される。

水質解析を行う場合には、簡略化して菱形ダイアグラムのみで十分な場合が多い（図5.1）。

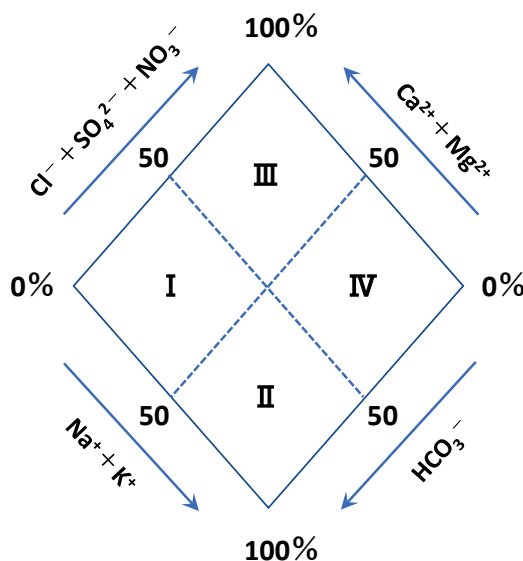


図 5.1 キーダイアグラム

ダイアグラムを作成するには、分子量 N、価数 n から計算される表 5.2 に示す換算係数にて、濃度単位 (mg/L) から当量単位 (mEq/L (mmol_c/L)) に換算して次式の計算を行い、[HCO₃⁻] 軸と [Ca²⁺ + Mg²⁺] 軸の交点にプロットする。

$$[\text{HCO}_3^-]\% = (\text{HCO}_3^-) \div (\text{HCO}_3^- + \text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-) \times 100$$

$$[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}]\% = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \div (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+) \times 100$$

なお、硝酸性窒素 (NO₃-N) 濃度と硝酸イオン (NO₃⁻) 濃度の関係式は下記のとおりである。

$$\text{NO}_3\text{-N} = \text{NO}_3^- \times 14 \div 62$$

表 5.2 mg/L から mEq/L (mmol_c/L) への換算係数

項目	記号	分子量 N	価数 n	換算係数 n/N
炭酸水素イオン	HCO ₃ ⁻	61.02	1	0.0164
塩化物イオン	Cl ⁻	35.45	1	0.0282
硫酸イオン	SO ₄ ²⁻	96.06	2	0.0208
硝酸イオン	NO ₃ ⁻	62.00	1	0.0161
カルシウムイオン	Ca ²⁺	40.08	2	0.0499
マグネシウムイオン	Mg ²⁺	24.31	2	0.0823
ナトリウムイオン	Na ⁺	22.99	1	0.0435
カリウムイオン	K ⁺	39.10	1	0.0256

この方法の利点としては、以下が挙げられている。

- プロットされた位置で水質組成がわかる。
- グルーピングが容易である。
- 異質の水の混合など、グループ間の差異、相互関係がわかる。
- 溶存成分量の多少に関係なく作図できる。
- 多数のサンプルを同時に扱える。

一方、欠点としては、以下がある。

- 比率のみで量的関係がわからない。
- 計算や作図がやや面倒である。
- 同スペースに集中する場合の作図が困難である。

ただし、欠点とされている作図に関して、現在はコンピュータソフトを使えば問題はない。図 5.1 にプロットすることにより、地下水の特徴を把握することができる。

例えば、同一の地下水系（同一の水質起源）に属すると考えられる地下水は、その含有量の大小に関係なく、ほぼ同一の箇所に集中する。また、このグラフの I から IV のどの位置にプロットされるのかによって、地下水の性状を次のように分類することができる（榎根, 1991）⁽⁴⁾。

⁽⁴⁾ 榎根 勇. 実例による新しい地下水調査法. 山海堂, 1991.

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

(I型) 炭酸塩硬度 (Carbonate Hardness)

$\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ や $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ により構成される地下水である。主として不圧地下水はこの部分に位置し、循環性の供給型地下水の特徴を有している。被圧地下水もこの地点にあるが、もっと広範囲に散り、徐々に(II)に移行する傾向がある。

(II型) 炭酸アルカリ度 (Carbonate Alkalinity)

NaCO_3 や K_2CO_3 からなり、停滞性の水質であることを示す。停滞性の被圧地下水はこの位置に集まる傾向がある。

(III型) 非炭酸塩硬度 (Non-Carbonate Hardness)

汚染されていない通常の地下水にはあまり見られないが、窒素肥料による影響を受ける場合、このタイプに位置することがある。

(IV型) 非炭酸アルカリ度 (Non-Carbonate Alkalinity)

塩化物や硫酸塩が主体であり、海水の混入や化石塩水の混入した地下水であると考えてよい。

1) キーダイアグラム手法

図 5.2 は、岐阜県各務原台地の地下水試料から作成したキーダイアグラムの例である。

陽イオンは $[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}]$ グループ、陰イオンは $[\text{NO}_3^- + \text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}]$ グループがともに 50%以上にプロットされる III 型に該当する試料が多いことがわかる。

このことから、I 型や II 型にプロットされるような一般的な地下水ではなく、窒素肥料の影響を受けた地下水であることや、このような地下水が台地に広く分布している状況を読みとることができる (寺尾, 1996) ⁽⁵⁾。

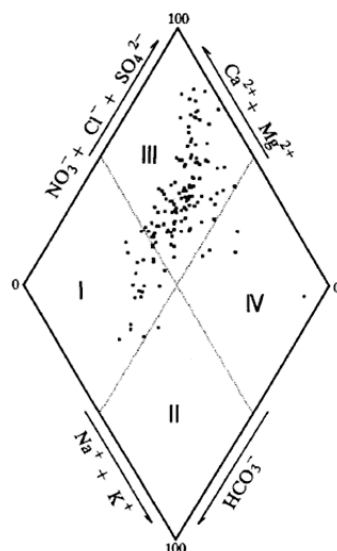


図 5.2 キーダイアグラムの例

出典：寺尾 宏. 畑作地帯の硝酸性窒素による地下水汚染と軽減対策—岐阜県各務原台地における汚染事例—. 水環境学会誌, 1996, Vol.19, No.12, p956-960.

⁽⁵⁾ 寺尾 宏. 畑作地帯の硝酸性窒素による地下水汚染と軽減対策—岐阜県各務原台地における汚染事例—. 水環境学会誌, 1996, Vol.19, No.12, p956-960.

2) トリリニアダイアグラム手法

キーダイアグラムの応用例として、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度別に分別して示すトリリニアダイアグラムを作図する手法がある。キーダイアグラムと同じ4つの特性を基本としている（図 5.3）。

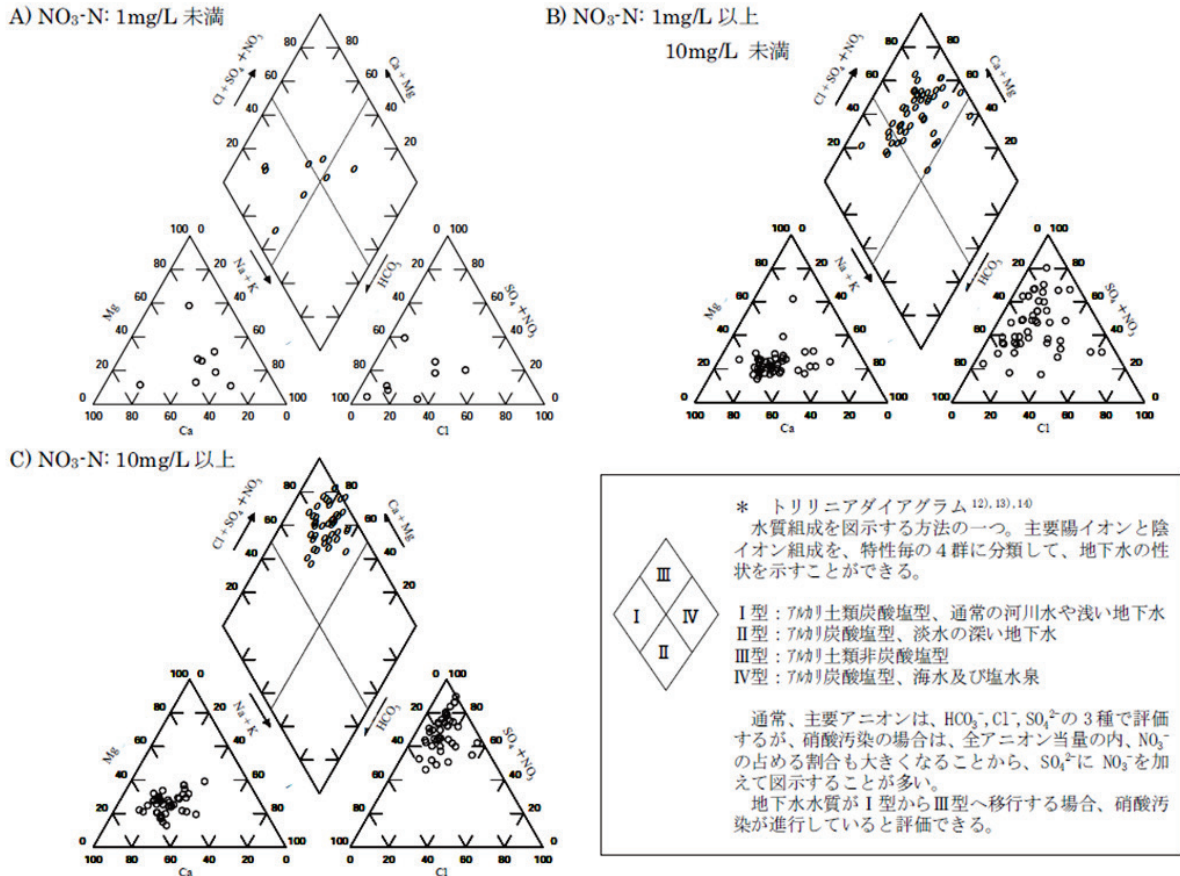


図 5.3 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度別のトリリニアダイアグラムの例

出典：三上 英敏，高田 雅之，三島 啓雄，地下水硝酸汚染に係わる汚染源簡易判定の手順，北海道環境科学研究センター所報，2009，Vol.35，p27-34。（https://www.hro.or.jp/list/environmental/research/ies/development/publication/Report/H20/35_27_34.pdf）

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

(2) ヘキサダイアグラムによる方法

ヘキサダイアグラムは、地下水中の主な溶存イオンの等量濃度を3本の水平軸上にプロットし、各点を結んで多角形で表示するものである。図 5.4 にヘキサダイアグラムの例を示す。0軸を挟んで左側が陽イオンの当量濃度、右側が陰イオンの当量濃度である。

なお、硝酸イオン (NO_3^-) については、黒く塗りつぶすことにより、硝酸性窒素汚染の指標として汚染の程度を強調することができる。黒い部分がない場合は、硝酸イオンが存在しない。

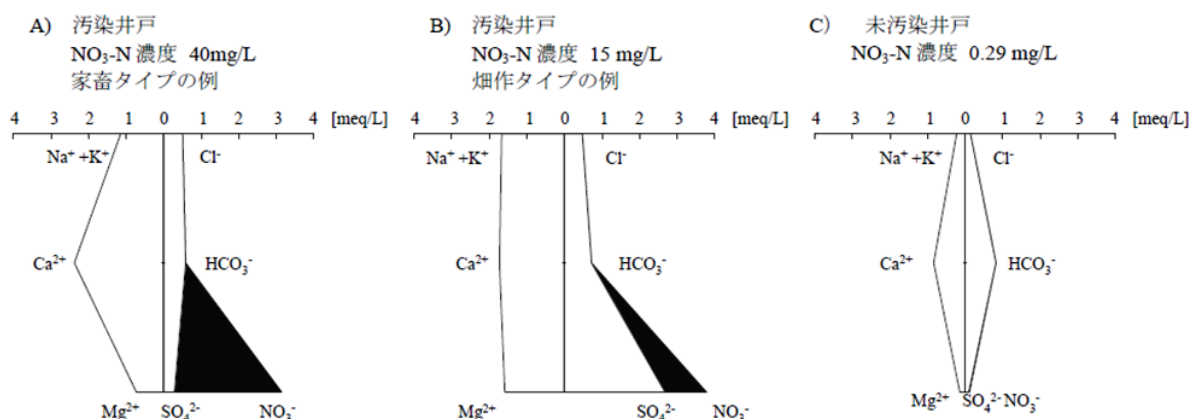


図 5.4 特徴的な3パターンのヘキサダイアグラム

ヘキサダイアグラムを用いると主要イオンの組成が視覚的に理解できる。硝酸性窒素汚染が激しくなると、黒く塗りつぶされる部分が大きくなる。また、硫安等の硫酸塩化学肥料を施用している畑地の影響を受ける場合は、 SO_4^{2-} 濃度が大きくなり、右下の白色部分が大きくなる。未汚染地下水はきれいな菱形が描かれる場合が多い。
出典：三上 英敏，高田 雅之，三島 啓雄，地下水硝酸汚染に係わる汚染源簡易判定の手順，北海道環境科学研究センター所報，2009，Vol.35，p27-34。（https://www.hro.or.jp/list/environmental/research/ies/development/publication/Report/H20/35_27_34.pdf）

この方法の利点として、以下が挙げられている。

- 作図が簡単で、図の形状から水質組成がわかる。
- 図の大小から溶存分量がわかる。
- NO_3^- を黒く塗りつぶしているので硝酸性窒素汚染の状況を把握しやすい。
- 図形が単純であり比較分類が容易である。

一方、欠点としては、以下がある。

- 2成分系の混合などの微妙な差がわからない。
- 溶存分量の差が大きい場合に同一スケールで描けない。
- 温・鉱泉や塩水化地下水など、特定の成分が極端に多い場合の作図が困難である。

一般的に耕作地に化学肥料として硫安、中和剤として苦土石灰を施用した場合、自然状態のヘキサダイアグラムと比較して、硝酸イオン、硫酸イオン、カルシウムイオン及びマグネシウムイオンが増加する。

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

家畜排せつ物由来、化学肥料由来や浄化槽排水由来の窒素が多い場合、ヘキサダイアグラムの右下の濃度 ($\text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$) が高くなることが考えられる。その場合、供給源の主な判別基準は、表 5.3 に示すように、 SO_4^{2-} の割合と NO_3^- ($\text{NO}_3\text{-N}$) の割合から推定することができる。簡単に、化学肥料が多い場合は硫酸塩濃度が高くなり、家畜排せつ物堆肥や浄化槽排水の場合は硫酸塩濃度が低いことから判断する。

表 5.3 主な窒素供給源の水質的特徴（全イオン当量に対する割合）

	SO_4^{2-}	Cl^-	HCO_3^-	Na^+	K^+
浄化槽排水	低	高		高	低
化学肥料（硫酸塩）	高	低		低	高
堆肥・家畜排泄物	低	高	高	高	高

出典：三上 英敏，高田 雅之，三島 啓雄．地下水硝酸汚染に係わる汚染源簡易判定の手順．北海道環境科学研究センター所報，2009，Vol.35，p27-34．（https://www.hro.or.jp/list/environmental/research/ies/development/publication/Report/H20/35_27_34.pdf）

三上ら（2009）⁽⁶⁾の調査事例では、ヘキサダイアグラムと、次に述べる安定同位体の測定結果を併せて解析することにより、より供給源の判定が精度よくできるとしている。

⁽⁶⁾ 三上 英敏，高田 雅之，三島 啓雄．地下水硝酸汚染に係わる汚染源簡易判定の手順．北海道環境科学研究センター所報，2009，Vol.35，p27-34．（https://www.hro.or.jp/list/environmental/research/ies/development/publication/Report/H20/35_27_34.pdf）

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

(3) 窒素安定同位体比による方法

窒素には、 ^{14}N と ^{15}N の2つの安定同位体が存在し、大気中での存在比は 99.635%と 0.365%とほぼ一定である。窒素供給源によってこの2つの安定同位体の存在比がほぼ一定の範囲に収まる性質があることから、この性質を利用して、地下水で検出される窒素の供給源を推定する方法である。

窒素の安定同位体比 $\delta^{15}\text{N}$ 値は、対象とする物質の ^{15}N と ^{14}N の比 $R (=^{15}\text{N}/^{14}\text{N})$ を求め、標準物質（大気中の窒素）の同位体比との差を千分率で表したものであり、次式により算出される。

$$\delta^{15}\text{N}(\%) = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{air}}) - 1] \times 10^3$$

$$R : ^{15}\text{N}/^{14}\text{N} \quad R_{\text{air}} : 3.663 \times 10^{-3} (= 0.365\% \div 99.635\%)$$

$\delta^{15}\text{N}$ は大気中の窒素成分との差として表現されるため、大気中の窒素ガスを固定して製造される無機化学肥料の $\delta^{15}\text{N}$ 値は、理論上ゼロとなる。

図 5.5 に $\delta^{15}\text{N}$ 値の報告例を示す。図から、降水で $-8 \sim 2\%$ 、化学肥料で $-7.4 \sim 6.8\%$ 、家畜排せつ物で $10 \sim 22\%$ 、下水処理水で $8 \sim 15\%$ などの値が報告されており、これらの値を目安として窒素の供給源を推定する。

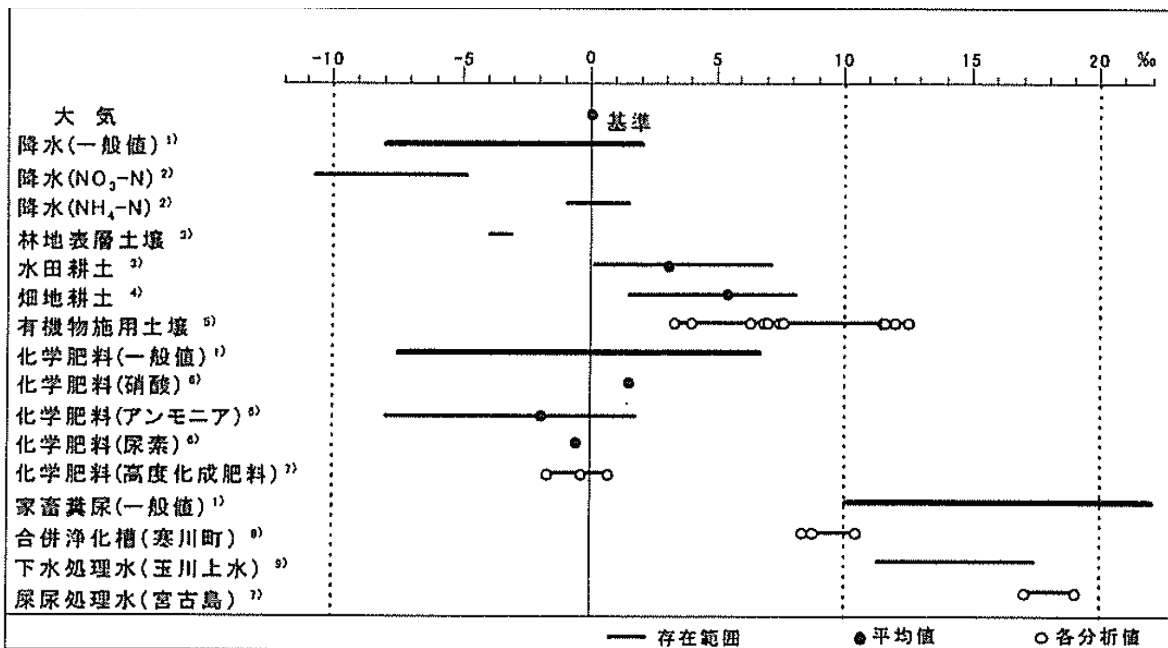


図 5.5 $\delta^{15}\text{N}$ 値の報告例

出典：環境省水環境部地下水・地盤環境室 監修。硝酸性窒素による地下水汚染対策の手引き。公害研究対策センター，2002，p43.

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

図 5.6 は、全国各地で観測された硝酸性窒素濃度と窒素安定同位体比 $\delta^{15}\text{N}$ の関係を示したものである。

地下水中の硝酸性窒素が無機化学肥料に由来する場合、硝酸性窒素濃度の上昇に伴い、 $\delta^{15}\text{N}$ 値は徐々に減少する。無機化学肥料を使用している山形県試験地では、 $\delta^{15}\text{N}$ 値の範囲が 1.1~7.9 ‰と低く、硝酸性窒素濃度に対して横に長く伸びる分布を示す。

一方、浄化槽排水由来の窒素成分が多いと見られる香川県試験地では、 $\delta^{15}\text{N}$ 値の範囲が 4.8~21.2 ‰となっており、観測対象とした地下水の中では最も高い部類に属している。

このように、窒素安定同位体比は土地利用形態をある程度反映し、その指標となりうる。一般に、無機化学肥料施用地では低く、有機態窒素由来の地下水は高めの値を示すことが多い(平田, 1996)⁽⁷⁾。

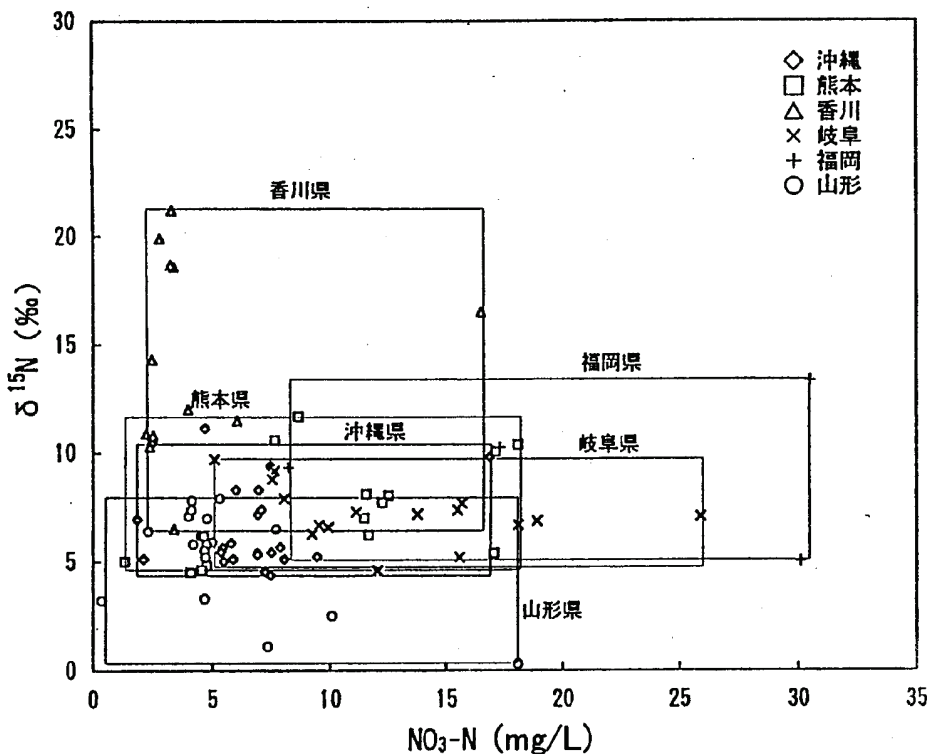


図 5.6 硝酸性窒素濃度と窒素安定同位体比 $\delta^{15}\text{N}$ の関係

出典：平田 健正. わが国における硝酸性窒素による地下水汚染の現状と問題点. 水環境学会誌, 1996, Vol.19, No.12, p950-955.

⁽⁷⁾ 平田 健正. わが国における硝酸性窒素による地下水汚染の現状と問題点. 水環境学会誌, 1996, Vol.19, No.12, p950-955.

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

1) 窒素安定同位体比解析事例（宮古島）

窒素の安定同位体比について宮古島で観測された事例を以下に示す。

近藤ら（1997）⁽⁸⁾は、宮古島の観測地点の周辺と上流の土地利用関係を3つに分け、 $\delta^{15}\text{N}$ 値（‰）と硝酸性窒素濃度の関係を調査した。図 5.7 に $\delta^{15}\text{N}$ 値（‰）と硝酸性窒素濃度の関係を示す。

地下水流動（上流側の土地利用の影響）、脱窒などの影響を受け、分布に重複はあるものの、主要な供給源である農地（化学肥料）と市街地（生活排水）が判別できており、地域の条件を考慮すれば供給源の同定が可能となる。なお、これらの評価には、ある程度の数の試料を分析する必要がある、地下水の流動系、土地利用状況等の基本的情報が必要である。

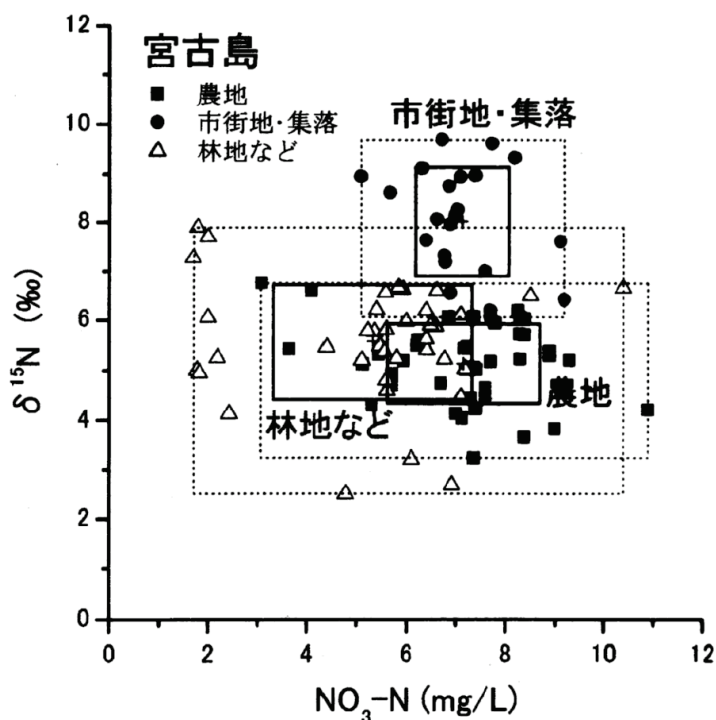


図 5.7 宮古島における硝酸性窒素と窒素安定同位体比の関係

土地利用別に（平均±標準偏差）の四角形（実線）、包絡四角形（点線）を示してある。

出典：田瀬則雄. 水文学における環境同位体の利用. 化学工業, 2003, Vol.67, No.2, p97-99.

⁽⁸⁾ 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, 1997, Vol.39, No.1, p1-15.

(https://www.jstage.jst.go.jp/article/jagh1987/39/1/39_1/_pdf/-char/ja)

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

この他、窒素の安定同位体比と合わせて硝酸に含まれる酸素の安定同位体比 $\delta^{18}\text{O}$ 値を用いると、より供給源の推定がしやすくなる⁽⁹⁾。

図 5.8 に様々な窒素化合物がとりうる $\delta^{15}\text{N}$ 値及び $\delta^{18}\text{O}$ 値の範囲を示す。

- 大気窒素を起源とするマメ科植物や肥料中の $\delta^{15}\text{N}$ 値は 0 付近の値をとる。
- 土壌中の窒素化合物の $\delta^{15}\text{N}$ 値は、インプットとなる化学肥料や家畜ふん尿、降雨などを反映し様々な値をとる。一般に、土壌窒素の $\delta^{15}\text{N}$ 値は軽い窒素原子の方が先に溶脱し、植物吸収、脱窒などにより失われるため、0 より高くなる傾向にある。
- 家畜ふん尿や下水中に含まれる窒素化合物の $\delta^{15}\text{N}$ 値は、動物体内における代謝や排泄後のアンモニア揮散による同位体分別などにより高い値をとる。
- 硝化細菌によって生成された NO_3 の 3 つの酸素原子のうち、2 原子は水由来で、残りの 1 原子は酸素由来となる。よって、植物体や家畜ふん尿、下水、土壌等の有機態窒素やアンモニア性窒素を起源とする硝酸性窒素は、硝化が起こった場所の水及び酸素の $\delta^{18}\text{O}$ 値を反映し、通常は - 5 から 15 程度の値をとる。
- 化学肥料に含まれる硝酸中の酸素原子は大気中の酸素を起源とするので、大気中の酸素の同位体比($\delta^{18}\text{O}$ 値 = +23.50 ‰)に近い値をとる。

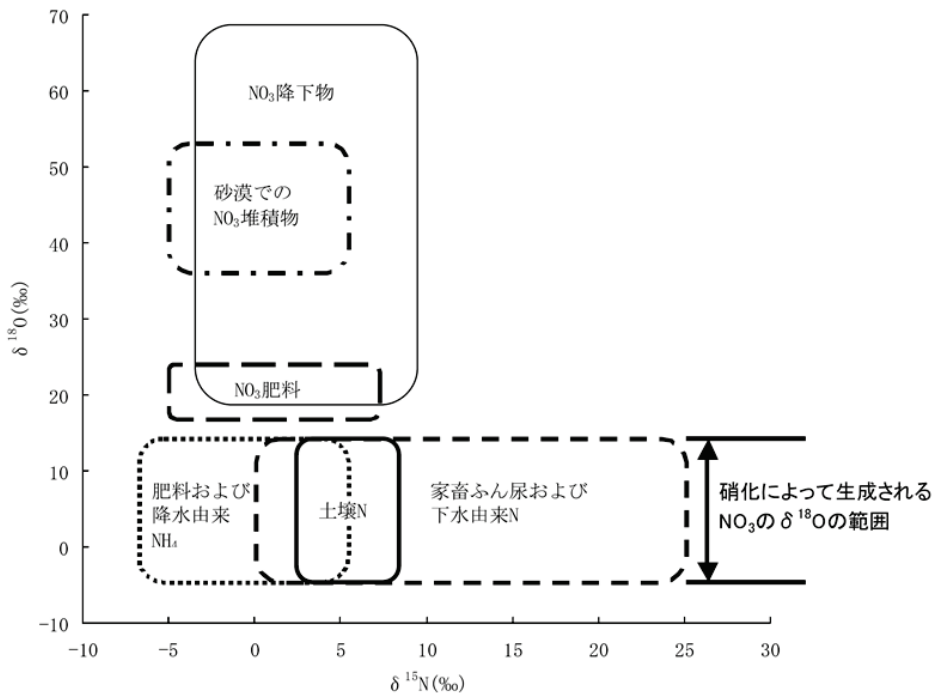


図 5.8 様々な窒素化合物がとりうる $\delta^{15}\text{N}$ 値及び $\delta^{18}\text{O}$ 値の範囲

アンモニア性窒素及び有機態窒素の $\delta^{18}\text{O}$ 値は硝化によって生成されたときの NO_3 の $\delta^{18}\text{O}$ 値を示す。

出典：(独)農業環境技術研究所. 水環境保全のための農業環境モニタリングマニュアル改訂版. 平成 18 年 3 月. (<http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/techdoc/monitoring/index.html>)

⁽⁹⁾ (独)農業環境技術研究所. 水環境保全のための農業環境モニタリングマニュアル改訂版. 平成 18 年 3 月. (<http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/techdoc/monitoring/index.html>)

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

2) 窒素と酸素の安定同位体比解析事例（熊本県）

富家ら（2011）⁽¹⁰⁾は、1960年から5年ごとに実施されている農林業センサス調査の結果から農業から発生する窒素負荷量を推計した。当該センサス調査では、面積の比較的小さな旧市町村単位で農作物別の耕地面積や家畜別の頭数などの情報が得られている。これらのデータを基に、基準施肥量や家畜からの窒素排出量、降水量、窒素溶脱率等を設定し、地下浸透水における硝酸性窒素濃度を推計した。

地下浸透水中の硝酸性窒素濃度の推定にあたり、窒素供給源での土地利用が主に農地であるとして地下への浸透率を一律と仮定し、降雨の約1/3（34%）が地下に浸透するものとしている。また、窒素溶脱率については、文献等から、水田で0.05（5%）、畑及び畜産排出物で0.35（35%）と仮定している。図5.9に、推計された家畜排せつ物由来の地下浸透水中の硝酸性窒素濃度の推移を示す。また、図5.10に、地下水の硝酸性窒素の安定同位体 $\delta^{15}\text{N}$ 値の測定結果を示す。

富家ら（2011）⁽¹⁰⁾は、これら施肥や家畜からの窒素排出量を推定した結果、近年における家畜排せつ物による窒素負荷の増加傾向が明らかで、そのトレンドは地下水涵養域や上流域の地下水硝酸性窒素濃度の上昇傾向に合致するとしている。また、これらのGISを活用した農林業センサスデータ解析と安定同位体分析の結果から、熊本都市域地下水における硝酸性窒素の主な負荷要因は家畜排せつ物や堆肥等の有機態窒素であると結論している。

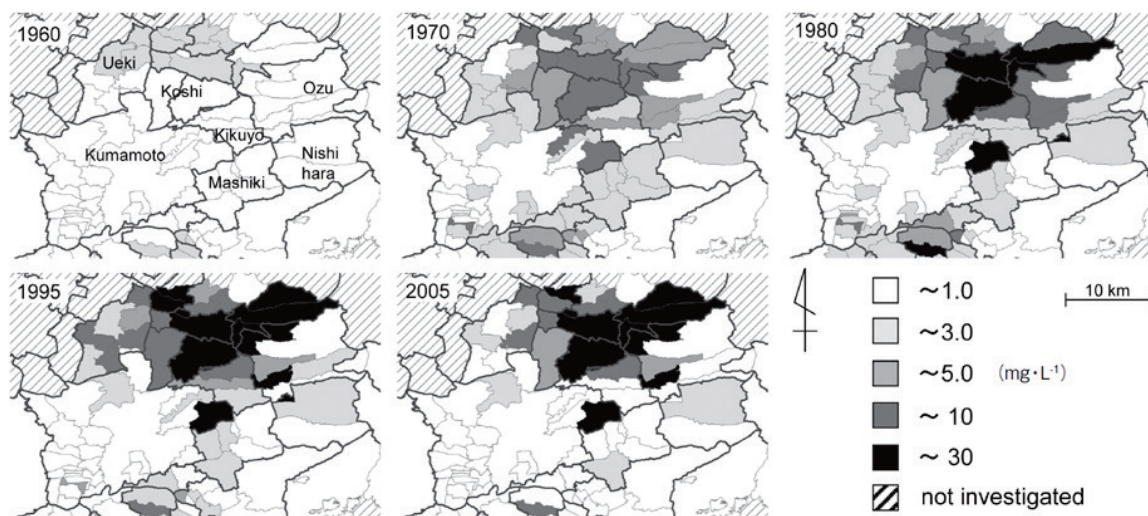


図 5.9 推計された家畜排せつ物由来の地下浸透水中の硝酸性窒素濃度の推移

出典：富家 和男，糸満 尚貴，松山 賢司，柿本 竜治，川越 保徳．熊本都市域における地下水中硝酸性窒素濃度の現状と地理情報システムおよび窒素安定同位体分析による窒素負荷要因の解明．水環境学会誌，2011，Vol.34，No.1，p1-9．（https://www.jstage.jst.go.jp/article/jswe/34/1/34_1_1/_pdf/-char/ja）

⁽¹⁰⁾ 富家 和男，糸満 尚貴，松山 賢司，柿本 竜治，川越 保徳．熊本都市域における地下水中硝酸性窒素濃度の現状と地理情報システムおよび窒素安定同位体分析による窒素負荷要因の解明．水環境学会誌，2011，Vol.34，No.1，p1-9．（https://www.jstage.jst.go.jp/article/jswe/34/1/34_1_1/_pdf/-char/ja）

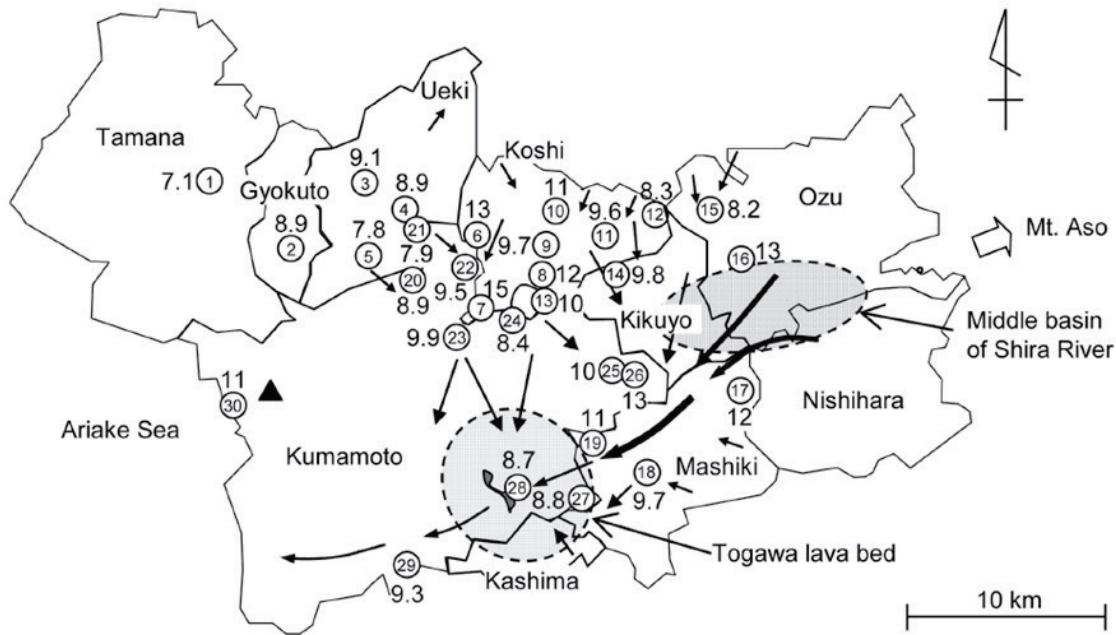


図 5.10 地下水の硝酸性窒素の安定同位体比

注：○番号は試料採取地点番号である。

出典：富家 和男, 糸満 尚貴, 松山 賢司, 柿本 竜治, 川越 保徳. 熊本都市域における地下水中硝酸性窒素濃度の現状と地理情報システムおよび窒素安定同位体分析による窒素負荷要因の解明. 水環境学会誌, 2011, Vol.34, No.1, p1-9. (https://www.jstage.jst.go.jp/article/jswe/34/1/34_1_1/_pdf/-char/ja)

3) 窒素と酸素の安定同位体比解析事例（茨城県）

以下に $\delta^{15}\text{N}$ 値及び $\delta^{18}\text{O}$ 値を用いた供給源解析事例を示す。

図 5.11 に茨城県の台地畑における地下水位と地下水中の亜酸化窒素の安定同位体比の関係を示す。

茨城県内の台地畑（厚層黒ボク土、畑地では主に化学肥料を施用し、また近傍の養豚農家では 1999 年頃まで素掘りにより家畜ふん尿を廃棄していた）を流下する浅層地下水中の N_2O の $\delta^{15}\text{N}$ 値は高水位期において -20% 程度であり、全窒素（TN）の $\delta^{15}\text{N}$ 値よりもかなり低い。これは高水位期の N_2O は主に硝酸化成の過程で生成していることを示すとしている（図 5.11）。

N_2O の $\delta^{15}\text{N}$ 値と $\delta^{18}\text{O}$ 値の変動（図 5.11）の要因としては、2種類の N_2O の混合、あるいは脱窒等による N_2O の N_2 への還元が考えられるとしている。

この観測井戸における $\delta^{15}\text{N}$ 値と $\delta^{18}\text{O}$ 値の変化量はおおよそ $1:1$ であり、一般の脱窒過程における変化量（ $\delta^{15}\text{N} : \delta^{18}\text{O} \approx 1:2$ ）と異なる（図 5.12）。

したがって、この観測井戸における N_2O の $\delta^{15}\text{N}$ 値と $\delta^{18}\text{O}$ 値の変化は脱窒によるものではなく、地下浸透した肥料成分由来の「軽い（安定同位体比の低い）」 N_2O と水平移動した家畜ふん尿由来の「重い（安定同位体比の高い）」 N_2O との混合比が変わったことによるものであると推測されるとしている。

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

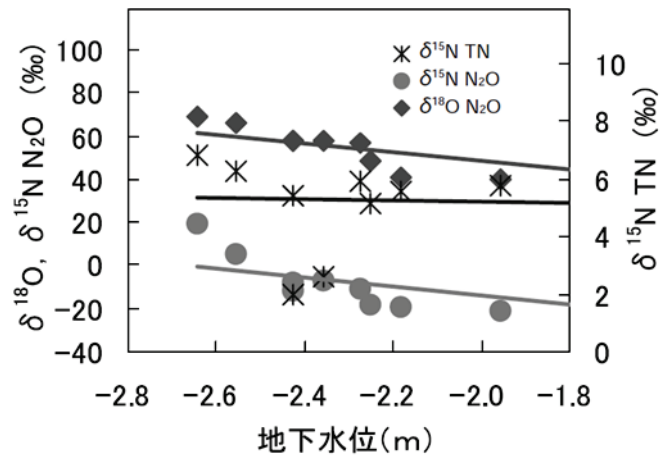


図 5.11 茨城県の台地畑における地下水位と安定同位体比の関係

出典：(独)農業環境技術研究所. 水環境保全のための農業環境モニタリングマニュアル改訂版. 平成 18 年 3 月. (<http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/techdoc/monitoring/index.html>)

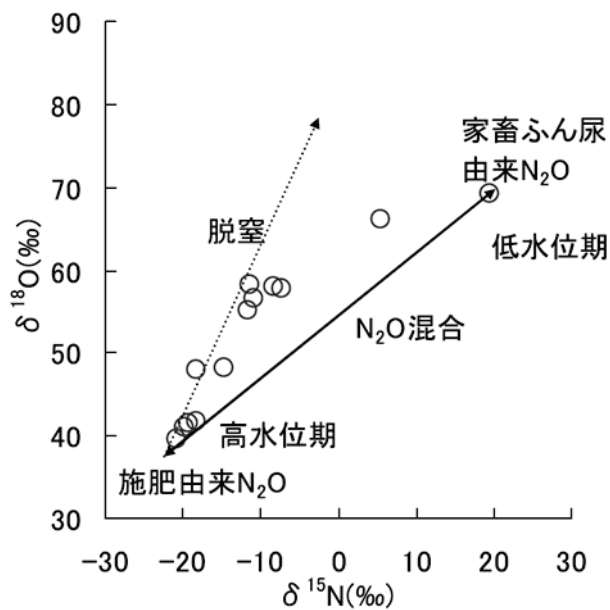


図 5.12 観測井における $\delta^{15}\text{N}$ 値と $\delta^{18}\text{O}$ 値の変化量

出典：(独)農業環境技術研究所. 水環境保全のための農業環境モニタリングマニュアル改訂版. 平成 18 年 3 月. (<http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/techdoc/monitoring/index.html>)

(4) その他の手法（濃度相関マトリックスによる方法）

濃度相関マトリックスによる方法は、地下水質の各項目間の相関係数をマトリックス形式で表し、相関係数の大小によって汚染原因を検討する方法である。例えば、硝酸性窒素とカルシウムイオン (Ca^{2+}) やマグネシウムイオン (Mg^{2+}) の相関が高い場合、あるいは窒素肥料の主成分である硫酸イオン (SO_4^{2-}) がカルシウムイオンやマグネシウムイオンと相関が高い場合等には、窒素肥料による汚染の原因が考えられる。このように、検討の対象とする分析項目には、各種のイオン等常時監視調査で通常測定していない項目も含まれるので、必要に応じて適宜こうした項目も追加して測定することが望ましい。

1) 濃度相関マトリックスの事例

表 5.4 は、窒素肥料（硫安）の溶脱により地下水汚染が発生した地域の地下水の濃度相関マトリックスの例である。

硝酸性窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$) と高い相関性を示した項目は、電気伝導率 (EC)、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} であり、相関係数はそれぞれ 0.83、0.76、0.76 であった。また、窒素肥料の主成分である硫酸イオン (SO_4^{2-}) も、電気伝導率、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} との間に、それぞれ 0.86、0.88、0.83 と高い相関性があった。

この事例地域では、窒素肥料とともに土壌の酸性化を防ぐ目的で苦土石灰（カルシウムとマグネシウムを主成分とする肥料）が多量に散布されていることから、肥料に由来する硝酸性窒素と硫酸イオンが、カルシウムイオンやマグネシウムイオンと高い相関関係を持つことから、地下水の硝酸性窒素の供給源は、窒素肥料であると推定できる。

なお、アルカリ度 (CaCO_3) とカルシウムイオンやマグネシウムイオンとの相関性が低いことから、対象地域の地下水に含まれる Ca^{2+} と Mg^{2+} が土壌や岩石からの溶出ではないことが推測され、肥料と一緒に散布された苦土石灰に由来することが裏付けられる。

表 5.4 濃度相関マトリックスの例

	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}	アルカリ度 (HCO_3^-)	SiO_2	EC
$\text{NO}_3\text{-N}$	0.40	0.37	0.76	0.76	0.62	0.58	-0.30	0.12	0.83
Na^+		0.35	0.50	0.42	0.78	0.46	0.24	0.16	0.65
K^+			0.22	0.22	0.48	0.16	-0.15	0.13	0.34
Ca^{2+}				0.87	0.58	0.88	0.23	0.16	0.97
Mg^{2+}					0.56	0.83	0.10	0.16	0.90
Cl^-						0.46	-0.05	0.08	0.72
SO_4^{2-}							0.08	-0.08	0.86
HCO_3^-								0.42	0.14
SiO_2									0.16

備考) サンプル数 n = 141

環境庁水質保全局監修・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, p217.

より作成

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

5-3 地下水の窒素負荷発生状況調査（窒素原単位法）

窒素原単位法は、地下水への窒素負荷の発生状況を、原単位法により推定する方法であり、「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素に係わる地下水汚染調査マニュアル（環境省，1999）」によると以下に示すとおりである。なお、面源から河川、湖沼等の公共用水等に流出する場合の土地利用別原単位の例を表 5.5 に示す。

表 5.5 窒素の供給原単位の例

排出源	調査地域	T-N (kg/ha/年)	T-P (kg/ha/年)	備考
大気降下物 および降水	京都府・上賀茂	6.11	0.73	自然地域
	滋賀県・大石川	6.71	0.44	自然地域
	滋賀県・草津	15.7	0.52	自然地域
	茨城県・阿見町	12.8	0.09	自然地域
	山形市	15.1	3.09	都市地域、降水量(1163 mm/年)
	北九州市	30.8	1.98	都市地域、降水量(1690 mm/年)
	神戸市	5.1	0.26	都市地域、降水量(1385 mm/年)
	千葉市	27.7	0.50	都市地域、降水量(1460 mm/年)
	秋田県・大湯村	7.6	0.65	農業地域
	石川県・金沢市	7.6	0.45	農業地域
	埼玉県・加須市	9.0	1.22	農業地域
都市地域の 排出負荷	北九州市	33.5	6.5	人口密度(138 人/ha)
	神戸市	34.2	5.8	人口密度(162 人/ha)
	山形市	17.6	3.0	人口密度(79.6 人/ha)
	千葉市	19.1	0.9	人口密度(130 人/ha)
水田	全国 ¹⁾	32.2	1.38	乾田、総流出量
	全国 ¹⁾	19.7	0.45	普通田、総流出量
	全国 ¹⁾	35.9	1.09	湿田、総流出量
	全国 ¹⁾	10.4	0.47	循環灌漑田、総流出量
	全国 ¹⁾	40.0	4.90	傾斜地水田、総排出量
自然地域の 排出負荷	滋賀県・若女 ²⁾	1.83	0.13	面積(0.029 km ²)、 降水量(1567 mm/年)
	滋賀県・朽木 ²⁾	2.66	0.55	面積(0.80 km ²) 降水量(2302 mm/年)
	滋賀県・竜王 ²⁾	4.20	0.23	面積(0.067 km ²) 降水量(2204 mm/年)
	滋賀県・三田川 ²⁾	3.42	0.095	面積(0.32 km ²) 降水量(1527 mm/年)
	滋賀県・和辻川 ²⁾	4.45	0.113	面積(0.28 km ²) 降水量(2074 mm/年)
	茨城県・筑波山	12.7	0.060	
	不明 ²⁾	6.94	0.183	土木学会
	不明 ²⁾	2.57	0.135	土木学会
	滋賀県 ²⁾	4.05	0.135	
	茨城県 ²⁾	3.65	0.219	
	茨城県・霞ヶ浦 ²⁾	2.44	0.215	
	茨城県・霞ヶ浦 ²⁾	3.58	0.117	
	長野県・諏訪湖	3.58	0.12	

1) 國松(1989)水田の汚濁負荷流出量、河川汚濁のモデル解析、技報堂出版、p59

2) 平田・村岡(1989)山林からの流出負荷量、河川汚濁のモデル解析、技報堂出版、p49

出典：(独)農業環境技術研究所．水環境保全のための農業環境モニタリングマニュアル改訂版．平成 18 年 3 月．(<http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/techdoc/monitoring/index.html>)

(1) 施肥

施肥による土壌への窒素負荷量は次式から算出する。

$$N_{fy} = \sum (U_{fi} \times A_{fi}) \dots\dots\dots (1)$$

N_{fy} : 施肥による年間窒素負荷量 (kg/年)

U_{fi} : 土地利用 i の施肥窒素量 (kg/ha/年)

A_{fi} : 土地利用 i の耕地面積 (ha)

(2) 家畜排せつ物

畜産事業所から土壌への窒素負荷量は次式から計算する。

$$N_{ay} = \sum (U_{aj} \times H_{aj} \times \gamma_{aj}) \dots\dots\dots (2)$$

N_{ay} : 家畜排せつ物の処理に伴う土壌への年間窒素負荷量 (kg/年)

U_{aj} : 事業所 j における家畜排せつ物の発生負荷量 (kg/年)

H_{aj} : 事業所 j における家畜排せつ物中の窒素含有率

γ_{aj} : 事業所 j における家畜排せつ物の排出率

〔解説〕

- 家畜排せつ物量と窒素含有率を実測値に基づいて窒素負荷量を求めるのが望ましいが、困難な場合には ($U_{aj} \times H_{aj}$) を (家畜排せつ物の窒素原単位×飼養頭数) で置き換える (表 5.6)。
- 平成 11 年 11 月に、家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律 (家畜排せつ物法) が施行され、その後は家畜排せつ物法対象施設については整備が進み、いわゆる野積み・素掘り等の不適正処理はほぼ解消している。それゆえ、現地調査により、畜産事業所ごとに家畜排せつ物の排出率を求める必要がある。なお、家畜排せつ物法施行以前の素掘り等の処理が行われた跡地から現在も負荷がある可能性が指摘されており、注意が必要である。
- 湖沼水質保全計画で用いられている畜産排水の排出率を、表 5.7～表 5.9 に示す。
- 家畜排せつ物を堆肥化する等して、農地で有効利用している場合は(1)式に従う。

表 5.6 家畜ふん尿の窒素原単位

畜種		原単位(kg/頭(羽)/年)*		
		ふん	尿	合計
乳牛	搾乳牛	55.8	55.7	111.5
	乾・未経	13.1	21.1	35.2
	育成牛	31.1	26.8	57.9
肉牛	2歳未満	24.8	22.6	47.4
	2歳以上	22.9	30.4	53.3
	乳用種	23.6	27.9	51.5
豚	肉豚	3.0	9.5	12.5
	繁殖豚	4.0	14.6	18.6
採卵鶏	雛	0.6	-	0.6
	成鶏	1.2	-	1.2
ブロイラー	-	1.0	-	1.0

* : 築城 幹典, 原田 靖生. 我が国における家畜排泄物発生の実態と今後の課題. 環境保全と新しい畜産, 農林水産情報協会, 1997, p15-29.

出典 : (独)農業環境技術研究所. 水環境保全のための農業環境モニタリングマニュアル改訂版. 平成 18 年 3 月. (<http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/techdoc/monitoring/index.html>)

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

表 5.7 牛の汚濁負荷原単位と排出率（湖沼水質保全計画で使用している値）

湖沼水質保全計画	策定期	COD			T-N			T-P			備考
		発生負荷量 g/頭/日	排出負荷量 g/頭/日	排出率 %	発生負荷量 g/頭/日	排出負荷量 g/頭/日	排出率 %	発生負荷量 g/頭/日	排出負荷量 g/頭/日	排出率 %	
茨城県 霞ヶ浦	第6期	530	31.7	6.0	247.4	30.3	12.3	34.7	0.17	0.5	乳用牛
		313	18.8	6.0	138.0	16.2	11.8	14.8	0.07	0.5	肉用牛
千葉県 印旛沼	第6期	530	5.3	1.0	290	5.4	1.9	50	1.45	2.9	
千葉県 手賀沼	第6期	530	5.3	1.0	290	5.4	1.9	50	1.45	2.9	
滋賀県 琵琶湖	第6期	-	0.0	0.0	-	0.0	0.0	-	0.00	0.0	全量農地還元
岡山県 児島湖	第6期	530	26.5	5.0	290	14.5	5.0	50	2.50	5.0	
長野県 諏訪湖	第6期	-	-	-	-	-	-	-	-	-	存在しない
長野県 野尻湖	第4期	-	-	-	-	-	-	-	-	-	存在しない
宮城県 釜房ダム	第6期	-	1.2	-	-	2.3	-	-	0.08	-	肉用牛
		-	1.2	-	-	2.3	-	-	0.08	-	乳用牛
島根県 中海	第5期	530	2.6	0.5	290	0.91	0.3	50	0.12	0.2	島根県
		530	2.46	0.5	290	0.51	0.2	50	0.11	0.2	鳥取県
島根県 宍道湖	第5期	530	3.7	0.7	290	4.10	1.4	50	0.24	0.5	
秋田県 八郎湖	第2期	530	31.8	6.0	290	24.8	8.6	50	0.25	0.5	
単純平均値		515	11.3	2.5	276	11.2	3.9	46	0.88	1.6	

注 1) 単純平均値：範囲を有する計画は中間値を集計

注 2) 排出率：排出負荷量／発生負荷量×100

出典：国土交通省水管理・国土保全局下水道部，流域別下水道整備総合計画調査 指針と解説，平成 27 年 1 月。
(<https://www.mlit.go.jp/common/001065300.pdf>)

表 5.8 豚の汚濁負荷原単位と排出率（湖沼水質保全計画で使用している値）

湖沼水質保全計画	策定期	COD			T-N			T-P			備考
		発生負荷量 g/頭/日	排出負荷量 g/頭/日	排出率 %	発生負荷量 g/頭/日	排出負荷量 g/頭/日	排出率 %	発生負荷量 g/頭/日	排出負荷量 g/頭/日	排出率 %	
茨城県 霞ヶ浦	第6期	130.0	7.9	6.1	35.7	4.1	11.4	9.3	0.05	0.5	
千葉県 印旛沼	第6期	130.0	4.8	3.7	40.0	2.8	7.0	25	2.68	10.7	
千葉県 手賀沼	第6期	130.0	4.8	3.7	40.0	2.8	7.0	25	2.68	10.7	
滋賀県 琵琶湖	第6期	130.0	7.8	6.0	40.0	2.4	6.0	25	2.50	10.0	2010年からは実績の積上げ
岡山県 児島湖	第6期	130.0	6.5	5.0	40.0	2.0	5.0	25	1.25	5.0	
長野県 諏訪湖	第6期	-	-	-	-	-	-	-	-	-	存在しない
長野県 野尻湖	第4期	-	-	-	-	-	-	-	-	-	存在しない
宮城県 釜房ダム	第6期	-	0.2	-	-	0.5	-	-	0.04	-	
鳥取県・島根県 中海	第5期	130.0	0.6	0.5	40.0	0.1	0.3	25	0.06	0.23	島根県
		130.0	3.1	2.4	40.0	4.4	11.0	25	0.60	2.4	鳥取県
島根県 宍道湖	第5期	130.0	0.9	0.7	40.0	0.6	1.5	25	0.12	0.5	
秋田県 八郎湖	第2期	130.0	7.8	6.0	40.0	3.4	8.5	25	0.13	0.5	
単純平均値		130.0	4.7	4.1	39.5	2.3	6.5	23	1.09	4.9	

注 1) 単純平均値：範囲を有する計画は中間値を集計

注 2) 排出率：排出負荷量／発生負荷量×100

出典：国土交通省水管理・国土保全局下水道部，流域別下水道整備総合計画調査 指針と解説，平成 27 年 1 月。
(<https://www.mlit.go.jp/common/001065300.pdf>)

表 5.9 鶏の汚濁負荷原単位と排出率（湖沼水質保全計画で使用している値）

湖沼水質保全計画	策定期	COD			T-N			T-P			備考
		発生負荷量	排出負荷量	排出率	発生負荷量	排出負荷量	排出率	発生負荷量	排出負荷量	排出率	
		g/頭/日	g/頭/日	%	g/頭/日	g/頭/日	%	g/頭/日	g/頭/日	%	
茨城県 霞ヶ浦	第6期	2.8	0.224	8.0	3.00	0.363	12.1	0.50	0.0025	0.5	採卵鶏
		2.8	0.224	8.0	2.62	0.317	12.1	0.29	0.0015	0.5	肉用鶏
滋賀県 琵琶湖	第6期	-	0.000	0.0	-	0.000	0.0	-	0.0000	0.0	全量農地還元
宮城県 釜房ダム	第6期	-	0.000	0.0	-	0.000	0.0	-	0.0000	0.0	全量農地還元
秋田県 八郎湖	第2期	3.0	0.300	10.0	1.00	0.100	10.0	0.15	0.0020	1.3	
単純平均値		2.9	0.131	4.5	1.91	0.110	5.5	0.27	0.0010	0.5	

注) 排出率：排出負荷量／発生負荷量×100

出典：国土交通省水管理・国土保全局下水道部，流域別下水道整備総合計画調査 指針と解説，平成27年1月。
 (<https://www.mlit.go.jp/common/001065300.pdf>)

(3) 生活排水

生活排水（し尿・雑排水）の地下浸透による土壌への窒素負荷量は次式から計算する。

$$N_{sy} = U_{sy} \times P_u + M_{sy} \times P_m \dots \dots \dots (3)$$

- N_{sy}：生活排水による年間窒素負荷量（kg/年）
- U_{sy}：単独処理浄化槽排水の原単位（kg/人/年）
- P_u：単独処理浄化槽排水の地下浸透処理人口（人）
- M_{sy}：雑排水の原単位（kg/人/年）
- P_m：雑排水の地下浸透処理人口（人）

〔解説〕

- 単独処理浄化槽排水及び雑排水の原単位は、調査地の実情に応じた数値を使うことが望ましいが、ない場合は表 5.10 に示す値を用いる。

表 5.10 生活排水の窒素原単位

生活排水の種類	原単位(kg/人/年)
単独処理浄化槽排水	5.2~6.6
雑排水	1.10

出典：(独)農業環境技術研究所，水環境保全のための農業環境モニタリングマニュアル改訂版，平成18年3月。
 (<http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/techdoc/monitoring/index.html>)

(4) 商工業排水

商工業排水の地下浸透による土壌への窒素負荷量は次式から計算する。

$$N_{cy} = \sum (U_{ck} \times N_{ck}) \dots \dots \dots (4)$$

- N_{cy}：商工業排水による年間窒素負荷量（kg/年）
- U_{ck}：事業所 k における排水の地下浸透量（m³/年）
- N_{ck}：事業所 k における排水中の窒素濃度（kg/m³）

〔解説〕

- 事業所別の排水量及び排水中窒素濃度の実測値に基づいて窒素負荷量を求めるのが望ましい。

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

(5) 硝酸性窒素等の地下水への流入

硝酸性窒素等の地下水への流入には、人間活動に起因するもの（Nart）と自然的原因によるもの（Nnat）があり、それぞれ(5)式と(6)式から年間窒素流入量を計算する。

$$Nart = Nfy \times \alpha + Nay \times \beta + Nsy \times \gamma + Ncy \times \delta \dots \dots \dots (5)$$

Nart : 人間活動に起因する年間窒素流入量 (kg/年)

$\alpha, \beta, \gamma, \delta$: 窒素供給源の種類別の溶脱率

$$Nnat = Nc \times P \times A \times \delta p \div 100 \dots \dots \dots (6)$$

Nnat : 自然的原因による年間窒素流入量 (kg/年)

N : 自然地下水中の硝酸性窒素等濃度 (mg/L)

P : 降水量 (mm/年)

A : 調査範囲の面積 (ha)

δp : 降水浸透率

〔解説〕

- 溶脱率は、土壤に負荷された窒素が硝酸イオンや亜硝酸イオンの形態で地下水へ流入する割合であり、作物の種類、土壤の種類、施肥法等の条件によって異なる。
- 溶脱率の設定にあたっては、調査地域の実情に応じた適当な値を選定する（表 5.11、表 5.12）。
- 降水量と地下浸透量の関係は次式で表される。
- P (降水量) = E (蒸発散量) + R_s (表面流出量) + R_g (地下浸透量)
- 降水浸透率 ($\delta p = R_g/P$) の全国平均値は 0.22 であるが、降水浸透率は対象地域の不透水性面積によって異なる。武蔵野台地では、降水量を 1,500 mm/年、不透水性面積の割合を 40%とした場合には、地下浸透量は 420 mm/年（降水浸透率：0.28）となる。また、不透水性面積の割合を 80%とした場合には、地下浸透量は 140 mm/年（降水浸透率：0.093）となる。

表 5.11 土地利用別の窒素溶脱率（参考値）

負荷源	土地利用	溶脱率(%)
施肥	畑	20~50
	水田	0~10
	草地	5~20
家畜排せつ物	畜産事業所	60~100
生活排水	住宅地	80~100
商工業排水	商工業地	80~100

出典：(独)農業環境技術研究所. 水環境保全のための農業環境モニタリングマニュアル改訂版. 平成 18 年 3 月. (<http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/techdoc/monitoring/index.html>)

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

表 5.12 畑地の窒素溶脱率

測定地	土壌	作物	施肥量 (kg /ha)	有機物 ¹⁾ (kg /ha)	雨・灌漑 ²⁾ (kg /ha)	溶脱量 (kg/ha)	溶脱率 (%)
鹿児島	黒ボク土	陸稲/コムギ/カンショ/ エンバク/ローズグラス	257	0		87	34
鹿児島	黒ボク土	陸稲/コムギ/カンショ/ エンバク/ローズグラス	257	0		83	32
大分	黒ボク土	カンショ/コムギ	140	0		41	29
大分	黒ボク土	カンショ/コムギ	140	247		63	16
大分	黒ボク土	カンショ/コムギ	140	739		180	20
大分	黒ボク土	サトイモ/キャベツ	372	0		162	44
大分	黒ボク土	サトイモ/キャベツ	372	247		211	34
大分	黒ボク土	サトイモ/キャベツ	372	739		376	34
大分	黒ボク土	飼料作	332	0		35	11
大分	黒ボク土	飼料作	332	247		63	11
大分	黒ボク土	飼料作	332	739		220	21
愛知	第三紀	キャベツ/ハクサイ	600			24	4
愛知	洪積	キャベツ/ハクサイ	600			118	20
愛知	沖積	キャベツ/ハクサイ	600			109	18
愛知	第三紀	キャベツ/ハクサイ	600			70	12
千葉	砂質土	ハウレンソウ	300			20	7
千葉	砂質土	ハウレンソウ	300			19	6
静岡	砂土	コマツナ	100		10	29	26
静岡	砂土	コマツナ	200		10	58	28
静岡	砂土	コマツナ	300		10	118	38
群馬	黒ボク土	スイートコーン/ハウレンソウ	200	0		118	59
群馬	黒ボク土	スイートコーン/ハウレンソウ	200	200		247	62
群馬	黒ボク土	スイートコーン/ハウレンソウ	200	500		496	71
群馬	黒ボク土	スイートコーン/ハウレンソウ	200	1190		1052	76
香川	花崗岩	草地	176.2		10.4	2	1
香川	花崗岩	草地	176.2	71.2	10.4	2	1
香川	花崗岩	草地	143.8		10.4	3	2
香川	花崗岩	イネ/タマネギ	353.8		21.4	70	19
香川	花崗岩	イネ/裸麦	241.3		21.4	20	7
三重	黒ボク土	キャベツ	300			135	45
三重	黄色土	キャベツ	300			62	21
千葉	黒ボク土	陸稲/サトイモ/キャベツ	372		6	81	21
千葉	砂質土	陸稲/サトイモ/キャベツ	372		6	159	42
千葉	黒ボク土	陸稲/サトイモ	175		7	105	57
千葉	黒ボク土	陸稲/サトイモ	175		7	92	50
千葉	砂質土	陸稲/サトイモ	175		7	93	51
千葉	砂質土	陸稲/サトイモ	175		7	71	39
新潟	砂丘未熟土	ダイコン/タバコ	318.42	111.79	40.91	289	61
新潟	砂丘未熟土	ダイコン/タバコ	0		40.91	105	256
宮崎	黒ボク土	ソルガム/イタリアン	450			123	27
宮崎	黒ボク土	ソルガム/イタリアン	450			138	31
宮崎	黒ボク土	ソルガム/イタリアン	450			141	31
宮崎	黒ボク土	ソルガム/イタリアンライグラス	0	543		93	17
宮崎	黒ボク土	ソルガム/イタリアンライグラス	450	543		171	17
宮崎	黒ボク土	ソルガム/イタリアンライグラス	675	543		243	20

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

岐阜	黒ボク土	ニンジン	0		45	—
岐阜	黒ボク土	ニンジン	500		305	61
岐阜	黒ボク土	ニンジン	400		130	33
岐阜	黒ボク土	ニンジン	0		51	—
岐阜	黒ボク土	ニンジン	500		362	72
岐阜	黒ボク土	ニンジン	400		172	43
鳥取	砂丘未熟土	ナガイモ	396		422	106
鳥取	砂丘未熟土	ナガイモ	0		226	—
鳥取	砂丘未熟土	ナガイモ	320		404	126
鳥取	砂丘未熟土	ナガイモ	400		382	96
鳥取	黒ボク土	シバ	330		116	35
鳥取	黒ボク土	シバ	260		70	27
鳥取	黒ボク土	シバ	330		111	34
長崎	細粒赤色土	ニンジン/ショウガ/ パレイショ/トウモロコシ	26	0	30	117
長崎	細粒赤色土	ニンジン/ショウガ/ パレイショ/トウモロコシ	26	31	47	82
長崎	細粒赤色土	パレイショ/トウモロコシ	26	79	74	71
長崎	細粒赤色土	パレイショ/トウモロコシ	19	0	13	73
長崎	細粒赤色土	パレイショ/トウモロコシ	19	31	27	54
長崎	細粒赤色土	パレイショ/トウモロコシ	19	79	53	54
山形	砂丘未熟土	メロン	800		546	68
山形	砂丘未熟土	メロン	1000		743	74
山形	砂丘未熟土	メロン	1200		879	73
福岡	灰色低地土	トウモロコシ/イタリアンライグラス	410		150	37
福岡	灰色低地土	トウモロコシ/イタリアンライグラス	410		135	33
福岡	灰色低地土	トウモロコシ/イタリアンライグラス	410		160	39
福岡	灰色低地土	トウモロコシ/イタリアンライグラス	0		25	—
茨城	黒ボク土	トウモロコシ/ハクサイ/ ソルガム/ダイコン/ニンジン	342.5	4.7	76	22
茨城	黒ボク土	トウモロコシ/ハクサイ/ ソルガム/ダイコン/ニンジン	0	4.7	5	—
茨城	黒ボク土	トウモロコシ/ハクサイ/ ソルガム/ダイコン/ニンジン	342.5	73	60	14
茨城	黒ボク土	トウモロコシ/ハクサイ/ ソルガム/ダイコン/ニンジン	595	4.7	150	25
茨城	黒ボク土	トウモロコシ/コムギ/ニンジン	407	12.9	3	1
茨城	黒ボク土	トウモロコシ/コムギ/ニンジン	407	12.9	6	1
茨城	黒ボク土	トウモロコシ/コムギ/ニンジン	407	12.9	11	3
茨城	灰色低地土	トウモロコシ/コムギ/ニンジン	407	12.9	23	5
茨城	灰色低地土	トウモロコシ/コムギ/ニンジン	407	12.9	19	5
茨城	灰色低地土	トウモロコシ/コムギ/ニンジン	407	12.9	76	18

1) 堆肥等の形態で施用した有機物中の窒素

2) 雨水および灌漑水中の窒素

出典：(独)農業環境技術研究所．水環境保全のための農業環境モニタリングマニュアル改訂版．平成 18 年 3 月． (<http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/techdoc/monitoring/index.html>)

5-4 数値シミュレーション手法 (> 計画策定編 4 章 4-1-4(3)の詳細情報)

(1) 移流分散モデル

数値シミュレーションは、地下水の流動が目に見えないことから、地質データや気象データ、観測井でのデータ及び湧水・河川等の観測データ等を使用し、移流分散モデルを用いて解析し、地下水の流動と物質の拡散の様子を把握する手法である。

地下水の移流分散モデルでは、一般的に移流分散解析が用いられており、運動方程式、連続の式、移流分散方程式からなる連立微分方程式を、空間的、時間的に解くものである。

代表的な移流分散モデルを表 5.13 に示す。

表 5.13 代表的な移流分散モデルの比較

主要機能		WEP モデル	MODFLOW	Dtransu-3D	GETFLOWS
概要	開発機関	(独)土木研究所	U.S.Geological Survey	岡山大学他	東京大学他
	次元	2D	3D	3D	3D
	離散化手法	有限差分法	有限差分法	有限要素法	積分型有限差分法
地下水流動	地表流との結合	○	-	-	○
	飽和・不飽和	○	飽和のみ	○	○
	透水異方性	-	○	○	○
	空気流との干渉	-	-	-	○
物質移動	多相流れ	-	-	-	○
	密度流	-	-	○	○
	熱移動	○	-	-	○
	移流・分散	-	○	○	○
	吸着(平衡)	-	○	○	○
	吸着(非平衡)	-	○	○	○
	崩壊・減衰	-	○	○	○
	相変化(揮発)	-	-	-	○
溶解	-	-	-	○	

国土交通省国土技術政策総合研究所. 土壌・地下水汚染が水域に及ぼす影響に関する研究. 国土技術政策総合研究所プロジェクト研究報告, 2006, No.12. (<http://www.nilim.go.jp/lab/bcg/siryu/kpr/prn0012.htm>) より作成

硝酸性窒素等による地下水汚染は、過剰施肥や家畜排せつ物の不適正処理や生活排水の地下浸透等により、土壌へ供給された窒素が硝酸性窒素等に変化し、地下水へ移行することによって起こるが、土壌中に地下水が存在しない地層（不飽和帯）の硝酸性窒素等の輸送媒体は土壌水（間隙水）である。

また、地下水が存在する地層（飽和帯）における硝酸性窒素等の輸送媒体は地下水であり、不飽和帯と飽和帯では硝酸性窒素等の移流分散の要因は異なっている。

そして、地層中の物質の移動速度は、地層の化学特性（物質の吸着や脱着特性、嫌気・好気条件等）や物理的性状（空隙率や密度等）に大きく左右される。

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

このため、数値シミュレーションでは、予測の対象となる地域の地質と地下水の状況について、あらかじめ十分に把握しておくことが必要である。

(2) リスク評価モデル

(独)農業環境技術研究所では、平成 18 年度～平成 22 年度にかけて、硝酸性窒素による地下水汚染リスク評価システムの構築を行っている。

1) モデル構築の背景

農地土壌からの水と硝酸性窒素の溶脱は、地下水への流入水中の硝酸濃度を決める主要因である。このうち、溶脱水量は、主な項目の水収支として、

$$\text{溶脱水量} = (\text{降雨量} + \text{灌漑水量}) - (\text{表面流去} + \text{蒸発散量})$$

で求められる。

他方、溶脱する硝酸性窒素量は、土壌有機物の変化や無機化や有機化による形態変化を無視すれば、土壌表面での窒素収支として、

$$\begin{aligned} \text{溶脱する硝酸性窒素量} = & (\text{施肥} + \text{施用有機物} + \text{大気降水} + \text{作物体還元量} \\ & + \text{窒素固定} + \text{灌漑水}) - (\text{作物体の持ち出し量} + \text{脱窒} \cdot \text{揮散}) \end{aligned}$$

として求められる。

しかし、これらから求められる溶脱水中の窒素濃度は、作物ごとに決まった値となり、硝酸性窒素による地下水汚染を回避するためには、溶脱水量を増やすか、溶脱窒素量を減らすか、の二通りの選択肢しかない。現実的には施肥や有機物施用量を削減することが主体となるが、何をどの程度減らすかについての情報は別に求める必要がある。

さらに、水収支に大きな影響を及ぼす降雨量は、蒸発散量に比べ年ごとの変動が大きく、降雨量の変化は、窒素収支にも影響を及ぼす。例えば、施肥直後のまとまった雨や年間を通じた降雨量の増加は土壌中からの硝酸溶脱を促進し、作物による吸収量を減らす場合もある。

このように、不確実な気象条件の変動に対応して作物生産（収穫量）を維持しながら、硝酸溶脱量の削減を図るためには、現行の栽培体系のみならず、新たな栽培体系においても窒素動態を、できるだけ簡易に把握できる手法の開発が必要である。このような空間的・時間的に変動を持つ営農に伴う窒素動態を取り扱うためには、数値モデルを用いることが有効となる。

2) モデルの特徴

このモデルでは、地下水の流動シミュレーションで硝酸性窒素濃度を再現するのではなく、地下水に流入する地下浸透水中の窒素濃度が環境基準（年平均値で 10 mg-N/L）を超過することとし、この確率をリスクと考える。そして、ある地点を対象に行われる営農で生じる地下浸透水量と窒素負荷量から算定される地下水への流入水中窒素濃度の変動に対してリスクを評価するという点が特徴である。

また、一般に農業に起因する硝酸性窒素による地下水汚染は、帯水層の上部で顕著であり、また観測井の直上またはごく近傍の土地利用を反映することから、当該地下水の水質改善を目的とする場合は、比較的限られた範囲を対象とするだけでもよいと考えている。

さらに、こうした地下水の汚染は面的な広がりを持っていること、ひいては表面水の汚染にもつながっていることを踏まえ、モニタリングの容易な河川水質管理を対象の一つと位置づけて、その流域範囲を地下水汚染の面的な広がり of 検討単位として扱うこととするとしている点で特徴的である。

3) モデルの構造

農地由来の硝酸性窒素による地下水汚染リスク評価システム RealN (Risk evaluation for agricultural leached Nitrogen, (独) 農業環境技術研究所, 2011a⁽¹¹⁾; 前田ら, 2012⁽¹²⁾) は、「点」である農地と「面」である河川流域を対象とするモデルを組み合わせ、流域内の個々の地点における地下水中硝酸性窒素濃度と汚染リスクを評価するシステムとして開発された。そして、その結果として「面」の出力である河川水中の窒素濃度が予測される (図 5.13)。

ここで、「点」のモデルは、鉛直一次元の窒素溶脱予測モデル LEACHM (Leaching Estimation and Chemistry Model; Hutson, 2003⁽¹³⁾) を日本の畑地に多い黒ボク土への適用等を目指して改良したもので (朝田ら, 2011a⁽¹⁴⁾; 朝田ら, 2011b⁽¹⁵⁾)、国内のさまざまな土壌、作物の栽培を対象に、有機物を含む窒素投入に対する作物吸収、土壌有機物変化量、溶脱窒素量等を計算する (図 5.14)。

LEACHM モデル入力データは、1) 気象条件: アメダス日別データ、2) 基準蒸発散量: FAO Penmann-Monteith 式による ET₀ の週平均値、3) 土壌の物理的・化学的性質: 定点調査データの地目・土壌統群・層位別平均値とそれに基づく水分保持曲線・不飽和透水係数パラメータ (van Genuchten-Mualem モデル)、4) 作付体系・肥培管理・目標収量等: 県の野菜栽培基準、耕種基準等 (crop management standard)、5) 地下水位: 地域の地質柱状図に基づき内挿、等である。水移動は Richards 式、溶質輸送は移流分散式に従っている。

⁽¹¹⁾ (独) 農業環境技術研究所. 農地由来の硝酸性窒素による地下水汚染リスク評価システム RealN の開発.

2011. (http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/sinfo/result/result27/result27_66.html)

⁽¹²⁾ 前田 守弘, 河野 憲治, 谷山 一郎, 上園 一郎, 脇門 英美, 加藤 邦彦, 井上 京, 中村 真人, 板橋 直, 矢部 光保. 家畜排せつ物の利活用と水質問題から考える有機物管理の次世代パラダイム. 土肥誌, 2012, Vol.83, No.2, p203-209.

(https://www.jstage.jst.go.jp/article/dojo/83/2/83_KJ00008583257/_pdf/-char/ja)

⁽¹³⁾ Hutson, J.L. LEACHM Ver. 4.1. Res. Ser. No. R03-1, Dep. of Crop and Soil. Sciences, Cornell Univ., Ithaca, NY, 2003.

⁽¹⁴⁾ 朝田 景, 江口 定夫, 浦川 梨恵子, 青木 和博, 板橋 直, 中村 乾, 加藤 英孝. 農業集水域を対象とした窒素負荷軽減シナリオによる地下水汚染リスク評価. 土肥要旨集, 2011, Vol.57, p6.

(https://www.jstage.jst.go.jp/article/dohikouen/57/0/57_6_2/_pdf/-char/ja)

⁽¹⁵⁾ 朝田 景, 江口 定夫, 浦川 梨恵子, 青木 和博, 板橋 直, 中村 乾, 加藤 英孝. 農業由来窒素の負荷軽減シナリオによる地下水汚染リスクの評価. 土肥要旨集, 2011, Vol.57, p311.

(https://www.jstage.jst.go.jp/article/dohikouen/57/0/57_311_3/_pdf/-char/ja)

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

「面」のモデル MacT (Mixing areal chemical Transport、(独) 農業環境技術研究所、2011b⁽¹⁶⁾) は、流域を地質や土壌、土地利用等の GIS データと、統計資料に基づく農地の分布等で表現し、「点」の計算結果を入力として、地下水流動で生じる混合や、地下水中の脱窒除去による濃度変化を計算する。流域最下流点となる河川水窒素濃度は、以上の計算の結果として出力される (図 5.15)。

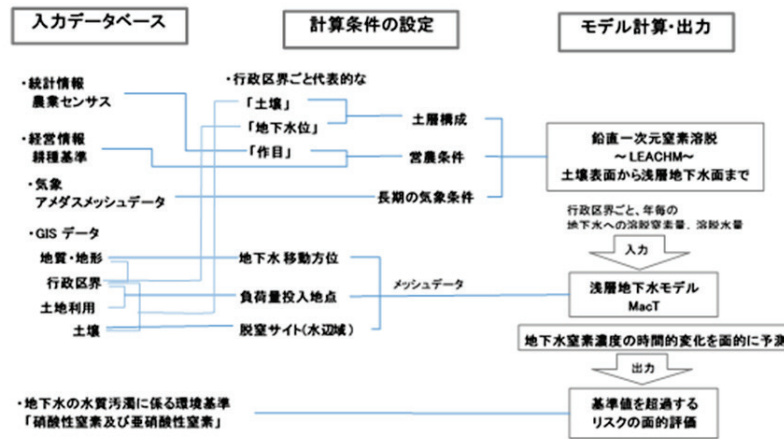


図 5.13 硝酸性窒素による地下水汚染リスク評価システム RealN の構造

出典：板橋 直. 流域レベルで地下水の硝酸汚染リスクを評価するモデル. 第 30 回土・水研究会「流域の環境負荷低減のための物質動態モデルの開発と活用」講演要旨, 2013, 図 3. (http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/magazine/156/mgzn15601_6.pdf)

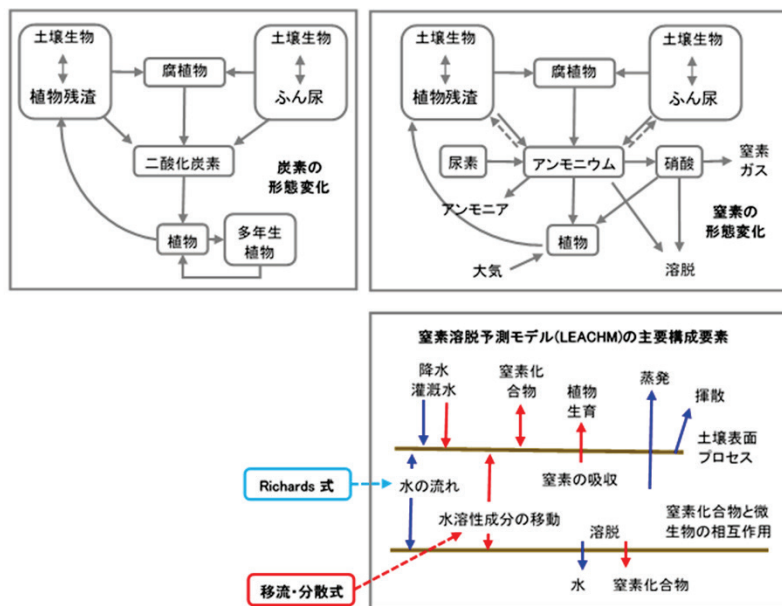


図 5.14 窒素溶脱予測モデル (LEACHM) の概要 (Hutson(2003)⁽¹³⁾を一部改変)

板橋 直. 流域レベルで地下水の硝酸汚染リスクを評価するモデル. 第 30 回土・水研究会「流域の環境負荷低減のための物質動態モデルの開発と活用」講演要旨, 2013, 図 4. (http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/magazine/156/mgzn15601_6.pdf) に加筆

⁽¹⁶⁾ (独) 農業環境技術研究所. 浅層地下水を通じた環境負荷物質の混合・減衰と濃度分布を面的に予測するための GIS モデル MacT の開発. 2011.

(http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/sinfo/result/result27/result27_64.html)

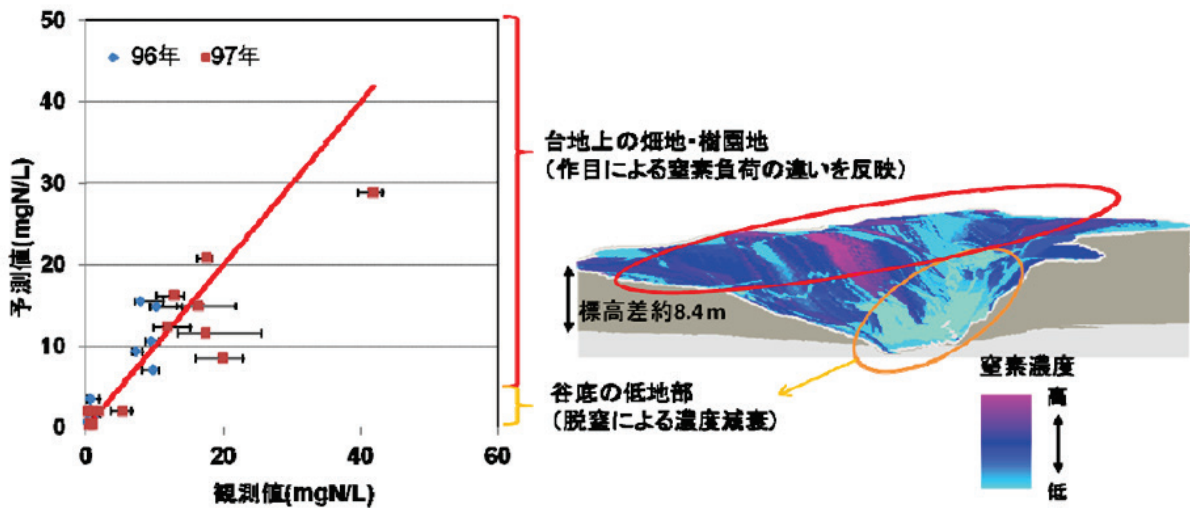


図 5.15 MacT の適用例（（独）農業環境技術研究所(2011b)⁽¹⁶⁾)

谷津地形における台地上の畑地・樹園地での窒素負荷の違いによる地下水中窒素濃度の分布、及び低地部における脱窒による濃度減衰の結果生じる低濃度域を表現

出典：板橋 直. 流域レベルで地下水の硝酸汚染リスクを評価するモデル. 第 30 回土・水研究会「流域の環境負荷低減のための物質動態モデルの開発と活用」講演要旨, 2013, 図 5. (http://www.naro.affrc.go.jp/archive/naies/magazine/156/mgzn15601_6.pdf)

4) 解析事例

本解析で対象としたH川は、K水系への流入河川の一つであり、水質汚濁が進行している。同河川流域は面積およそ 46 km²で、その約 4 割が畑地として利用されている。畑地の多くは、平坦な洪積台地面を覆う火山灰ローム層及び黒ボク土上にある。同流域は果菜類の産地として知られ、2000 年世界農林業センサスを用いて農業集落単位で見た場合、流域内の大半の集落で当該果菜の栽培が主体であり、これにいも類が続く。台地上の畑地からの地下浸透水が、浅層の地下水系を通じて河川の汚濁源となっている。

流域内畑地で代表的な作物を施肥基準に従って栽培する条件による窒素動態を検討した。

県の栽培基準では、この作物の栽培体系に対する窒素投入は、施肥基準量は 100 kg-N/ha、これに有機物として 20 t/ha の施用が推奨されている。有機物として流通量の多い牛ふん堆肥を使う場合、両者の合計窒素施用量は約 260 kg-N/ha となる。

対して窒素持ち出し量は、目標収量 30 t/ha による吸収窒素量がおおよそ 100 kg-N/ha である。以上から、土壌に残される余剰窒素量（溶脱窒素量）は、投入量－持ち出し量で 160 kg-N/ha となる。また、当該地点での余剰水量（溶脱水量）は、平均的な降水量と蒸発散量の差し引きにより、625 mm と推定される。このような簡易な収支計算によって、この作付け体系による地下水への溶脱水中硝酸濃度は 26 mg-N/L と推定された。

LEACHM に地域の 1978 年～2008 年（31 年分）の気象条件を与えて、この体系により生じる窒素動態を計算した。年間の窒素吸収量の範囲は、101～105 kg-N/ha と安定していることが予測された。しかし、降雨量の年変動に伴い、年間溶脱水量は 242～1,204 mm、地下水への溶脱窒素量は 61～287 kg-N/ha と大きく変動すると予測され、この結果、浅層

5. 硝酸性窒素等による地下水汚染の原因と対策効果の調査手法

地下水への溶脱水の窒素濃度は 19~27 mg-N/L の範囲で変動することが予測された（図 5.16）。

次に、流域内の 42 集落を対象に、各集落での代表的な作付けにおける 31 年分の気象条件により得られた溶脱水量、溶脱窒素量のデータセットを MacT に入力し、地下水中窒素濃度の面的な分布を推定した。

このうち、平均的な気象条件における地下水中窒素濃度の分布は図 5.17（左図）に示すとおりであり、県の測定値と比較したところ、妥当な結果であることが把握された。

5) リスク低減シナリオ

主要果菜類の生産を維持しつつ、地下水への溶脱水中窒素濃度を低減する管理を検討した。LEACHM を使うことにより、この土壌では地力窒素の供給源となる土壌有機物量を維持するために、作物残渣の還元以上の有機物投入が必要であること、また、溶脱水中窒素濃度及び汚染リスク低下には、有機物を含めた土壌への総窒素投入量を溶脱水量に見合う量にまで抑制する必要性が示唆された。

これを実現する管理の一例として、化学肥料の半減と、削減分に相当する窒素量のみを供給する有機物施用に変更することが有効と考えられた（朝田ら，2011a）⁽¹⁴⁾。

このことにより、作物の窒素吸収量を確保しながら、溶脱窒素量、溶脱水中窒素濃度を大幅に低減し、結果として地下水汚染リスクを低く保つことができると予測された。

そして、この栽培体系の変更を流域内に広範囲に普及することにより、河川水窒素濃度を周辺の都市河川程度にまで低下させると予測された（図 5.18）。

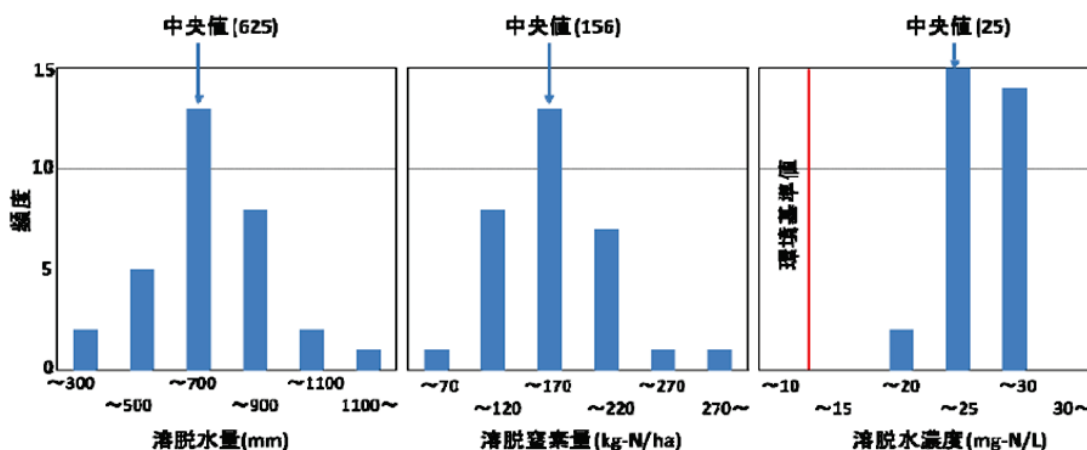


図 5.16 LEACHM で予測された施肥基準準拠での果菜類栽培における年間の浸透水量、溶脱窒素量、浸透水中窒素濃度の頻度分布 (n=31)

出典：板橋 直. 流域レベルで地下水の硝酸汚染リスクを評価するモデル. 第 30 回土・水研究会「流域の環境負荷低減のための物質動態モデルの開発と活用」講演要旨, 2013, 図 6. (http://www.naro.affrc.go.jp/archive/νιαes/magazine/156/mgzn15601_6.pdf)

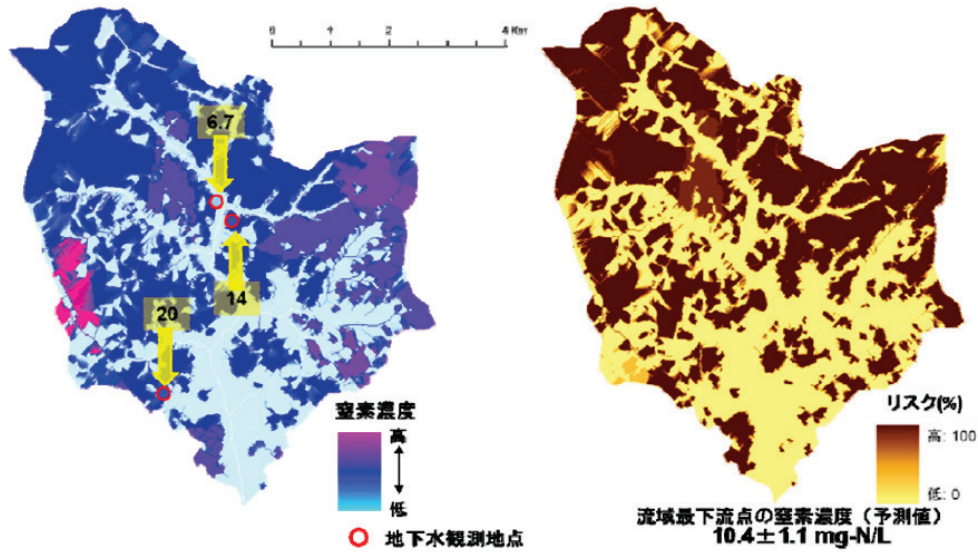


図 5.17 K水系H川流域の代表的な作目による標準的な気象条件の年の地下水中窒素濃度分布 (左) と気象の変動を考慮した時の環境基準値を超過するリスク評価図 (右)

出典：板橋 直. 流域レベルで地下水の硝酸汚染リスクを評価するモデル. 第 30 回土・水研究会「流域の環境負荷低減のための物質動態モデルの開発と活用」講演要旨, 2013, 図 7. (http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/magazine/156/mgzn15601_6.pdf)

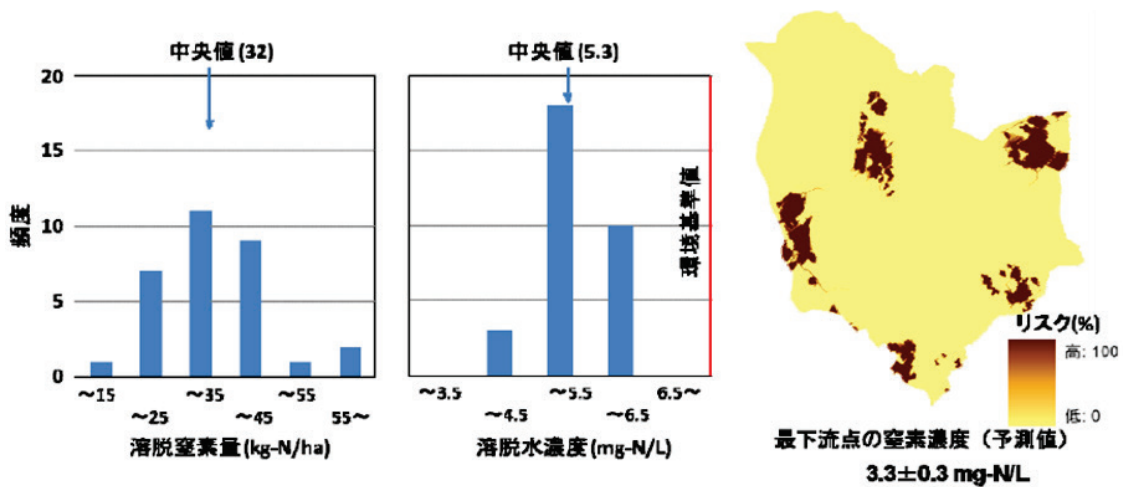


図 5.18 主要果菜類の管理変更 (化学肥料半減、削減分に相当する窒素量を有機物で代替) による溶脱窒素量と溶脱水窒素濃度の頻度分布 (n=31) と、そのときに予測される地下水汚染リスク評価図

出典：板橋 直. 流域レベルで地下水の硝酸汚染リスクを評価するモデル. 第 30 回土・水研究会「流域の環境負荷低減のための物質動態モデルの開発と活用」講演要旨, 2013, 図 8. (http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/magazine/156/mgzn15601_6.pdf)