

## 5. 硝酸性窒素による汚染地下水の浄化技術

### 5.1 透過性地下水浄化バリア（岐阜県）

#### (1) はじめに

岐阜県各務原（かかみがはら）市において平成 11 年 12 月より平成 15 年 1 月まで 3 年余にわたり、硝酸性窒素で汚染された地下水の原位置での浄化技術（地下水を揚水することなく、地下で帯水した状態で浄化する技術）の実証試験を行い、当初の目的を達成することができたのでその結果について述べる。

実証試験の計画、施工は岐阜県より委託を受けた大成建設（株）が行い、現地観測、水質測定、データ解析は大成建設（株）と岐阜県保健環境研究所が共同で実施した。

試験地として選んだ各務原市は 20 数年前に硝酸性窒素による地下水汚染が明らかになり、その後減肥対策が実施されて、一定の軽減傾向が認められたが、現在でも汚染は継続している。ここで、簡単に各務原市の汚染問題について触れておく。

#### 1) 各務原市の地下水汚染問題

##### ア) 各務原市の概要

岐阜県各務原市は濃尾平野北部の人口約 13 万 4 千人（平成 15 年 4 月現在）の都市である。次項で示すように、昭和 50 年代に、市内東部の畑作地帯で高濃度の硝酸性窒素を含有する地下水が見つかった。市では、当時から上水道の水源をすべて地下水に依存している。汚染地は水道水源から離れていたために直接の影響はなかったが、近い将来、水道水源井に影響が及ぶことも懸念された。

昭和 60 年代に入って本格的な汚染調査が始まり、その結果、原因は畑作地帯で散布される窒素肥料の地下浸透であることが明らかになった。その後、汚染軽減対策として窒素負荷量を減らす減肥対策が計画され、農業関係者が中心となりライシメータ試験や、圃場試験が実施された。その成果をもとに農業関係者の理解と協力により平成 2 年ごろから減肥対策が始まり、平成 6 年頃には、汚染がもっとも顕著であった畑作地帯では汚染の軽減傾向が認められるようになった。これは減肥対策の効果であると考えられているが、典型的な面源汚染である農耕地の施肥に起因する汚染は、負荷量をゼロにできないこともあり、その後顕著な軽減はみられていない。

各務原市は、北部、東部の丘陵地を除いて黒ボクと呼ばれる表土が 60～100cm の層厚で覆っており、ニンジン栽培の耕作土壌になっている。その下部は 3 層の砂礫層から構成されており、基盤岩までの深度は市内の西南端部では 100m にも達し、典型的な不圧地下水が賦存している。このため、地下水は地上の影響を受けやすく、汚染物質は表土を浸透して地下水面まで容易に到達できる。

##### イ) 地下水問題の歴史的経緯

###### 昭和 49 年 地下水汚染の発見

東部丘陵地では昭和 46 年から大規模団地の造成がはじまった。新しい水道水源の確保のために、昭和 48 年から台地東部の畑作地帯で水源井の試掘が行われが、

高濃度の硝酸性窒素が検出されたため利用を断念した。各務原台地は、従来から地下水が豊富で、水質も良いとされてきただけに、大きな問題へと発展していくことになった。

#### 昭和 51 年 市内全域の井戸調査

アンケート調査により、市内全域で使用中の井戸が 440 存在することが明らかになり、水質調査が実施された。当時、汚染原因として施肥の他に、生活排水や畜産排水が考えられた。台地の中・西部の既設の水道水源井への影響については特に言及されず、西部地区に新しい水源井が掘削された。

#### 昭和 59 年 水道水源井の掘削候補地選定の調査（汚染原因が明らかになる。）

市の将来計画に基づく新しい水道水源の確保のために、全域の水質調査が昭和 60 年にかけて実施され、硝酸性窒素など主要成分の濃度分布が明らかにされた。主要成分の濃度レベルや濃度相関マトリックス、土地利用状況などから、汚染原因は肥料成分の溶脱、地下浸透であることが明らかになった。

同時に、地下水の流動系統や流動方向が解明され、東部の汚染した地下水が中・西部に流下して水道水源へ近い将来影響が及ぶ可能性が指摘された。

#### 昭和 61 年 各務原市地下水調査専門連絡委員会が発足

多分野の専門家による委員会が組織され種々の調査が開始された。その内容は、全域の水質モニタリング調査、地下水位のモニタリング調査、ボーリング等による帯水層の構造解明調査、地下水かん養源調査、汚染の将来予測に関するシミュレーション、などであった。

#### 昭和 63 年 上水道への切り替え個人負担軽減措置

市内全戸の飲用井戸の水質調査を行い、水質基準項目を対象に基準を超える井戸の使用者に対して、水道管敷設費用の個人負担軽減措置の実施等により上水道への転換を計った。

#### 平成元年 減肥対策の本格的な実施

汚染原因が明らかにされ、農業関係者の理解や協力が得られたため、施肥技術の改善試験が実施されてきた。その成果をもとに、この年から本格的な減肥が始まり、1 作 10 アール当たりの窒素施肥量が 20kg を切った。

#### 平成 2 年 畑作地帯の汚染が、台地の中、西部に拡大する

昭和 59 年の全域調査と比較すると、畑作地帯の汚染レベルに大きな変化はなかったが、地下水の流下方向である台地の中、西部では濃度上昇が認められた。

#### 平成 3 年 各務原地下水懇談会の発足

地下水の大量利用者である企業、航空自衛隊、市水道部で構成され、量水器の設置など、量的な面からも水資源の保護と有効利用に取り組む組織が発足した。

#### 平成 6 年 汚染地域で硝酸性窒素濃度が低下

各務原台地全域の地下水調査の結果、東部の汚染地域で硝酸性窒素濃度の低下が認められる。減肥対策の効果が水質に現れたと考えられている。

#### 平成 9 年 台地全域の地下水水質調査の実施

前回平成 6 年の調査で、濃度低下が認められた汚染の中心である畑作地帯周辺の濃度レベルは、この 3 年間顕著な変化は認められなかった。その後、平成 12 年の

調査でも同様で、現在まで環境基準を超える 10mg/L 以上の汚染エリアは依然広い範囲に存在している。

#### ウ) ニンジン栽培と減肥対策

市内では古くからの主栽培作物であったサツマイモに代わり昭和 40 年代半ばに入り多肥を必要とするニンジン栽培が本格化し、各務原市を代表する農作物になっている。栽培は、同じ畑で年 2 回収穫する「2 作周年栽培」が行われている。延べ面積は昭和 50 年代半ばに入りほぼ同レベルの 260～270 ヘクタールで推移していたが、平成 8 年頃からは、若干減少して 230～240 ヘクタールである。

ニンジン栽培の施肥量の変化を表 5-1-1 に示した。昭和 63 年度まで 1 作 10 アール当たり 20kg 以上であった窒素施肥量は平成 3 年度から 15～16kg にまで減肥され、現在に至っている。昭和 40 年代半ばには施肥量の増加が収穫量に結びつくと考えられ、聞き取り調査によると当時 30kg を超える施肥が一部で行われていたといわれているが、過剰施肥による障害が発生して品質の低下を招いたため施肥量の適正化が計られた。その後、地下水の汚染原因が施肥に起因することが明らかになり、被覆肥料の導入による減肥を主体とした施肥改善試験が実施され、その成果も減肥対策に取り入れられた。

表 5-1-1 ニンジン栽培 1 作当たりの年度別施肥量の推移

年度	窒素	リン	カリ
1970 (S45)	25.6	27.2	23.2
1979 (S54)	21.7	34.7	22.8
1989 (H1)	17.5	22.6	18.1
1990 (H2)	16.8	19.8	17.5
1991 (H3)	15.3	21.6	16.7
1994 (H6)	16.0	19.0	16.0
1997 (H9)	15.2	19.8	17.6
1998 (H10)	16.0	19.0	16.0
2000 (H12)	16.0	19.0	16.0

注) 単位は kg / 10a。時期、地域により若干の変動幅がある。

#### エ) 減肥対策と地下水の水質変動

減肥対策の効果が水質にどのように現れたか、畑作地帯と地下水の流下方向を中心とした 12 地点の硝酸性窒素の濃度変動を示した(図 5-1-1)。

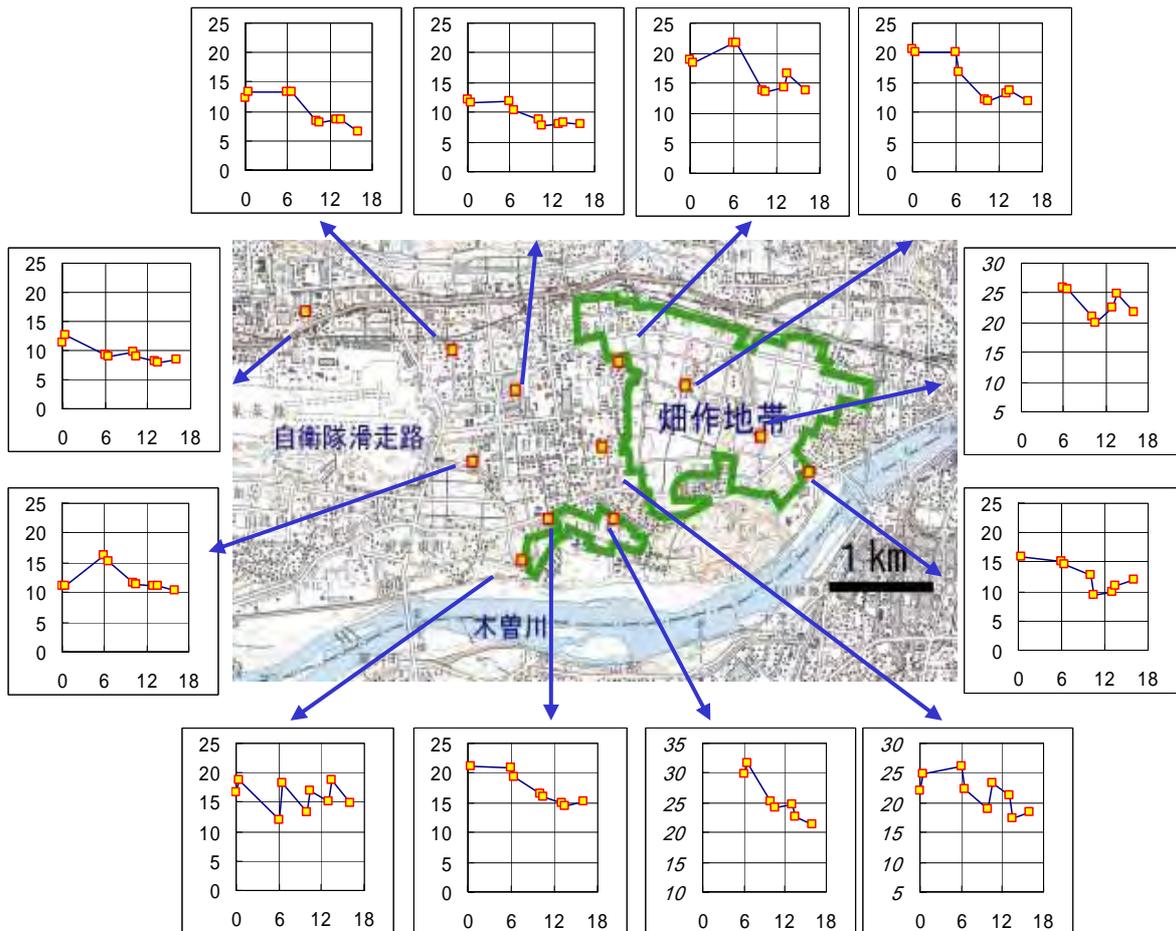


図 5-1-1 各務原市東部の畑作地帯周辺の硝酸性窒素濃度の推移

(縦軸は硝酸性窒素濃度 mg/L、横軸は昭和 59 年 7 月を基点の 0 とする経過年数を示す。)

縦軸は硝酸性窒素濃度 (mg/L)、横軸は、初めて全域調査を行った昭和 59 年 7 月を基準に、平成 12 年 7 月までの 16 年を経過年数として示した。他の肥料由来成分である硫酸イオンやカルシウムイオンも同様の変化が認められ、肥料成分の地下水に対する負荷量の減少が水質に現れていると考えられる。しかし、10 年が経過した平成 6 年ごろから顕著な低下傾向がみられる地点は少なく、今後、この傾向は、作付け面積や施肥形態に大きな変化がみられない限り変化はないと考えられる。このように、環境基準値 10mg/L はもとより、20mg/L を超える地点が依然存在しており、負荷量をゼロにできない農耕地の典型的な汚染が継続していることを示している。

## 2) 浄化原理

本実証試験における硝酸性窒素による汚染地下水の浄化原理は、微生物による硝酸性窒素の浄化機能を利用し、生物学的脱窒により汚染地下水の浄化を行うものである。透過性浄化壁工法に生物学的脱窒を組み込むことにより、汚染地下水の原位置浄化が可能となる。

微生物の中には、環境中の酸素濃度が低くなり酸素呼吸が不可能になると酸素の

代わりに硝酸を利用する硝酸呼吸に切り替えて生命維持を行うものが多く存在する。硝酸呼吸は酸素濃度の低い還元環境下において有機物等を基質として利用し、体内に取り込んだ硝酸を亜硝酸へと順次還元して最終的には窒素ガスの形で体外へ放出する。この微生物活動を浄化壁内で行わせることにより、地下水が浄化壁を透過する際に硝酸が無害な窒素ガスへと転換されるシステムが考えられる。本実証試験の浄化原理について図 5-1-2 に示した。

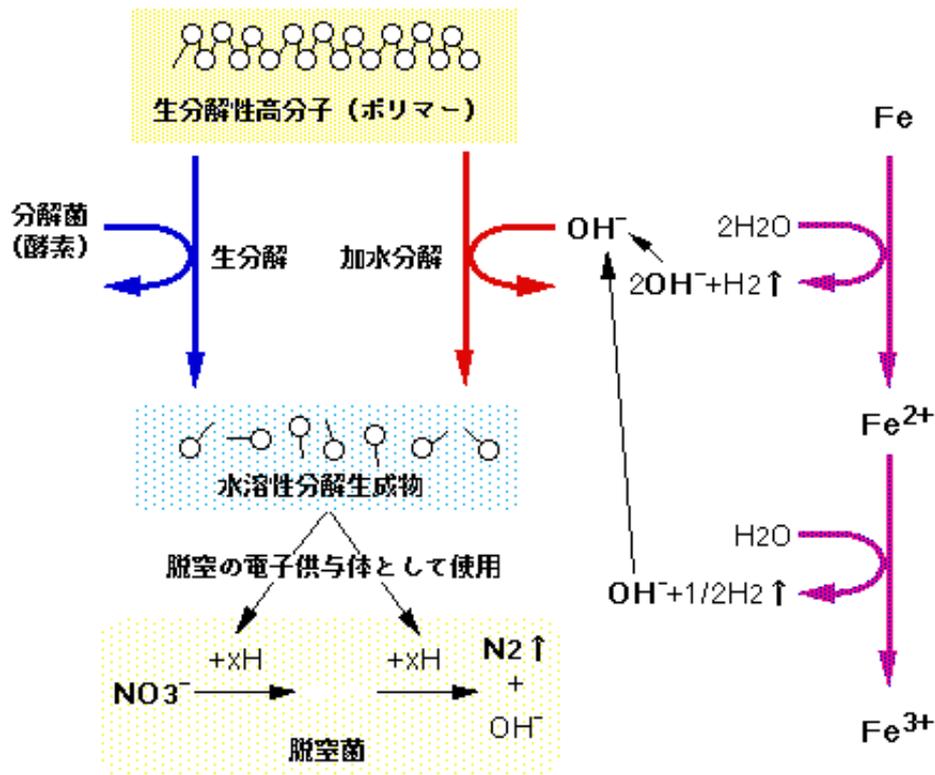


図 5-1-2 硝酸性窒素除去のメカニズム

浄化原理について、以下詳細を述べる。通常の微生物による脱窒法では、硝酸呼吸の基質となる有機物には酢酸やメタノールなどの水溶性有機物が使用される。しかし、水溶性有機物は水中での拡散や余剰成分の流出による二次汚染、効果の維持期間が短い、などの性質から本研究、実証試験で提案する浄化壁工法には適さないと考えられる。これらの問題点は硝酸呼吸の基質に生分解性プラスチックといった分解性の固形有機物を使用することで解決できると考えた。生分解性プラスチックは浄化壁内で加水分解、あるいは微生物による分解を受けて水溶性成分となって微生物の脱窒活動に利用される。

微生物脱窒に必要な還元環境にするために、浄化壁内に還元剤として鉄粉を添加することを考えた。さらに鉄粉は、鉄イオンが溶出される際に生成する水酸イオンが生分解性プラスチックの加水分解を促進するため、硝酸呼吸の基質の供給にも寄与する。この生分解性プラスチックの分解速度と脱窒菌の脱窒速度をバランスさせることで、余剰有機物による二次汚染も引き起こさずに効果の長期持続性が保たれ、メンテナンスフリーの原位置浄化法の構築が期待できる。

本試験では、生分解性プラスチックを利用した透過性地下水浄化壁工法を、実際に地下水が硝酸性窒素で汚染されている現場に適用し、その浄化効果の実証を行った。

今回の実証試験は、地表面から土中に浸透する鉛直方向の浸透水を浄化する「鉛直方向反応バリア」実験と、帯水した地下水が水平方向に流動する過程で浄化する「水平方向反応バリア」実験の2種類の実験を行った。

## (2) 鉛直方向反応バリア（浄化壁）の実験

### 1) 鉛直方向反応バリアの浄化方法

畑地土壌の下に反応層（浄化壁）を敷設して、窒素成分を含んだ水が土中を浸透する際に反応層（浄化壁）で分解浄化する工法である（図 5-1-3）。浄化壁には鉄粉と生分解性プラスチックを含む反応剤を充填し、鉄粉により還元環境状態となっている浄化壁内で、生分解性プラスチックから徐々に放出される水溶性成分を、硝酸呼吸の基質として微生物に利用させて生物脱窒を行う。

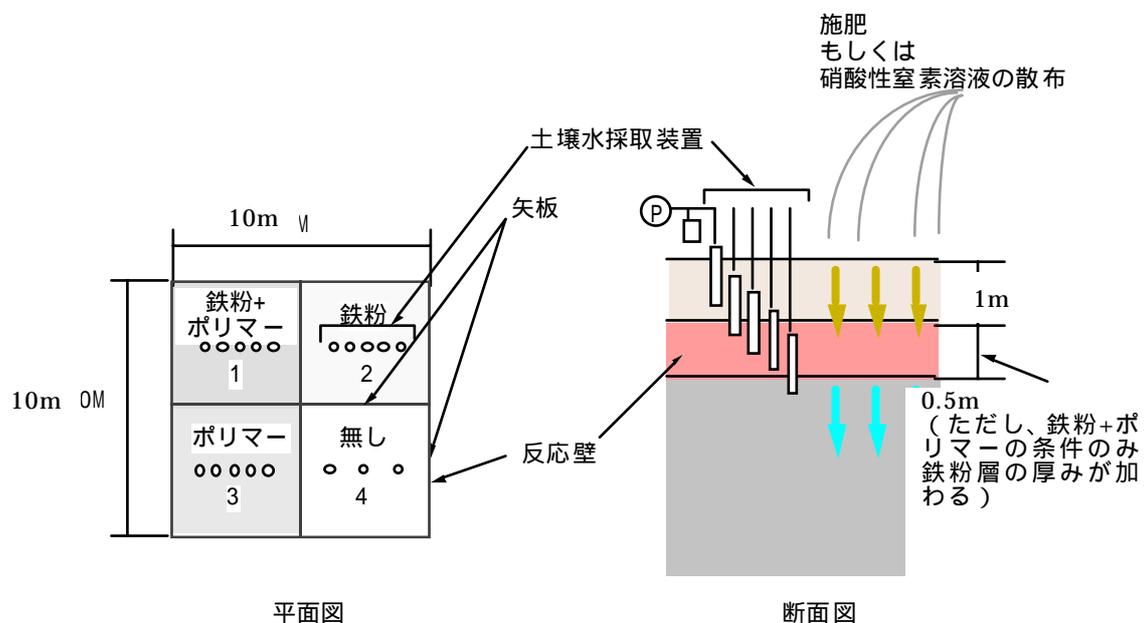


図 5-1-3 鉛直方向反応バリアの平面図（左）と断面図（右）

### ア) 鉛直方向反応バリアの施工

反応層（浄化壁）は、図 5-1-3 に示すように、鉄粉と生分解性プラスチックの二層構造（条件 1）、鉄粉のみ（条件 2）、生分解性プラスチックのみ（条件 3）、何も添加しないもの（条件 4）、以上 4 条件を設定して、それぞれの浄化効果の比較検討を行った。なお、実証試験区域も周囲畑地と同様の施肥を行って、肥料成分が降水によって地中へ浸透する状況を再現した（図 5-1-4～6）。

鉛直方向反応バリアの場合、土壌浸透水は酸素を含んでいると考えられるため、使用する生分解性プラスチックは好気性微生物分解性のポリマーがふさわしいと考

えた。実際の実験には、微生物分解性の PCL (ポリカプロラクトン) 系および PCA (酢酸セルロース) 系の二種の生分解性プラスチックを使用した。PCL 系生分解性プラスチックのポリマー成分はポリカプロラクトンのみの単一構成であるが、PCA 系生分解性プラスチックは主成分の酢酸セルロースに副成分の低分子量ポリマーをブレンドした 2 つのポリマー成分で構成されている。

ポリマーの分解速度は各ポリマー成分によって異なり、低分子量ポリマー、PCL、PCA の順で遅くなる。このように分解速度の異なるポリマーを組み合わせることで、短期から長期に渡って有機物を供給することが可能であると考えた。

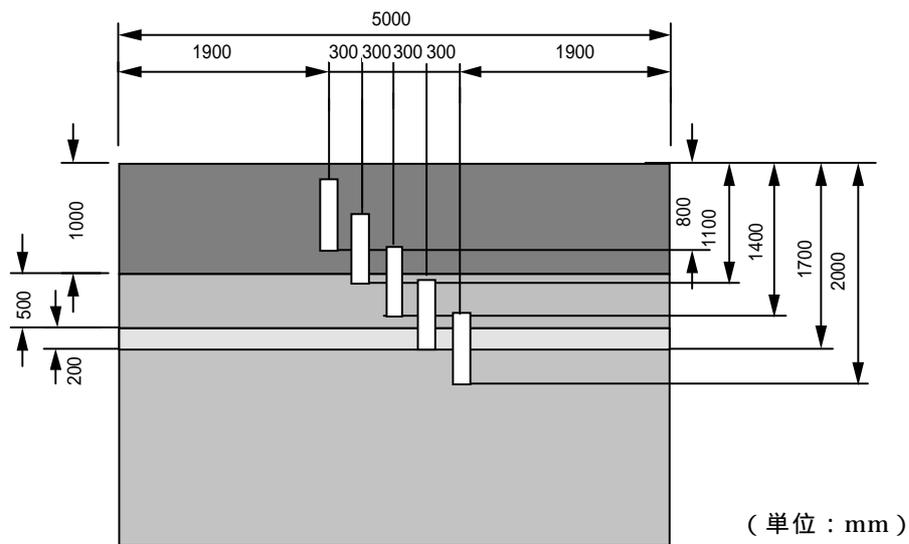


図 5-1-4 実験条件 1 の断面図

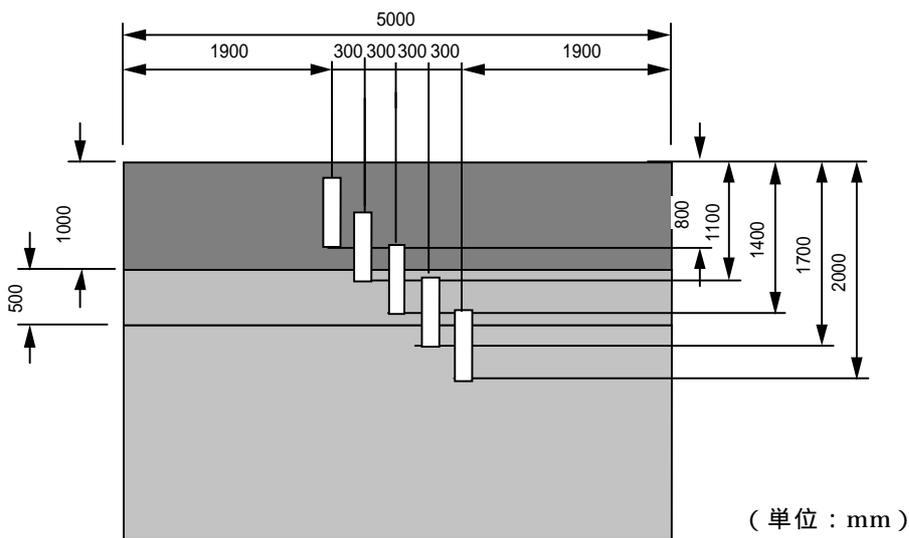


図 5-1-5 実験条件 2 および 3 の断面図

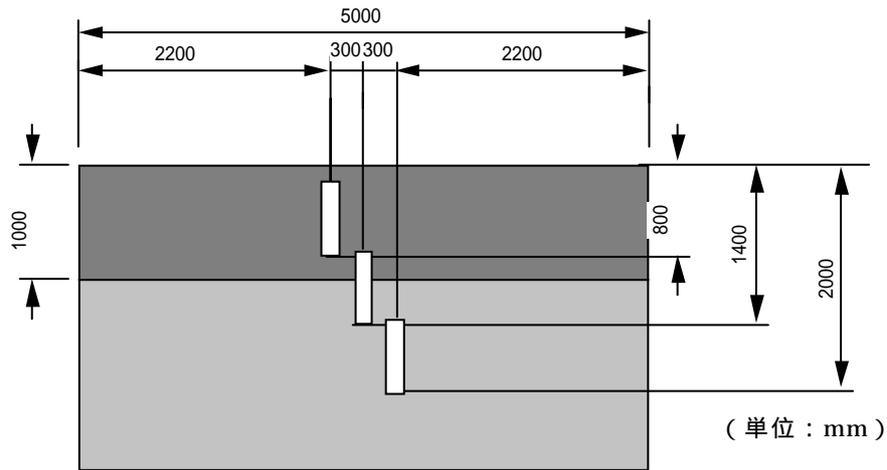


図 5-1-6 実験条件 4 の断面図

イ) モニタリング方法

鉛直方向反応バリアの性能評価は土壌間隙水を分析することで行った。土壌間隙水は、地表面から 0.8m、 1.1m、 1.4m、 1.7m、 2.0m の 5 深度（条件 4 のみ 0.8m、 1.4m、 2.0m の 3 段階深度）に埋設した土壌水採取装置を用いて採取した。測定は、pH、硝酸性および亜硝酸性窒素、有機炭素、鉄を対象とした。

土壌水採取装置は図 5-1-7 に示すように、先端部分がセラミックの管であり、管の内部を陰圧にすることにより土粒子の間に存在する水分を吸引する装置である。このサンプリング手法は性質上、土壌周囲の水分が少ないと試料採取が不可能になる。

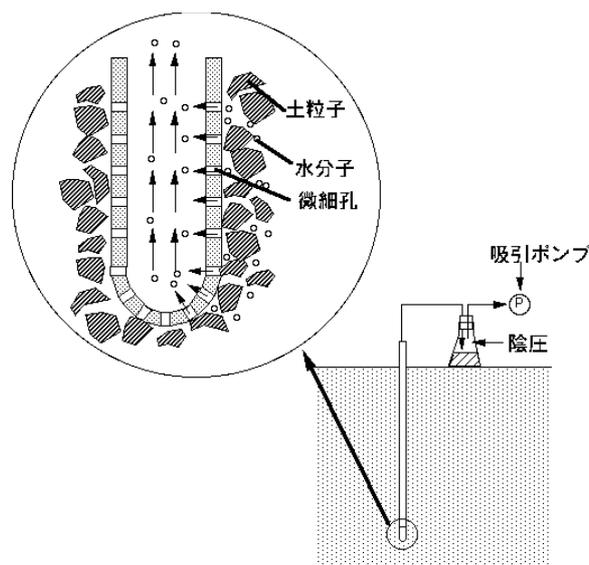


図 5-1-7 土壌間隙水の採取装置の詳細図

## 2) 鉛直方向反応バリアの実証試験の結果

土壌間隙水は、平成 12 年 8 月 31 日から毎月 1 回の割合で 6 回の試料採取を行い、その後、間隔をあけて、平成 15 年 1 月まで約 2 年 5 か月間に 10 回行った。この中から、実験開始の初期段階に当たる平成 12 年 9 月 28 日の結果、および終了時の平成 15 年 1 月 6 日の結果について詳述する。

### ア) 実験開始初期段階の測定結果

施工後約 8 か月が経過した平成 12 年 9 月の調査結果を表 5-1-2 に、各成分のプロファイルを図 5-1-8 に示した。間隙水 pH は生分解性プラスチックを含む条件 1、3 のバリア手前（バリア以浅）で低い傾向にあった。生分解性プラスチックを含むバリア内部は、プラスチックの分解に伴い溶出する有機成分のために周囲間隙水は酸性側に移行することが考えられる。採取装置の性質上、採水部周囲の間隙水を採取するためバリア手前で採取した間隙水の pH の低下はバリア内部の影響を受けたものと考えられる。条件 1、3 のバリア以深の間隙水の値は高くなっており、条件 1 では脱窒と鉄粉の溶出が、条件 3 では脱窒が pH 上昇の原因として考えられる。鉄粉のみ含む条件 2 では他条件と比較して pH は高い傾向にあった。条件 2 では pH 低下の要因である生分解性プラスチックが含まれておらず、pH 上昇の原因は鉄粉の溶出、脱窒が考えられる。

硝酸性窒素濃度はいずれの条件においても、深度が深くなるにつれて低くなる傾向にあり、反応バリアを設置してある条件 1、2、3 ではほとんど検出されなかった。pH がバリア付近で高かったことから条件 1、2、3 ではバリア部で脱窒反応が起こっていたと考えられる。

全有機炭素は反応バリアを設置した条件 1、2、3 において、バリア透過時より濃度の上昇が観測され、脱窒に必要な有機物が存在していたと思われる。条件 1、3 は生分解性プラスチック由来、条件 2 は腐食質由来と考えることができる。

全窒素と硝酸性窒素濃度との比較より、条件 2 のバリア付近でのみアンモニア性窒素が存在していたと考えられる。見かけ上、条件 2 においても硝酸性窒素濃度が減少しているが、アンモニアに変化しているため、目的とする硝酸から窒素ガスへの転換以外の反応が行われている。

表 5-1-2 土壌間隙水の主要成分の測定結果（試料採取：平成 12 年 9 月 28 日）

	採水深さ (GL-mm)	pH	亜硝酸性窒素 (mg/L)	硝酸性窒素 (mg/L)	りん酸イオン (mg/L)	硫酸イオン (mg/L)	全窒素 (mg/L)	全有機炭素 (mg/L)	鉄 (mg/L)
条件1	80	5.6	0.0	45.3	0.0	172.8	44.8	4.0	0.0
	110	5.6	0.1	49.2	0.0	181.8	48.5	3.2	0.0
	140	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	170	7.5	0.0	0.1	0.0	401.2	1.8	78.1	10.0
	200	6.7	0.0	0.0	0.0	262.6	1.8	41.3	1.5
条件2	80	6.8	0.0	27.8	0.0	182.3	12.4	7.2	n.s.
	110	7.8	0.3	22.5	0.0	268.3	27.2	n.s.	n.s.
	140	7.9	0.0	0.3	0.0	61.1	5.8	n.s.	n.s.
	170	7.9	0.0	0.0	0.0	88.2	20.4	8.3	3.0
	200	7.8	0.0	0.0	0.0	12.8	2.0	138.5	1.0
条件3	80	6.1	0.0	64.5	0.0	123.9	62.5	3.8	0.0
	110	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	140	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	170	7.5	0.0	0.0	0.0	430.0	0.8	62.6	0.0
	200	6.7	0.0	1.6	0.0	366.8	2.8	97.1	0.0
条件4	80	7.6	0.0	30.4	2.4	135.6	n.s.	n.s.	n.s.
	140	7.5	0.0	14.0	0.0	75.4	29.8	5.8	n.s.
	200	7.1	0.0	12.0	0.0	133.8	14.3	4.6	0.0

n.s. ( no sample ): サンプル採取不可のためデータなし

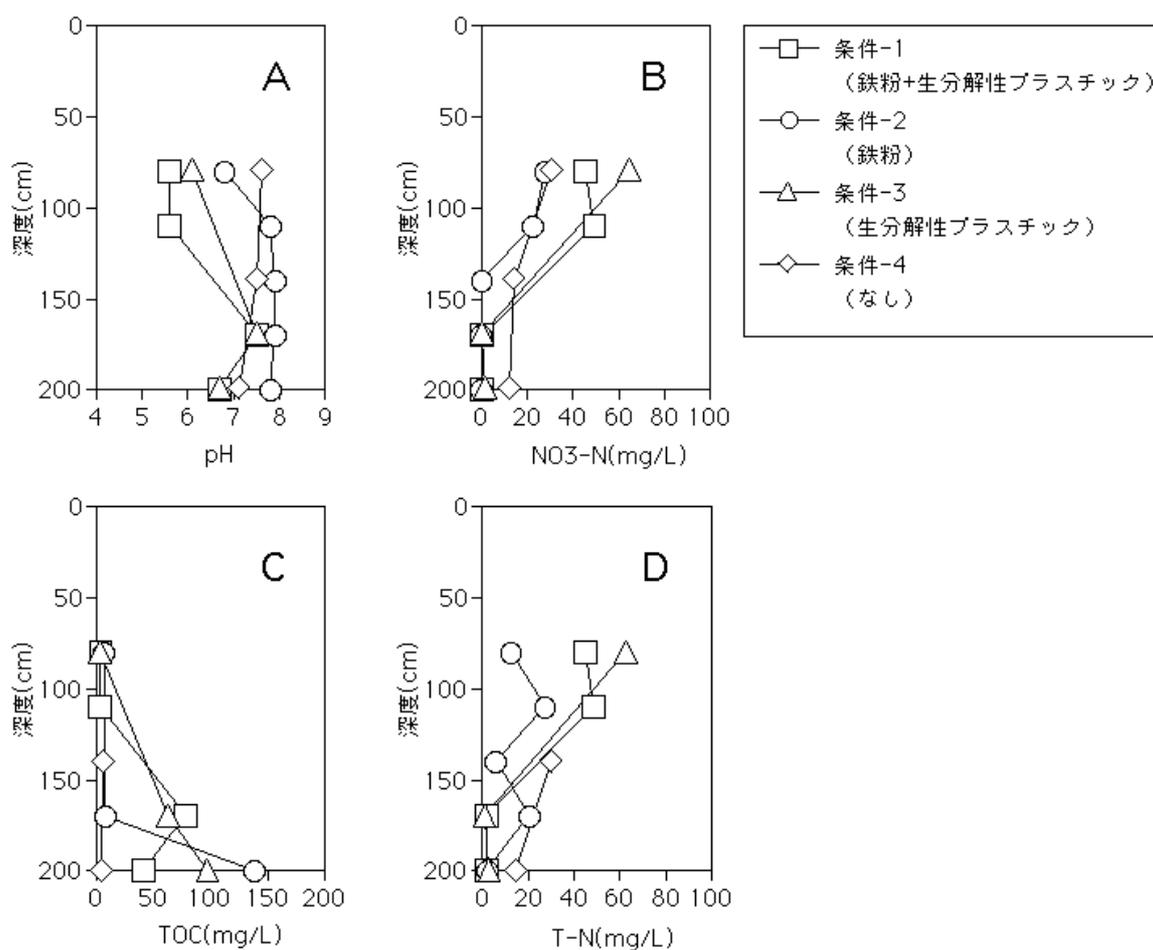


図 5-1-8 土壌間隙水の pH、硝酸性窒素濃度、全有機炭素濃度、全窒素濃度の深度別変化（試料採取：平成 12 年 9 月 28 日）

## イ) 実験終了時の測定結果

つぎに、平成 15 年 1 月 6 日に行った実証試験最後の土壌の間隙水の分析結果を表 5-1-3 に示した。

この時期は降雨の少ない時期であり、水質分析の可能な採取量が得られない部位が多かった。肥料成分由来であるリン酸、硫酸イオン、硝酸性窒素、亜硝酸性窒素の中で、リン酸、亜硝酸性窒素がほとんど検出されず、硫酸イオン、硝酸性窒素が高濃度で検出された。また、全窒素は硝酸性窒素濃度とほぼ同じ濃度あり、一方、アンモニア性窒素はほとんど検出されなかった。

肥料由来成分であるリン酸は土壌への吸着能が大きいために間隙水には検出されず、また、亜硝酸性窒素は化学的に不安定な化合物であり、すべて硝酸の形まで速やかに硝化され、間隙水にはほとんど含まれなかったと考えられる。

また、条件 1、2 の浄化壁には鉄粉を反応剤として使用しているが、両条件ともに間隙水中に溶存鉄は検出されなかった。条件 1、3 では生分解性プラスチックを反応剤として使用しており、生分解性プラスチックが分解して水溶性の有機物が浄化壁中に放出されれば、間隙水中の全有機炭素濃度 (TOC) が上昇する。しかし、鉄と同様に、全有機炭素濃度は生分解性プラスチックが含まれない条件 2、4 と比較して顕著な上昇は認められず、生分解性プラスチックの分解は確認できなかった。

つぎに、土壌中の脱窒反応に特に関係する土壌間隙水の深度別硝酸性窒素濃度、全有機炭素濃度 (TOC) について、各条件ごとに特徴をもう少し詳しく述べる。

浄化壁剤として生分解性プラスチックと鉄粉を使用している条件 1 では、浄化壁が機能していれば全有機炭素濃度が上昇し、硝酸性窒素濃度が低下するが、表 5-1-3 に示すように、浄化壁透過前後での硝酸性窒素濃度の低下、TOC の上昇は認められなかった。

この原因として、生分解性プラスチックの分解が進まず、有機炭素の放出量が低下して、微生物の硝酸呼吸に必要な有機物が十分供給されなくなったためと思われる。これは、観測時期が気温、地温の低い冬季であり、微生物により分解される PCL 系の生分解性プラスチックの分解が分解微生物の活動が低下していたためと思われる。このため、脱窒作用も働かなかつたと考えられる。

鉄粉のみを使用している条件 2 では、上部と下部の硝酸性窒素濃度が逆転しているが、これは、浄化壁の浸透による浄化ではなく、調査の直前に行われた施肥の影響の可能性が高い。

また、生分解性プラスチックのみを使用している条件 3 では、条件 1、2 と同様、浄化壁透過前後による硝酸性窒素濃度の低下および TOC の上昇は認められなかった。対照とした条件 4 では、施肥の影響と考えられる地表面付近で硝酸性窒素濃度の上昇が観測された。

表 5-1-3 土壌間隙水の主要成分の測定結果（平成 15 年 1 月 6 日）

	採水深さ (GL-m)	pH	リン酸 (mg/L)	硫酸 (mg/L)	亜硝酸 (mg/L)	硝酸 (mg/L)	全窒素 (mg/L)	溶存鉄 (mg/L)	全有機炭素 (mg/L)
条件1	0.8m	5.9	0.0	142.9	0.0	21.4	21.4	0.00	0.3
	1.1m	5.1	0.0	174.6	0.0	27.0	27.0	0.00	0.3
	1.4m	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	1.7m	4.2	0.0	1579.8	0.0	29.8	29.8	0.07	2.5
	2.0m	6.3	0.0	551.4	0.0	28.3	28.3	0.00	0.4
条件2	0.8m	n.s.	0.0	128.2	0.0	48.0	48.7	n.s.	n.s.
	1.1m	5.0	0.0	185.9	0.0	38.5	38.5	0.01	2.1
	1.4m	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	1.7m	6.8	0.0	366.7	0.0	17.5	17.6	0.00	0.9
	2.0m	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
条件3	0.8m	6.2	0.0	198.5	0.0	43.6	43.6	0.00	0.7
	1.1m	5.4	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	1.4m	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	1.7m	5.9	0.0	500.3	0.2	107.4	107.6	0.00	n.s.
	2.0m	6.3	0.0	377.1	0.2	64.5	64.7	0.00	0.8
条件4	0.8m	6.2	0.0	76.2	0.0	24.5	24.5	0.00	3.5
	1.4m	5.9	0.0	233.4	0.0	14.8	14.8	0.00	n.s.
	2.0m	6.3	0.0	116.8	0.0	32.0	32.0	0.00	0.3

n.s. ( no sample ): サンプル採取不可のためデータなし

#### ウ) 鉛直方向反応バリアの実証試験の考察

先に述べたように、鉛直方向反応バリアの施工後 8 か月経過した平成 12 年夏季には、生分解性プラスチックを含む条件 1、3 において、バリア透過後の硝酸性窒素濃度の低下、逆に TOC 濃度の増加が確認され、バリア透過時の生分解性プラスチックからの有機成分放出と脱窒活動が起きていた。また、バリア透過による濃度低減の効果は条件 1 よりも 3 が遅れて観測された。条件 1 では反応剤として使用した鉄粉が周囲土壌を還元環境に変化させて微生物の脱窒活動を促進し、条件 3 では鉄粉による促進効果ではなく、生物的な活動により周囲土壌が還元環境化され、条件 1 よりも遅れて微生物の脱窒環境が構築されたものと考えられる。

しかし、施工後 1 年が経過した平成 13 年夏季からは、いずれの条件でも硝酸性窒素濃度の低下、TOC の増加は認められず、この状態は、先に述べたように実証試験終了時まで続いた。浄化壁剤、土壌を採取して脱窒菌群を計測した結果では、脱窒菌の存在は確認されているため、脱窒作用が不活発であったことが考えられる。微生物の脱窒作用の促進には有機物の存在と土壌が還元雰囲気になることが必須であり、有機物の放出が十分行われなかったことが原因の 1 つとしてあげられる。

また、土壌間隙水採取装置が地面に埋設、固定してあり、常に同じ位置の間隙水を採取した。採取装置の埋設場所付近は耕作されず、土壌がかく乱されないために水の通り易い「水みち」ができて、浄化壁を面として浸透した試料が採取されなかった可能性も考えられる。

以上のように、生分解性プラスチックの分解による有機物の放出が促進されなかったことが調査期間を通して窒素濃度の低下が観察できなかった主因であると考えられる。浄化壁撤去の掘り起こし時の観察では、生分解性プラスチックのペレット

が埋設時とほぼ同じ大きさで残存していた。

鉛直方向反応バリア実証試験では、平成 12 年度夏季の観測結果に認められたような浄化効果が、試験期間中継続して認められなかったが、生分解性プラスチックの分解が地温などに依存されることなく進行すれば、硝酸性窒素濃度の浄化壁の通過による分解浄化作用は継続されると考えられる。鉛直方向反応バリアの今後の課題として、分解特性の異なるプラスチックの混合条件の検討、さらには新しい製品の開発が望まれる。

### (3) 水平方向反応バリア実験

#### 1) 水平方向反応バリアの浄化原理

地下水の流路内に浄化壁（反応杭）を設置し、浄化壁内を地下水が透過する際に硝酸性窒素を除去する工法である（図 5-1-9）。浄化壁には鉄粉と生分解性プラスチックを含む反応剤を充填し、鉄粉により還元環境下となっている浄化壁内で、生分解性プラスチックから徐々に放出される水溶性成分を硝酸呼吸の基質として生物脱窒が行われ、硝酸性窒素が窒素ガスに分解される原理である。

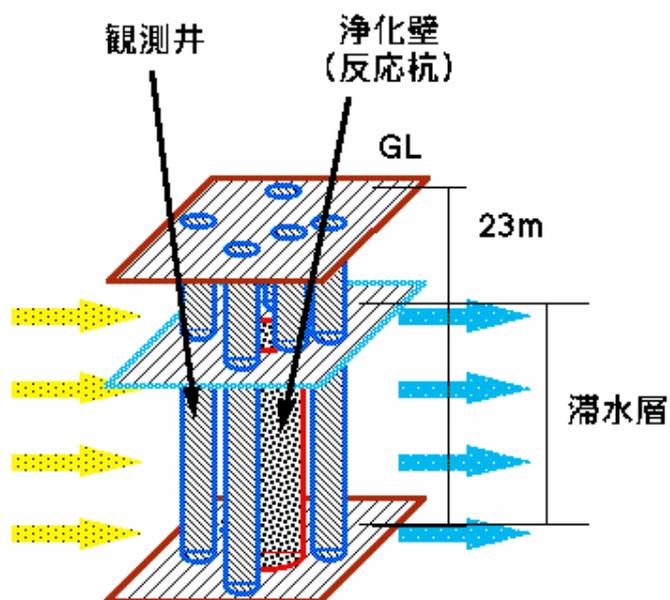


図 5-1-9 水平方向反応バリアの概略図

#### 2) 水平方向反応バリアの実験方法

##### ア) 水平方向反応バリアの施工

透過性地下水浄化壁となる反応杭（水平方向反応バリア）は、直径 1 m、帯水層を鉛直に貫通して地表から基盤岩付近の不透水層（深度 23m）まで掘削することにより施工した。図 5-1-10 に施工断面図を示した。この中に、6号砕石約 25 トン、鉄粉 2 トン、生分解性プラスチック 0.5 トンを施工場所にビニルシートを敷いて混合して充填した。

反応剤バリアとしては、鉄粉と生分解性プラスチックは反応杭内部で混合状態となるため、鉄粉の存在により分解が影響されない加水分解性の PLA（ポリ乳酸）系



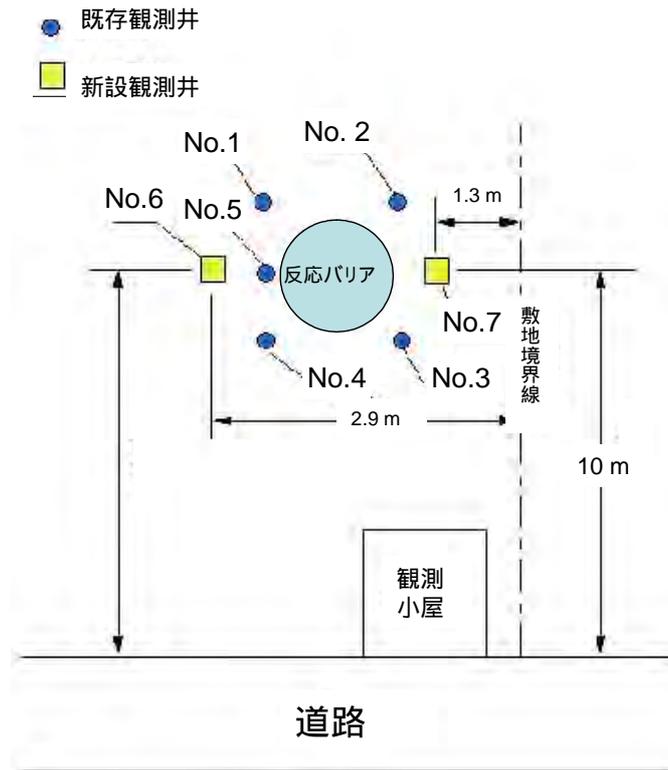


図 5-1-11 観測井（モニタリング井戸）の配置図

#### ウ) モニタリング方法

水平方向浄化反応壁の浄化効果を評価するために、観測井（モニタリング井戸）の水質測定を約3年間実施した。第1回目の調査は、掘削後井戸の洗浄が終了した平成12年1月22日(基準日0日)に行い、約3年後の平成15年1月8日まで1,082日間に74回の試料採取を行った。

採水は、観測を開始してから平成14年6月まで約2年5か月は、ベラーを使用して行ったが、ベラーでは1回の採水量が少ないために、地表からの浸透水を含む井戸内に滞留している水のみを採取してしまい、浄化壁を透過してきた帯水層の地下水を採取できていない可能性があることが、調査期間の途中で明らかになった(この点については次項で詳述する)。このため、平成14年7月より電動採水ポンプを使用し、約200リットル揚水して観測井内の溜まり水を周囲の帯水層地下水と十分交換した後で、帯水層地下水を測定用試料として採水した。揚水量200リットルは観測井内部の滞留水を排出して周囲帯水層の地下水を採取するのに十分な水量である。ポンプを使用した採水は、平成14年7月30日、12月11日、平成15年1月8日の3回実施した。観測井1については、井戸施工時の問題(途中で曲がりがある)から、帯水層まで水中ポンプが下りず、試料採取が出来なかった。

測定は全期間を通して、水温、水位、pH、EC、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Cl}^-$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、アルカリ度、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、TOCを対象に、すべての試料について行った。

### 3) 水平方向反応バリアの実証試験の結果

#### ア) 水位変動

図 5-1-12 に、調査期間約 3 年間の水位観測結果（観測井 1）を示した。観測開始時から下降していた水位は 88 日経過時（平成 12 年 4 月 19 日）に極小を示し、その後上昇に転じて 175 日経過後（7 月 15 日）に極大を示して再び下降に転じた。例年、この地域の極大は 8 月に出現するが、7 月及び 8 月の月間降水量がそれぞれ 63mm、51mm（各務原市消防本部資料）と少雨傾向であったために 7 月に極大が出現したと考えられる。

図 5-1-12 に示すように、平成 12 年 9 月 13 日から上昇に転じた理由は、9 月 11 日から 12 日の豪雨（258mm）が大きく影響している。2 日後の 9 月 13 日の調査では、まだ水位への影響は見られなかったが、その後大きく上昇した。平成 13 年、平成 14 年は、ほぼ規則的な変動を示した。年間水位変動幅は約 2 m である。

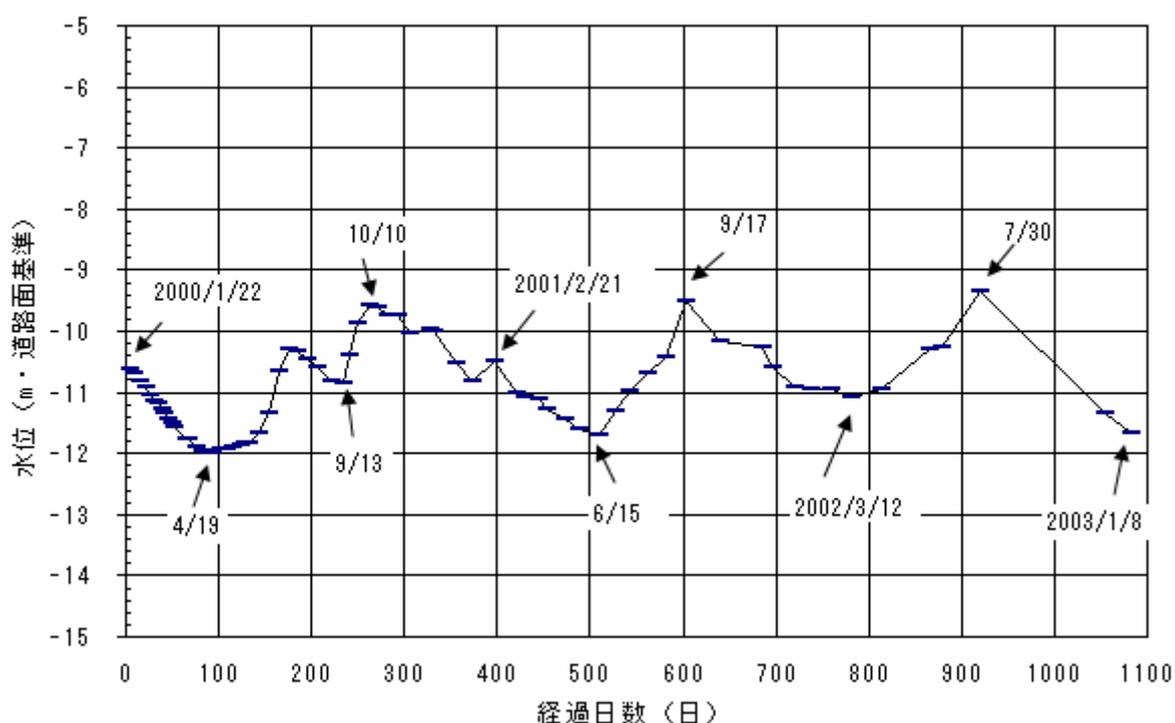


図 5-1-12 観測井の水位変動状況

（観測井 1、平成 12 年 1 月 22 日から平成 15 年 1 月 8 日までの約 3 年間）

#### イ) 硝酸性窒素を中心とした各成分の濃度変動と除去効果

硝酸性窒素を中心に主要成分の測定結果を述べる。全期間の各成分、硝酸性窒素（図 5-1-13）、カルシウムイオン（図 5-1-14）、硫酸イオン（図 5-1-15）、ナトリウムイオン（図 5-1-16）、塩化物イオン（図 5-1-17）、アルカリ度（図 5-1-18）、pH（図 5-1-19）の濃度変動を示した。

なお、調査期間を、

- a) 調査開始から観測井 2 本を追加設置する 396 日目まで
- b) ポンプ揚水を始める前まで
- c) ポンプ揚水による採水

以上 3 期間に分けて結果を述べる。

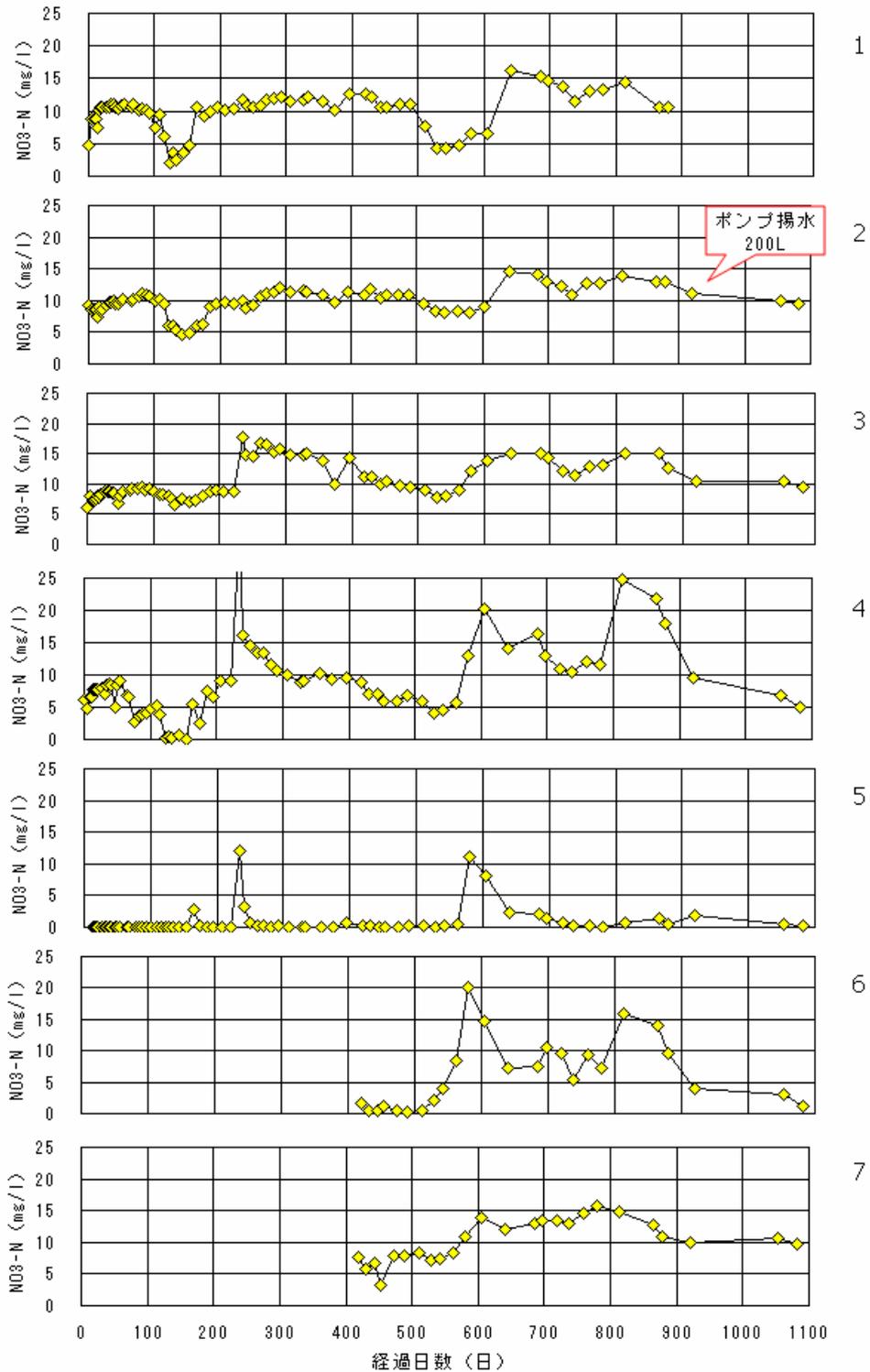


図 5-1-13 硝酸性窒素の濃度変動グラフ

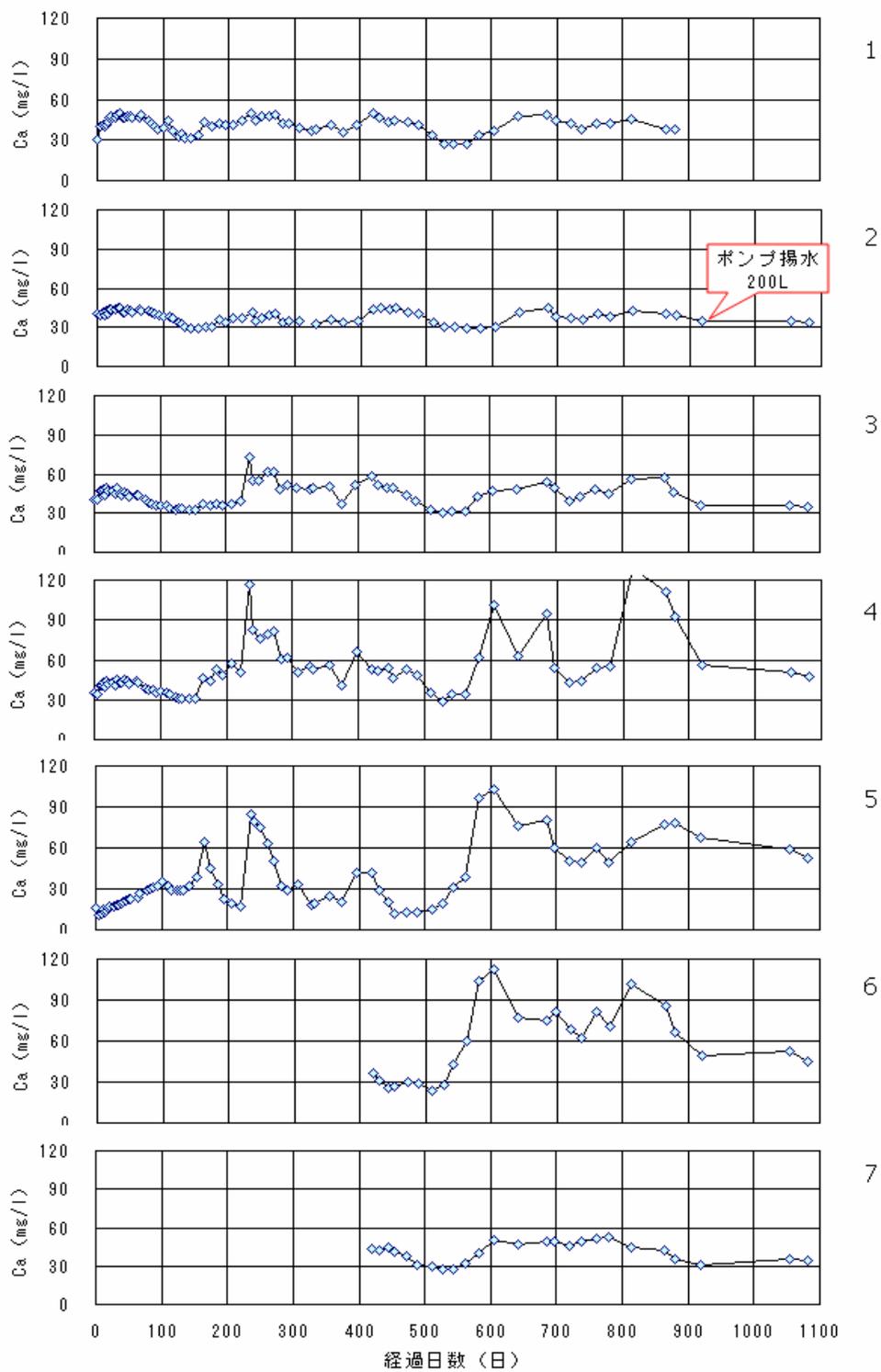


図 5-1-14 カルシウムイオンの濃度変動グラフ

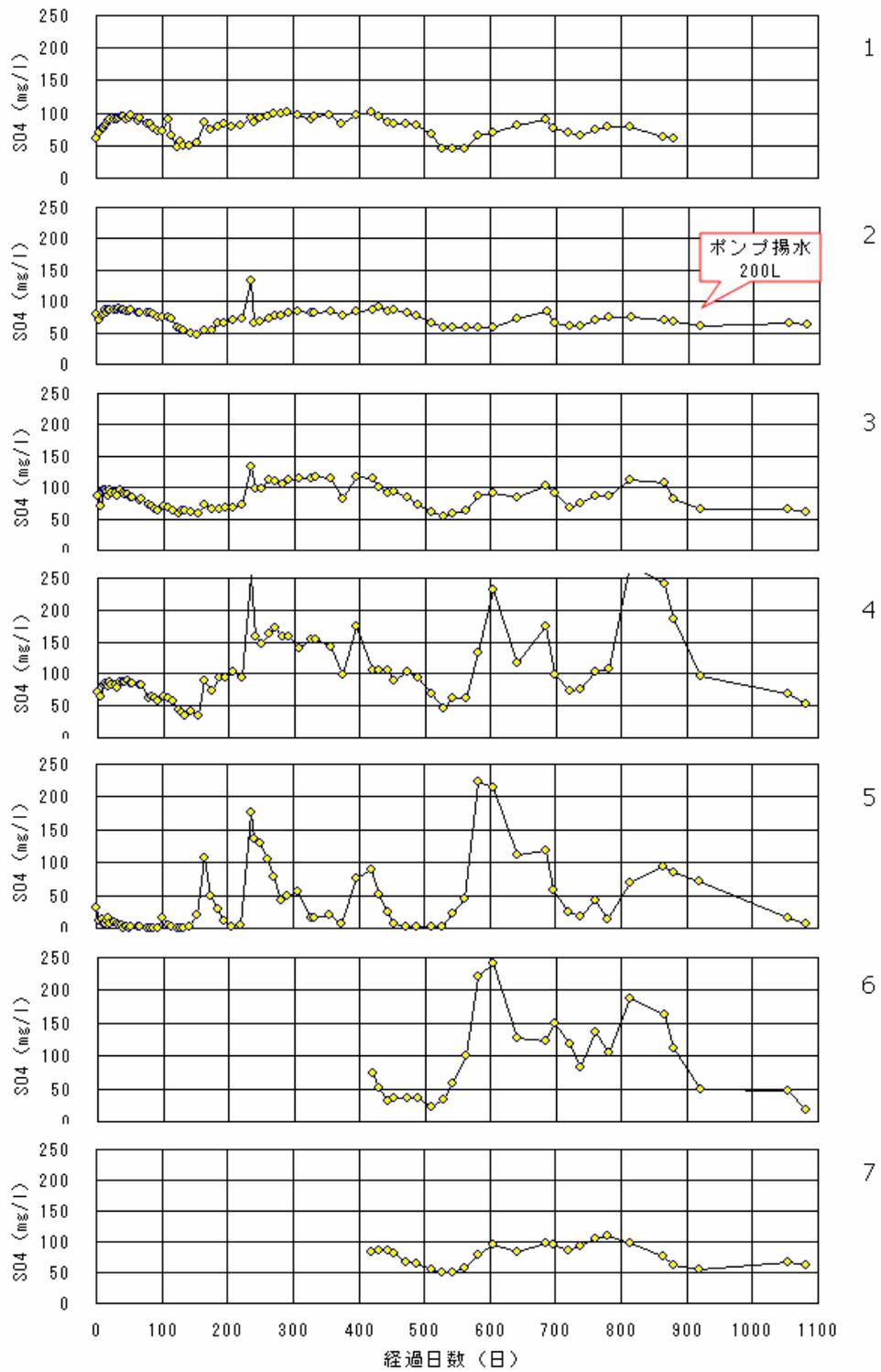


図 5-1-15 硫酸イオンの濃度変動グラフ

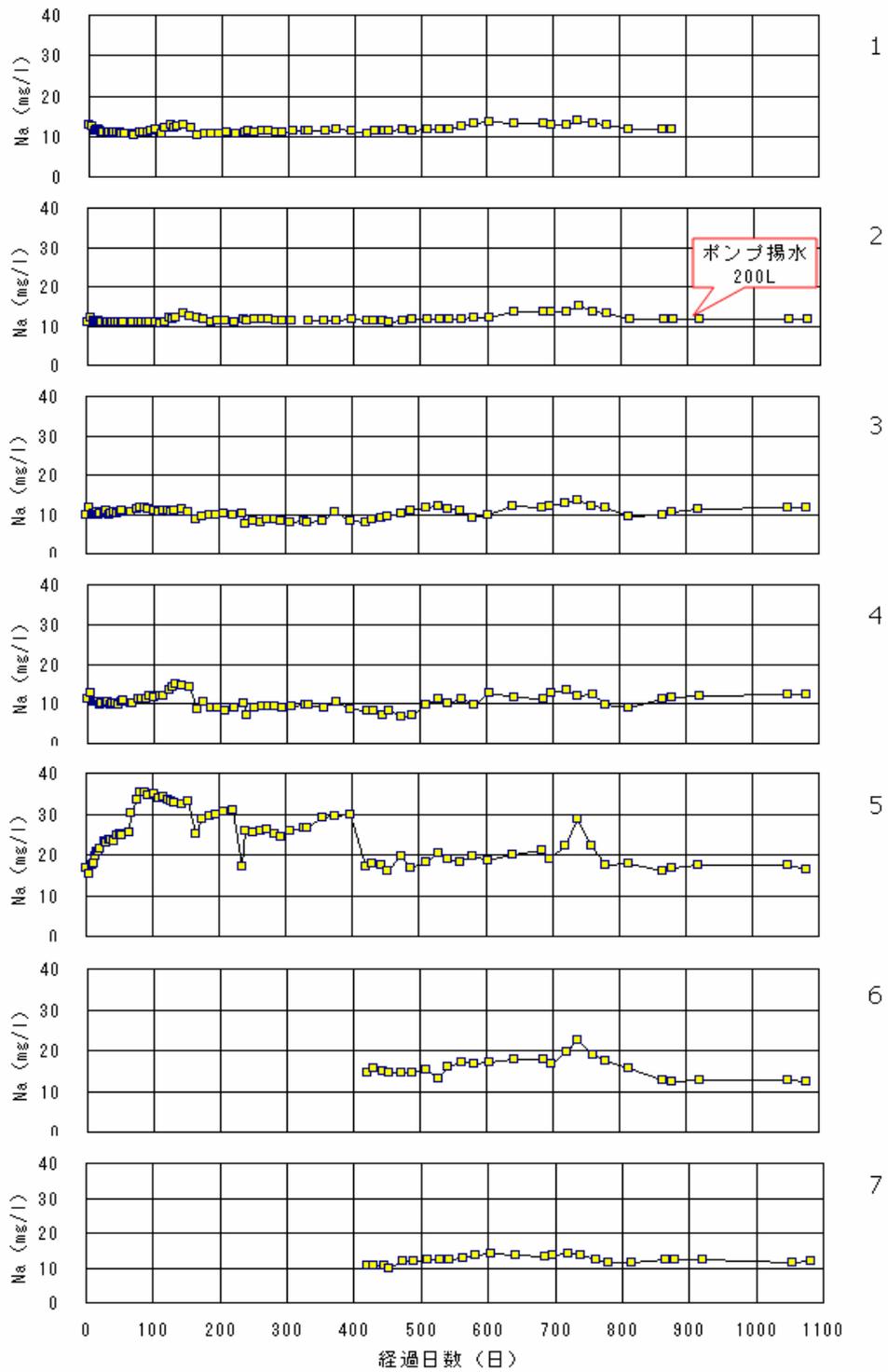


図 5-1-16 ナトリウムイオンの濃度変動グラフ

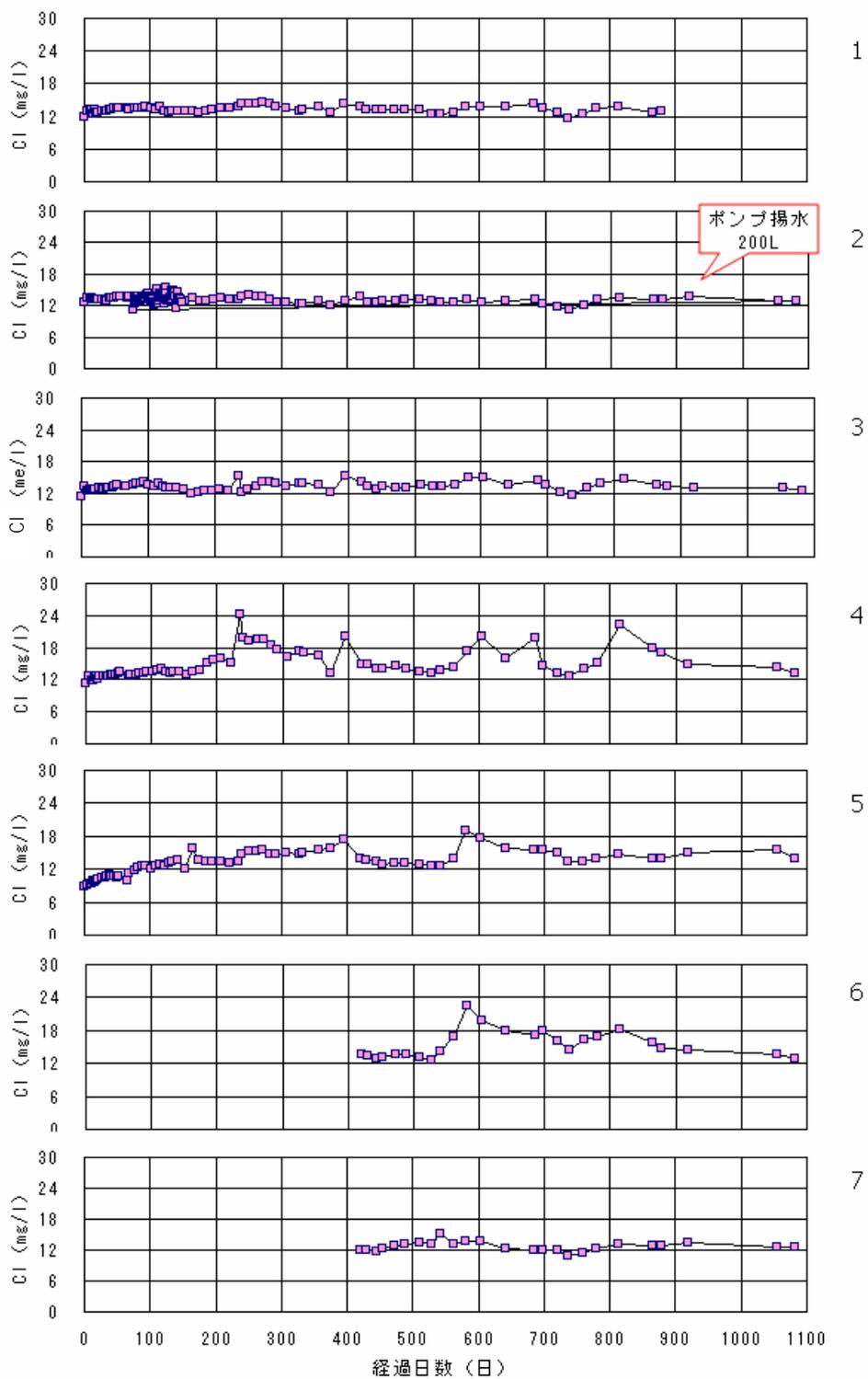


図 5-1-17 塩化物イオンの濃度変動グラフ

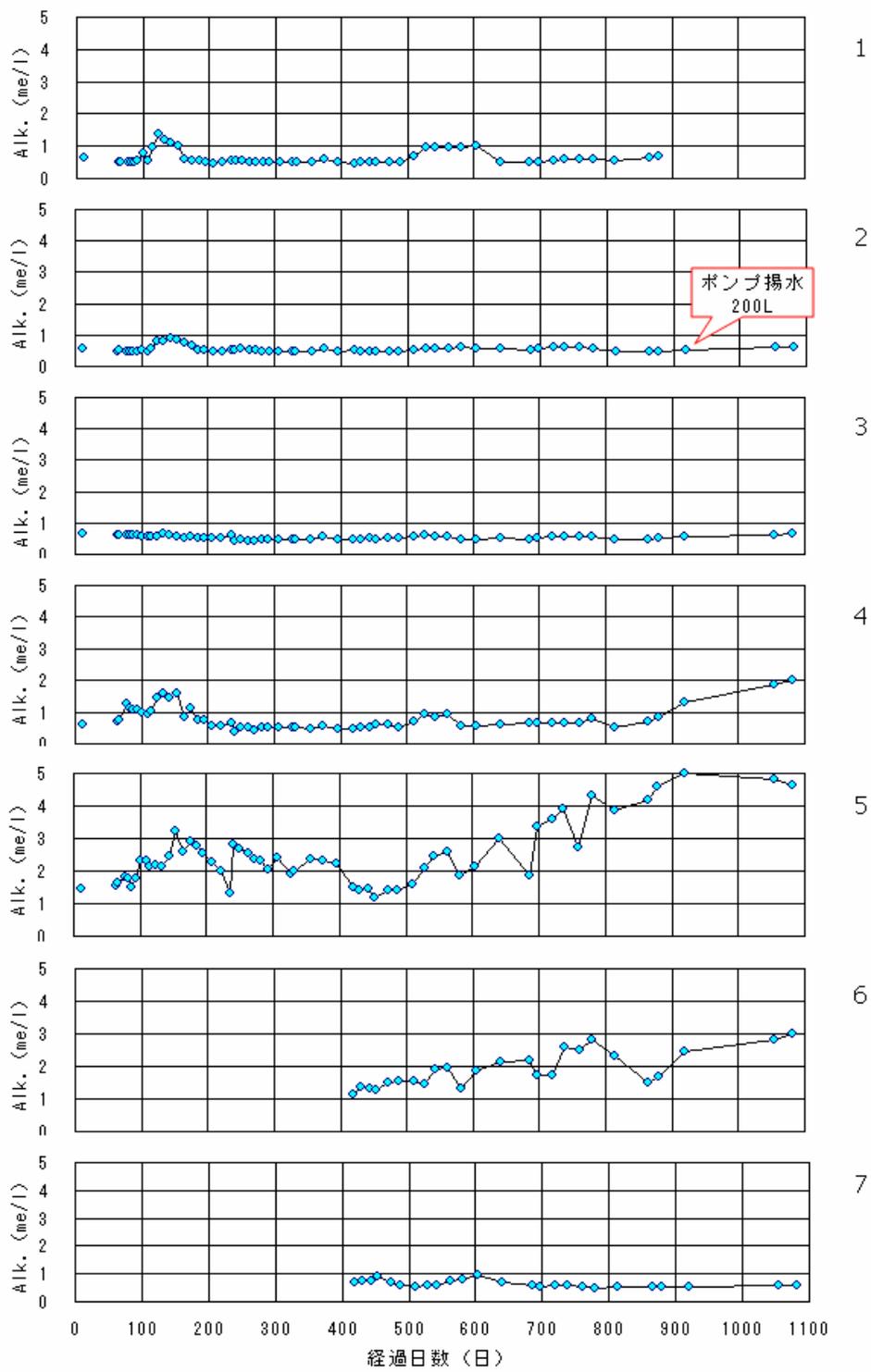


図 5-1-18 アルカリ度の濃度変動グラフ

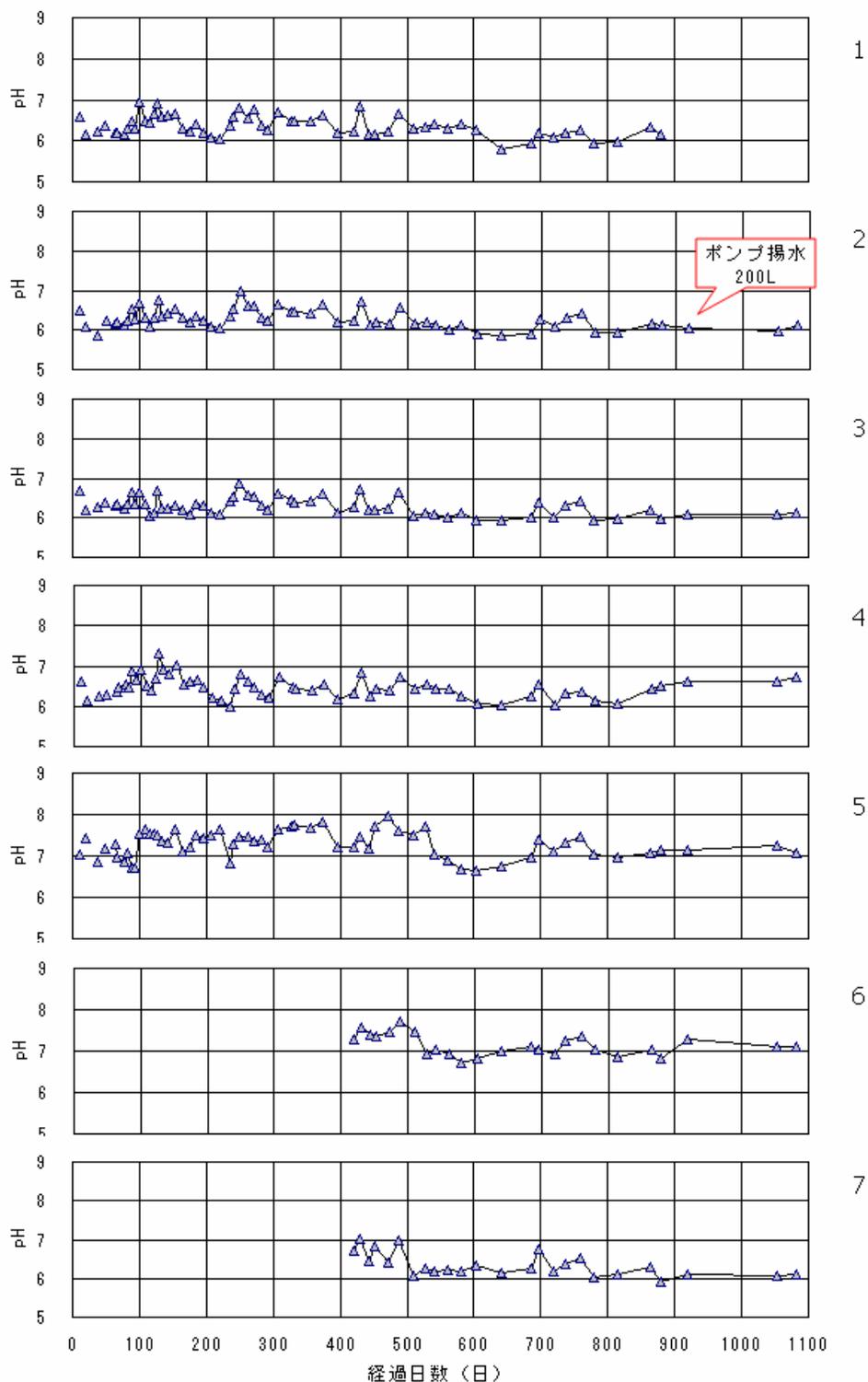


図 5-1-19 pH の濃度変動グラフ

a) 観測井 2 本を追加設置する前まで（調査開始から 396 日目まで）

調査開始後、硝酸性窒素濃度が特に顕著な減少傾向を示したのは、図 5-1-13 に示すように観測井 4 であった。50 日経過後 9.0mg/L であった濃度が 77 日後には 2.6mg/L にまで減少した。その後、一時上昇したが 123 日経過後の平成 12 年 5 月

24 日には 0.2mg/L にまで低下した。154 日目に当たる 6 月 24 日までは 0.1～0.7mg/L の範囲で推移していたが、その後濃度上昇に転じ 207 日経過後の 8 月 16 日には 9.1mg/L まで上昇した。そして前項で述べた 259mm の豪雨があった翌日の調査では、水位上昇が認められないにも拘わらず、硝酸性窒素濃度は急上昇して 32.8mg/L を記録した。この結果は、明らかに施肥成分を含む地表からの浸透水が一夜にして観測井の水質に影響を及ぼしたことを意味しており、いわゆる「水みち」の形成が明らかになった。

この変動は、図 5-1-14、図 5-1-15 に示すように、同じ施肥成分であるカルシウムイオンや硫酸イオンの結果からも明らかである。一方、施肥成分ではないナトリウムイオン、塩化物イオンは図 5-1-16、図 5-1-17 に示すように濃度の大きな上昇は認められなかった。アルカリ度の変動は、加水分解による水酸イオンの放出の影響を反映しており、図 5-1-18 に示すように、硝酸性窒素濃度の低下時に上昇傾向が認められた。

その後、硝酸性窒素濃度は減少傾向を示すが、周辺地下水の濃度と考えられる 10mg/L の半分程度の濃度までしか減少せず、次項で述べる新しい観測井の追加設置を行った。

b) ポンプ揚水を始める前まで (420 日目から 879 日目まで)

観測井 6、7 の追加掘削後、平成 13 年 3 月 17 日に初めての採水を行った。反応バリア (浄化壁) の西側に当たる観測井 6 は、この地域の地下水流動方向の下流側に位置していると考えられ、硝酸性窒素濃度は図 5-1-13 に示すように、低い濃度レベルで推移したが観測開始後約 100 日が経過した頃から著しい濃度上昇を始め、平成 13 年 8 月 6 日に 8.4mg/L、8 月 25 日には 20.1mg/L になった。この動きは、施肥成分であるカルシウムイオンや硫酸イオンも同じ動きである。また、図 5-1-12 に示した水位変動とも呼応しており、水位の上昇とともに施肥成分の濃度が上昇したことが明らかである。

この結果は、新しく設置した観測井 6 も地表からの浸透水の影響を強く受ける「水みち」が形成されたことを示唆している。

一方、同じく新しく掘削した観測井 7 は、調査期間を通して濃度変動幅が小さく、地表からの影響を比較的受けていない井戸であることが分かった。しかし、上流側に位置する観測井であるために、反応バリアの浄化効果を判定することには使用できない。

c) ポンプを使用した観測 (920 日目から調査終了の 1,082 日目まで)

「(3)2」ウ)モニタリング方法」の項で述べたように、平成 14 年 7 月 30 日、観測井周辺の「たまり水」を排除し、帯水層の水を揚水するために試料採取の前に初めてポンプを使用して試料採取を行った。

まず、従来の採水方法であるベラーを使用して採水を行い、つぎにポンプを使用して約 200 リットルの揚水後に採水を行った。揚水前後の水質の比較を行い表 5-1-4 に示した。施肥成分である硝酸性窒素と硫酸イオンは、観測井 4、5、6

の3本については揚水前後で大きな濃度差が認められた。例えば、浄化壁通過後の位置にある観測井6の硝酸性窒素濃度は、揚水の前後で9.3mg/Lから3.9mg/Lに低下した。一方、施肥成分ではない塩化物イオンは濃度に大きな違いは認められなかった。このことは、観測井周辺の地表部から施肥成分が浸透して観測井内部に「滞留」していたことを示唆するものである。観測井2、7は、施肥成分を含めて揚水前後の濃度差が小さかったが、これは調査期間を通して濃度変動が小さかった観測井であり、モニタリング機能を有していた観測井といえる。

これ以降、調査終了まで合計3回の採水は各観測井とも約200リットルの揚水後に行った。

平成15年1月8日に行った最後のモニタリング調査結果を表5-1-5に示した。この結果、観測井6は平成15年1月8日には硝酸性窒素濃度1.2mg/Lを示し、浄化効果は施工後3年を経過した時点でも十分機能していることが確認でき、実証試験を終了した。

表 5-1-4 揚水の前後の水質比較

単位：mg/L

観測井	Cl			NO <sub>3</sub> -N			SO <sub>4</sub>		
	揚水前	揚水後	濃度比	揚水前	揚水後	濃度比	揚水前	揚水後	濃度比
1	14.2	-	-	11.8	-	-	64.9	-	-
2	13.7	13.9	1.01	10.8	11.2	1.04	59.1	60.1	1.02
3	13.7	13.2	0.96	11.5	10.4	0.91	73.3	66.2	0.90
4	19.2	14.9	0.78	26.9	9.6	0.36	237.8	97.1	0.41
5	15.4	14.9	0.97	3.4	1.8	0.53	142.1	70.6	0.50
6	15.3	14.4	0.94	9.3	3.9	0.42	95.3	48.3	0.51
7	13.4	13.4	1.00	9.7	9.9	1.03	54.6	55.3	1.01

表 5-1-5 観測井の水質測定結果 (平成15年1月8日採水)

観測井	水温	pH	Na (mg/L)	Ca (mg/L)	Cl (mg/L)	NO <sub>3</sub> -N (mg/L)	SO <sub>4</sub> (mg/L)	HCO <sub>3</sub> (mg/L)
1	- 採水不能 -							
2	17.7	6.11	11.9	34.2	12.9	9.6	62.1	37.3
3	17.7	6.12	11.9	35.2	12.6	9.6	61.4	39.9
4	17.7	6.71	12.2	47.3	13.1	5.1	53.6	123.8
5	17.8	7.08	16.4	52.5	13.9	0.1	6.0	282.6
6	17.7	7.12	12.4	44.7	12.8	1.2	17.0	183.8
7	17.7	6.12	11.9	34.2	12.5	9.6	61.7	35.8

モニタ井戸1は、平成14年7月よりポンプが挿入できず採水不能。

HCO<sub>3</sub>は、酸滴定により求めたアルカリ度を示す。

平成 14 年 7 月の観測時における浄化壁周囲の硝酸性窒素の濃度分布予測図を図 5-1-20 に示した。浄化壁を透過した際に地下水中の硝酸性窒素濃度が低減されて、下流側に浄化壁を透過した低濃度の地下水が移行してきていることを示している。

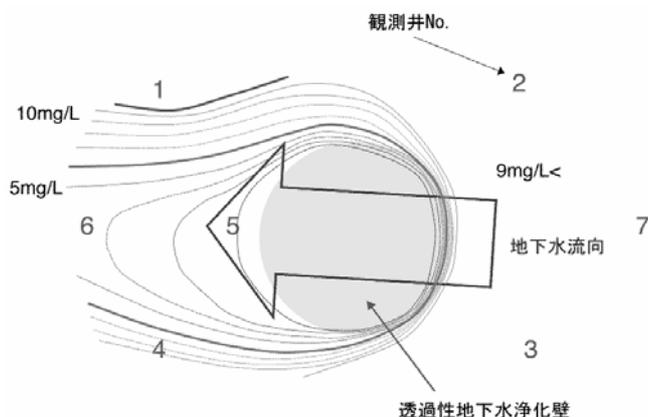


図 5-1-20 反応バリア（透過性地下水浄化壁）の周辺の濃度分布予測図

（平成 14 年 7 月 30 日の結果から作成）

#### （4）まとめ

##### 1) 鉛直方向反応バリア

調査期間を通して、浄化効果を示すプロファイルを得ることができなかった。これは、鉛直方向反応バリアの反応剤には、好氣的分解を考慮して微生物分解性の生分解性プラスチックを使用しており、このため微生物の活動が低下する冬季においては分解速度が低下して脱窒に必要な有機物の放出量が不足したと考えた。この点が、今後の課題として残される。

##### 2) 水平方向反応バリア

調査期間を通して、浄化効果が継続せず変動幅が大きかった理由は、これまで述べたように降水により地表から「水みち」が形成され肥料成分を含んだ浸透水の影響を受けたためと考えられた。これは、観測井の直上で施肥が行われていたこと、井戸の施工に問題があったこと、現場付近の地下水流動が極めて遅かったこと、などに起因する。帯水層の地下水は年間を通じて 1 程度の温度変化幅であり、この試験地は、流速も遅く定常的な環境であると言える。このような安定した環境下では、鉄粉の還元能力は 10 年以上保たれることが、揮発性有機化合物を対象とした透過性地下水浄化壁工法の実績から実証されている。今後は、浄化対象となる地下水の硝酸性窒素濃度や地下水流速に応じて生分解性プラスチックの分解性や配合量を選定するなどの検討が必要である。

現場は試験終了後に耕作可能な状態に戻したが、観測井の地表面から 1 m 以深の部分はそのまま残しており、将来簡単な掘り起こしにより採水が可能になる。

## 5.2 電気透析と生物脱窒装置による硝酸性窒素除去システム（福岡県）

### (1) 浄化サイトの概要

浄化サイト（図 5-2-1）は福岡県南部地域の砂礫質の丘陵（中位段丘）に位置し、表層土壌は腐植質黒ボク土壌である。上面の傾斜度は3度未満とほぼ平坦な地形である。年降水量は1,887mm（平年値）、年平均気温は16℃と温暖な気候であり、丘陵地区一帯では茶、果樹の栽培が行われている。

試験井戸は8mの浅井戸で、過去に30mg/Lを超える硝酸性窒素が検出されている。試験井戸の集水域では茶の栽培が行われており、集水域の表流水は灌漑用溜池に流入している。地下水の流れは地形から東から西の方向に流れていると推測される。試験地の集水域の面積は4.4haであり、集水域内には人家がなく、畑地面積は3.5haと集水域全体の80%を占めていた。試験井戸の硝酸性窒素は茶畑で施用されている窒素肥料に由来すると推定される。

汚染地下水の硝酸性窒素を除去する目的で、電気透析装置と生物脱窒装置を組み合わせた硝酸性窒素除去システム（神鋼パンテック社）を試験井戸の傍に設置した。

地下水の流下方向と考えられる試験井戸の西方に位置するA観測井戸及びB観測井戸についても硝酸性窒素濃度が高かったため、浄化システムの実験中において水質モニタリングを行った。



図 5-2-1 浄化サイトの位置図

## (2) 試験地選定の背景

実証試験を実施した丘陵地帯では、梅雨期に溜池の pH が低下する酸性化現象が昭和 61 年頃から見られるようになった。丘陵地帯で pH が低下する溜池群の水質は硝酸性窒素が 10mg/L を超える高い濃度であった。原因を調査した結果、丘陵地帯に多く分布する茶畑で施用される硫安などの窒素肥料が原因と推定された。

茶畑から流出する窒素フローを把握するために、丘陵地帯の東に位置する茶園（図 5-2-2）で窒素フローの調査を平成 9 年～平成 11 年に行った。試験地では砂防堤下から硝酸性窒素濃度の高い湧水が流出しており、集水域の殆どが茶畑である。砂防堤の下流に水位計を設置し、2 年間にわたり継続的に流量測定を実施した。茶畑での窒素施肥量、窒素流出負荷量などを基に、茶畑での窒素フロー（図 5-2-3）を推定した。

茶畑の年窒素施肥量（図 5-2-4）は 1 年目（第 1 調査年）が 1,192kg/ha であったが、2 年目（第 2 調査年）には 810kg/ha に削減された。これに伴って湧水の硝酸性窒素濃度の年平均値（図 5-2-5）も 34mg/L から 29 mg/L まで減少した。

今後、湧水の硝酸性窒素濃度を環境基準値 10mg/L まで低下させるには、更に窒素施肥量を削減することが必要になる。茶の品質を保持しながら減肥を行うという課題が茶栽培農家に認識されるようになり、年窒素施肥量を 500kg/ha レベルまで削減することを目標としている。

当初、図 5-2-2 の窒素フロー調査試験地で浄化システムの実証試験を行うことを検討したが、設置場所の確保ができなかったため、用地、電気施設などの条件が整っている現浄化サイトを選定した。

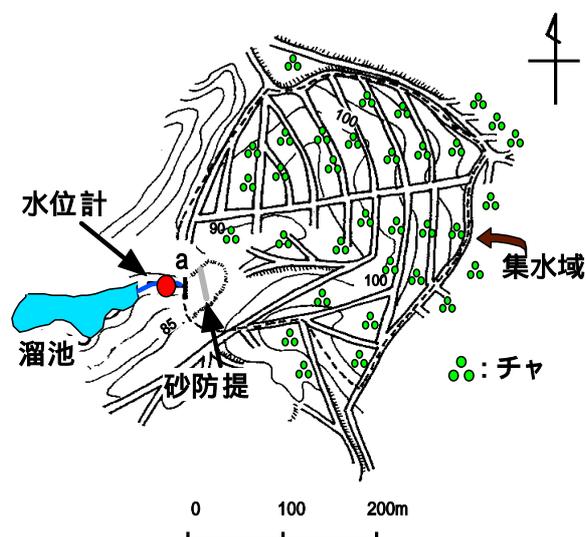


図 5-2-2 窒素フロー調査試験地

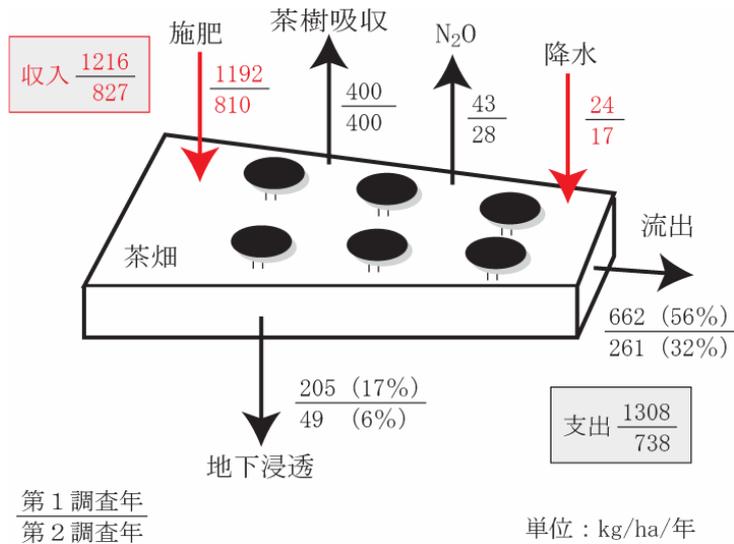


図 5-2-3 試験地の窒素フロー

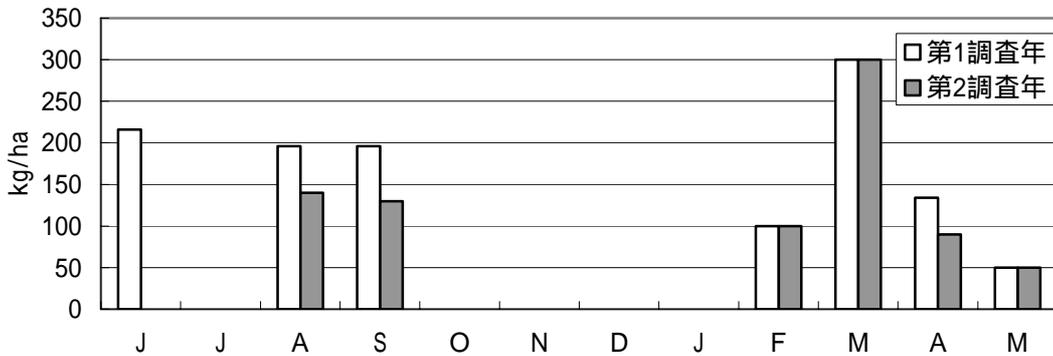


図 5-2-4 試験地の窒素施肥量

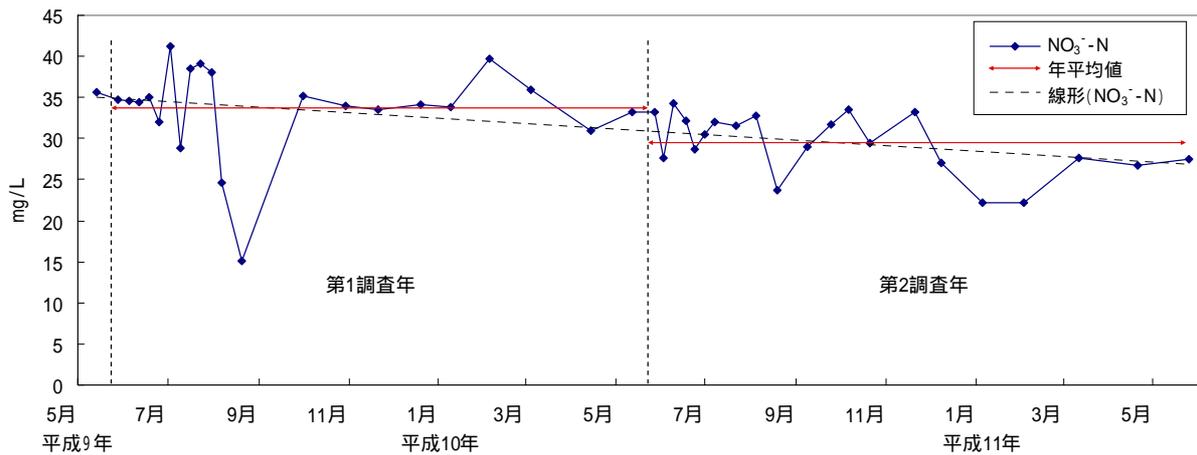


図 5-2-5 茶畑流出水（湧水）の時系列変化

### (3) 浄化技術の概要

本硝酸性窒素浄化システムは極性転換方式の電気透析装置とグラニユール方式の生物脱窒装置から構成される。

## 1) 電気透析装置

電気透析法の原理図を図 5-2-6 に示す。電気透析とはイオンだけを通すことのできるイオン交換膜と電極からなり、電気エネルギーにより原水中のイオンをイオン交換膜を通過させて取り除く方法である。溶液中に陽極と陰極を入れ、その間に陽イオン交換膜と陰イオン交換膜を交互に配列する。陽イオン交換膜は陽イオンを通過させるが陰イオンを通過させず、陰イオン交換膜は陰イオンを通過させるが陽イオンを通過させない選択特性をもつ。このため、イオン交換膜間にはイオンが少なくなるのと、多くなる場所が交互に存在するようになる。原水として地下水を用いる場合に、硝酸性窒素が陰イオンであることから、これにより硝酸性窒素の除去された浄化水（生成水）と濃縮水に分離される。その際、透析槽の濃縮液室にアルカリスケールなどが発生するので一定の時間毎に極性転換（EDR：Electro Dialysis Reversal）を行い、電氣的に自己洗浄をする。

これにより、スケール防止用の薬品注入が不要になり、洗浄回数を減らすことができるため、維持管理費が縮減される。

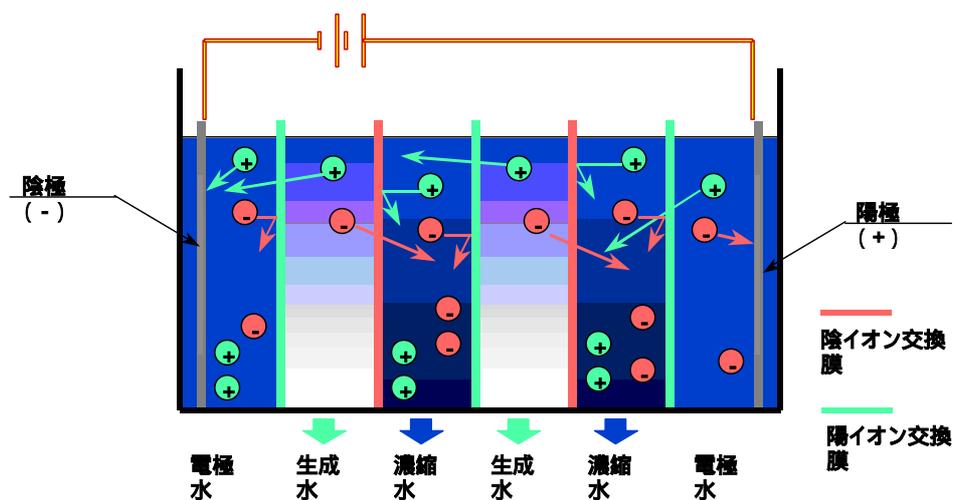


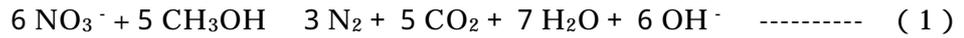
図 5-2-6 電気透析の原理

## 2) 生物脱窒装置

自己造粒化したグラニュール状の脱窒菌を用いて、排水中の硝酸性窒素を窒素ガスに還元除去する方法である。

グラニュール方式脱窒槽の概要を図 5-2-7 に示す。脱窒槽はグラニュール汚泥が保持されているベット部と発生ガスの捕集及びグラニュール汚泥の流出を防ぐ GSS 部（Gas Solid Separator）で構成されている。原水は槽下部から流入し、グラニュール汚泥と接触しながら上昇する間に硝酸性窒素は除去され、処理水として上部から流出する。

生物脱窒反応には有機物等の水素供与体が必要であり、本装置ではメタノールを使用し、脱窒槽に供給している。この反応式を（1）式に示す。



脱窒菌の働きによりメタノールは水と二酸化炭素に分解され、原水中の硝酸性窒素は窒素に還元され、発生ガスとして系外に排出される。所要メタノール量は理論値で  $1.9\text{g/gNO}_3\text{-N}$  となる。地下水の生物脱窒処理ではリンがほとんど含まれていないため、メタノールの他にリン酸を脱窒槽に供給する必要がある。

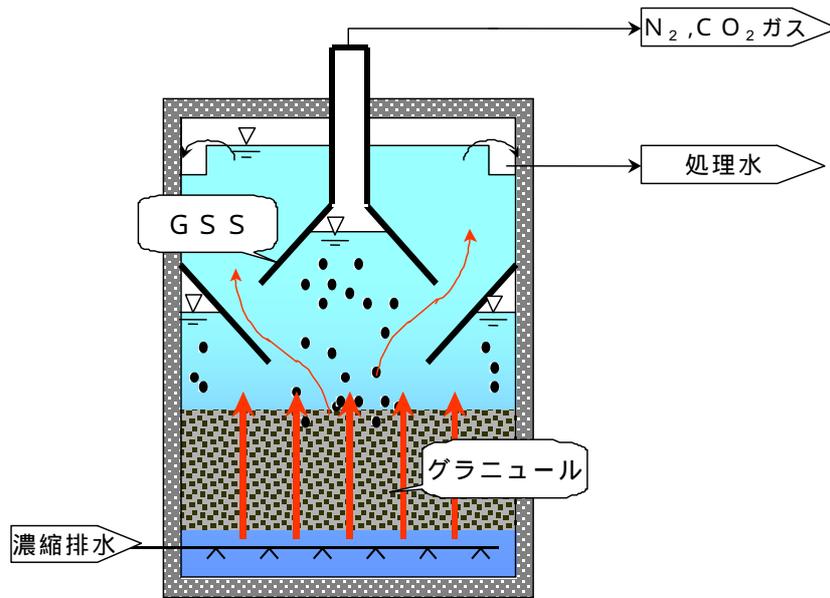


図 5-2-7 生物脱窒装置

#### (4) 浄化実証試験

##### 1) 実証試験の方法

浄化システムを試験井戸近傍に設置し、1年間(平成12年1月～平成13年2月)の連続試験を行った。なお、生物脱窒装置の脱窒汚泥の馴化を行うため、連続試験の前に1ヶ月の馴養運転をした。

浄化システムのフローシートを図5-2-8に示す。試験井戸から汲み上げられた地下水は  $12\text{m}^3$  の貯水槽に導入され、この貯水槽の水は配管で施設の原水貯受槽に導水され、 $10\mu\text{m}$  の保安フィルターでろ過された後、電気透析槽に連続的に供給される。電気透析後、生成水と濃縮排水が排出されるが、生成水は放流水槽に導入され、濃縮排水は濃縮排水槽に導入される。濃縮排水はメタノールとリン酸を添加した後、生物脱窒処理槽で処理される。脱窒槽の pH コントロールは硫酸を用いる。曝気槽は脱窒過程で過剰となったメタノールを好気生物処理するためのもので中空円筒状担体が充填されている。曝気槽処理水は沈殿槽を経て放流水槽に導入され、電気透析生成水と合流、混合された後、近隣の溜池に放流される。

なお、放流時の硝酸・亜硝酸性窒素濃度が環境基準値の  $10\text{mg/L}$  以下になるよう留意して浄化システムの運転が行われた。

試験に用いた電気透析装置と生物脱窒装置の緒元を表 5-2-1 及び表 5-2-2 に示す。なお、本電気透析槽は陽イオン交換膜、陰イオン交換膜ともポリスチレンをベースとした、有効面積  $0.149\text{m}^2/\text{枚}$  の膜が使用されている。膜は合計 108 枚で、全膜有効面積は  $16.1\text{m}^2$  である。また、電気透析槽の電極には白金メッキしたチタン板が使用されている。原水の硝酸性窒素濃度  $42\text{mg/L}$  に対し、生成水の硝酸性窒素濃度の処理目標値を  $7\text{mg/L}$  に設定し運転を行った。

生物脱窒槽は、内径  $250\text{mm}$ 、高さ  $1,300\text{mm}$ 、有効容積  $0.1\text{m}^3$  の円筒形リアクターである。濃縮排水の硝酸性窒素濃度の設定値を  $370\text{mg/L}$  とし、脱窒処理水の硝酸性窒素の処理目標値を  $15\text{mg/L}$  として運転を行った。

試験は、浄化システムの試験井戸、生成水槽、濃縮排水槽、循環水槽（脱窒処理水）、沈殿槽（沈殿処理水）及び放流槽で水質のモニタリングを行った。積算水量計を設置して、試験井戸からの揚水量を把握した。

また、放流先の溜池水質、地下水の流下方向にある観測井戸（A、B）の水質モニタリングも併せて実施した。

モニタリング調査は月 1 回ないし 2 回の頻度で行った。

なお、水収支、窒素収支法による浄化効果の評価を行うために、現地の降水量、気温に関するデータの収集を行った。

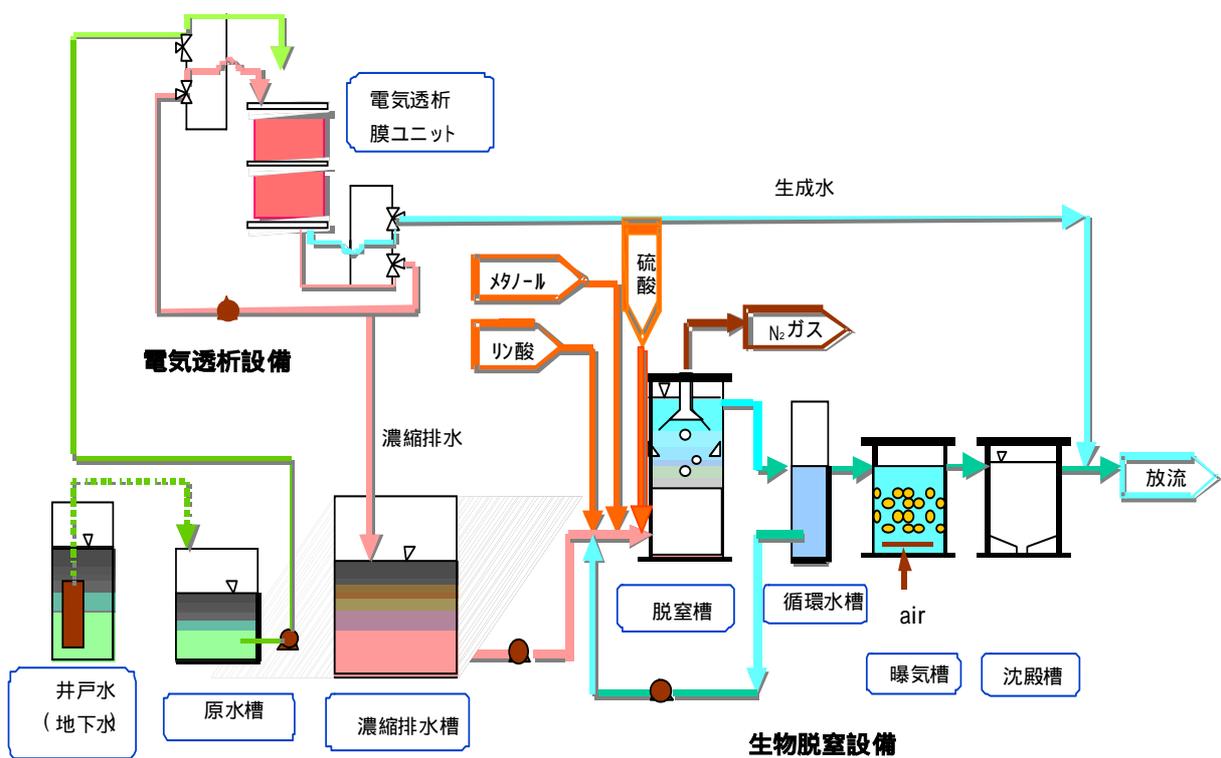


図 5-2-8 硝酸性窒素浄化システム試験フローシート

表 5-2-1 電気透析装置の緒元

原水 NO <sub>3</sub> -N 濃度	42mg/L
生成水 NO <sub>3</sub> -N 濃度	7 mg/L
方式	極性転換方式
電気透析槽	膜サイズ (46cm×51cm)
	膜有効面積(0.149m <sup>2</sup> )
	膜対数 (108 セルペア)
	全膜有効面積(16.1m <sup>2</sup> )
電極 (白金メッキタ板)	
原水槽	有効容積 300L
必要電力	200V, 3 相
設置方法	屋内設置
設置所要面積	12m <sup>2</sup>

表 5-2-2 生物脱窒装置の緒元

濃縮排水 NO <sub>3</sub> -N 濃度	370mg/L
脱窒処理水 NO <sub>3</sub> -N 濃度	15mg/L
方式	グラニュール式
EDR 濃縮排水槽	有効容積 200L
調整槽	有効容積 75L
生物脱窒槽	有効容積 100L
曝気槽	有効容積 34L
沈殿槽	有効容積 50L
放流槽	有効容積 50L
必要電力	200V, 3 相
設置方法	屋内設置
設置所要面積	13.5m <sup>2</sup>

## 2) 実証試験の結果

### ア) 浄化システムの水質

浄化システムの各段階における水質分析結果の平均値を表 5-2-3 に示す。電気透析装置により、生成水及び濃縮排水の硝酸性窒素濃度はそれぞれ 8.53mg/L、361 mg/L に分離された。濃縮排水の硝酸性窒素は生物脱窒装置で脱窒され、脱窒処理水で 31.2 mg/L、更に沈殿処理水で 22.7 mg/L まで減少した。生成水と沈殿処理水は合流し、硝酸性窒素濃度 9.81 mg/L の放流水として溜池に排出された。図 5-2-9 に示すように硝酸性窒素の環境基準 10 mg/L 以下で放流するという処理条件は平均値で一応達成された。

濃縮排水には、カルシウムイオン、マグネシウムイオン、ナトリウムイオン、カリウムイオン、塩化物イオン及び硫酸イオンなどが原水の 6 ~ 10 倍程度に濃縮され、含まれていた。

脱窒処理水において全リン、リン酸性リンが検出されたが、これは生物脱窒装置に添加したリン酸に由来しているものと思われ、放流水においては低濃度であった。また、同様に脱窒処理水における溶存有機炭素 (DOC) 量の増加も認められた。これは生物脱窒装置に添加したメタノールの余剰分を検出しているものと思われた。

放流水の DOC は低濃度であった。

表 5-2-3 浄化システムの水質平均値

試料名	水温 ( )	DO (mg/L)	pH	EC ( $\mu$ S/cm)	Ca <sup>2+</sup> (mg/L)	Mg <sup>2+</sup> (mg/L)	Na <sup>+</sup> (mg/L)	K <sup>+</sup> (mg/L)	DOC (mg/L)
試験井戸水	17.1	7.9	6.1	443	30.5	15.8	10.8	1.9	0.9
生成水	17.9	8.5	6.1	100	4.7	2.9	5.9	0.8	0.7
濃縮排水	17.7	8.7	7.0	2,940	300	152	59.7	13.7	1.3
脱窒処理水	19.5	3.9	7.7	1,800	148	138	54.9	12.9	108
沈殿処理水	18.1	4.3	7.9	1,560	97.1	134	52.3	11.8	80.4
放流水	17.6	7.8	7.4	246	10.9	12.1	9.4	1.5	5.0

試料名	Cl <sup>-</sup> (mg/L)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	T N (mg/L)	NH <sub>4</sub> N (mg/L)	NO <sub>2</sub> N (mg/L)	NO <sub>3</sub> N (mg/L)	N <sub>2</sub> O N ( $\mu$ g/L)	T P (mg/L)	PO <sub>4</sub> P (mg/L)
試験井戸水	11.6	9.2	42.8	0.03	0.01	42.5	17.5	0.023	0.012
生成水	2.5	1.5	8.69	0.02	0.01	8.53	9.05	0.012	0.008
濃縮排水	100	89.4	371	0.05	0.01	361	7.20	0.078	0.078
脱窒処理水	92.3	169	34.4	0.42	1.63	31.2	8,040	0.435	0.254
沈殿処理水	88.3	156	26.5	0.19	1.72	22.7	559	0.233	0.104
放流水	9.3	8.0	10.3	0.03	0.18	9.81	20.6	0.035	0.015

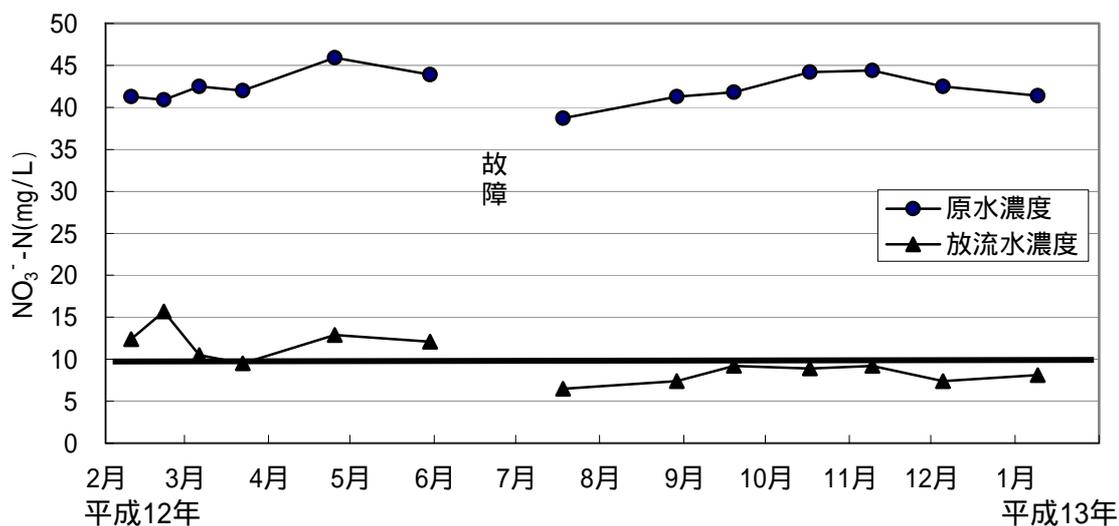


図 5-2-9 試験井戸及び放流水の硝酸性窒素濃度の変化

イ) 処理能力の季節変化

図 5-2-10 に月毎の脱窒量の変化を示した。夏季に比べて冬季に脱窒量が著しく減

少した。冬季に脱窒量が減少しているのは、気温の低下による脱窒菌の脱窒活性の低下が原因の一つと考えられた。

実績処理水量と月平均気温の季節変化を図 5-2-11 に示した。夏季は 11.79m<sup>3</sup>/日の処理水量であったが冬季は 3.13 m<sup>3</sup>/日まで低下した。生物脱窒装置での脱窒能は温度の影響を受け、かつ装置内で加温しなかったため処理能力の季節変化が顕著に現われた。

原水と放流水の全窒素濃度の差分と処理水量の積から浄化システムの窒素除去量を算定した結果、1年間の窒素除去量は 96.2kg/年と推計された。

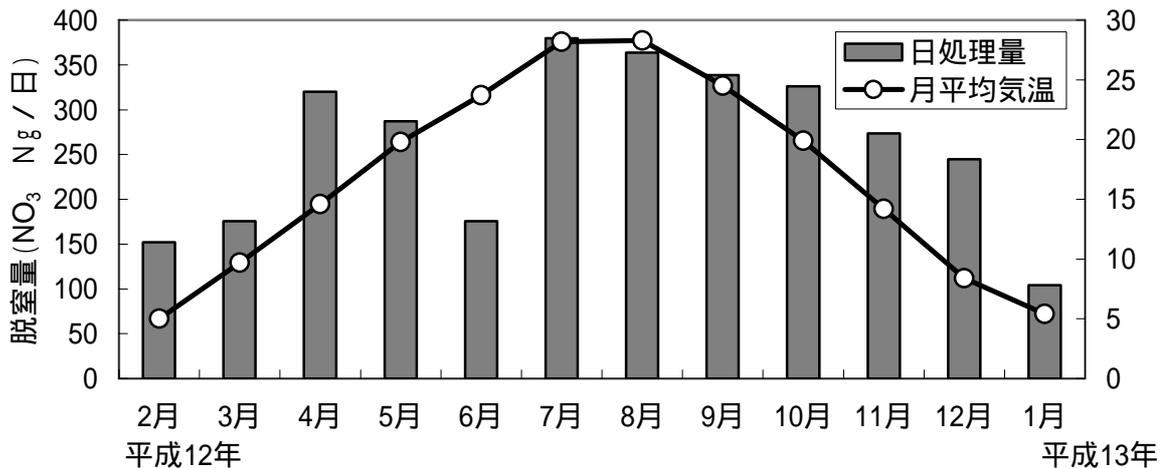


図 5-2-10 脱窒量の季節変化

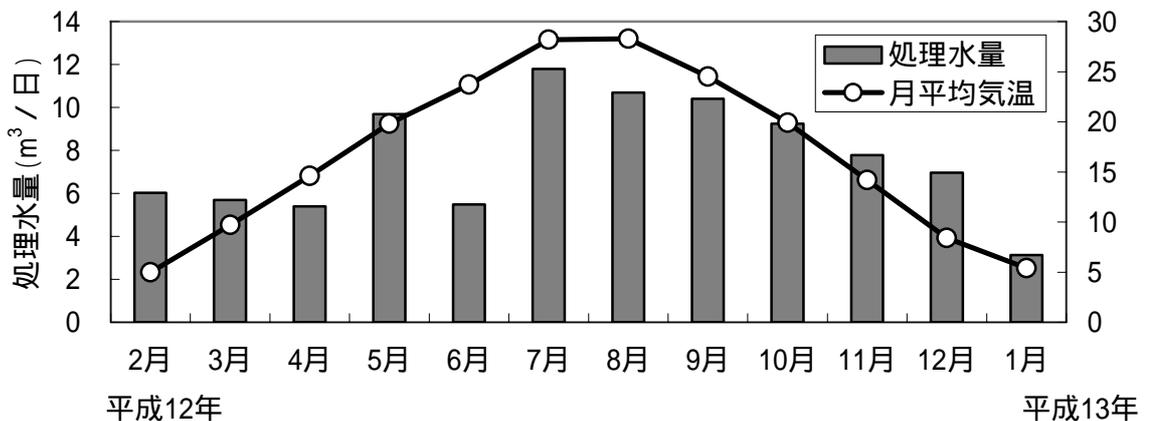


図 5-2-11 処理水量の季節変化

#### ウ) 溜池の水質

放流先の溜池の水質調査は平成 7 年、平成 8 年に実施した。過去の調査結果によると、溜池の T P と COD には図 5-2-12 に示すような相関がみられることから、溜池はリン制限と推定された。実証試験中の溜池の T P の平均濃度は図 5-2-13 に示すように平成 7 年、平成 8 年当時とあまり変化してないことから、浄化システムの溜池水質への影響は少ないと考えられた。

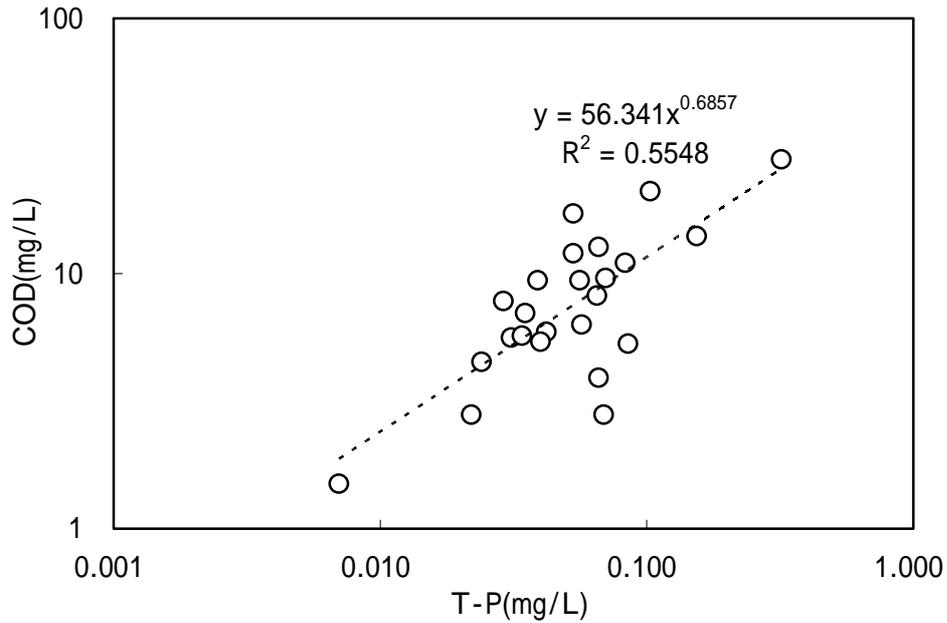


図 5-2-12 溜池の T-P と COD の相関

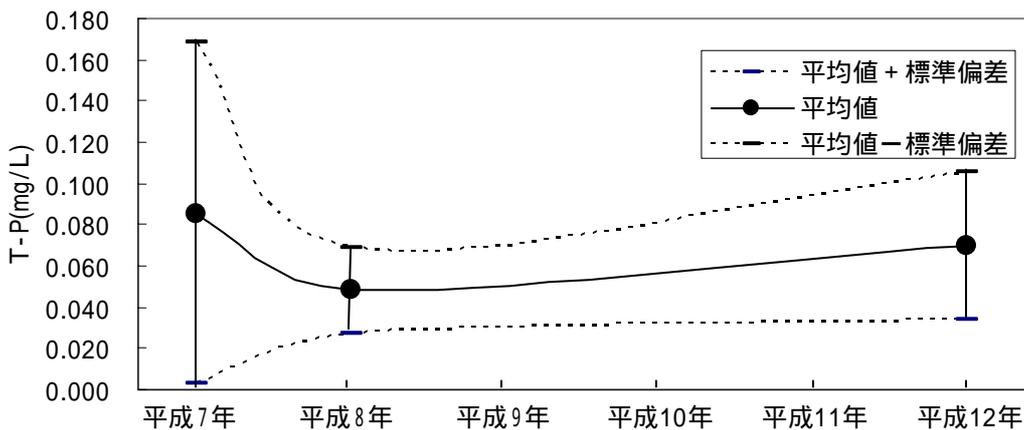


図 5-2-13 溜池の T-P の変化

### 工) 観測井戸の水質

浄化システムの効果を検討するために、試験井戸及び観測井戸(A、B)の硝酸性窒素濃度の変化を図 5-2-14 に示した。3カ所の井戸ともに硝酸性窒素濃度が30mg/Lを超えていた。

図 5-2-15 に示す各井戸の硫酸イオンの濃度レベルは、試験井戸と B 観測井戸では類似しているが A 観測井戸は試験井戸とかなり異なっていることが示された。このため、試験地での窒素除去の効果は B 観測井戸の水質に影響すると考えた。

しかしながら、B 観測井戸の硝酸性窒素濃度の変動係数は平均濃度の 8.5% と大きいこと、試験井戸との距離が 250m ほど離れていることから、調査期間において浄化システムの効果は観測できなかった。

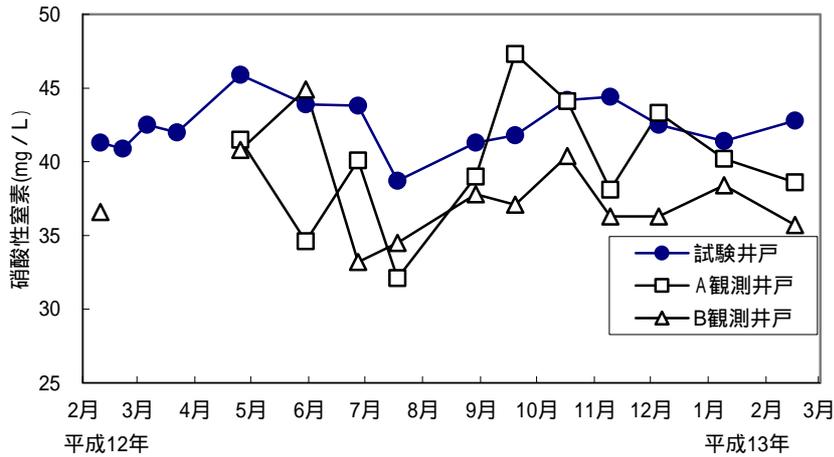


図 5-2-14 観測井戸の硝酸性窒素濃度の変化

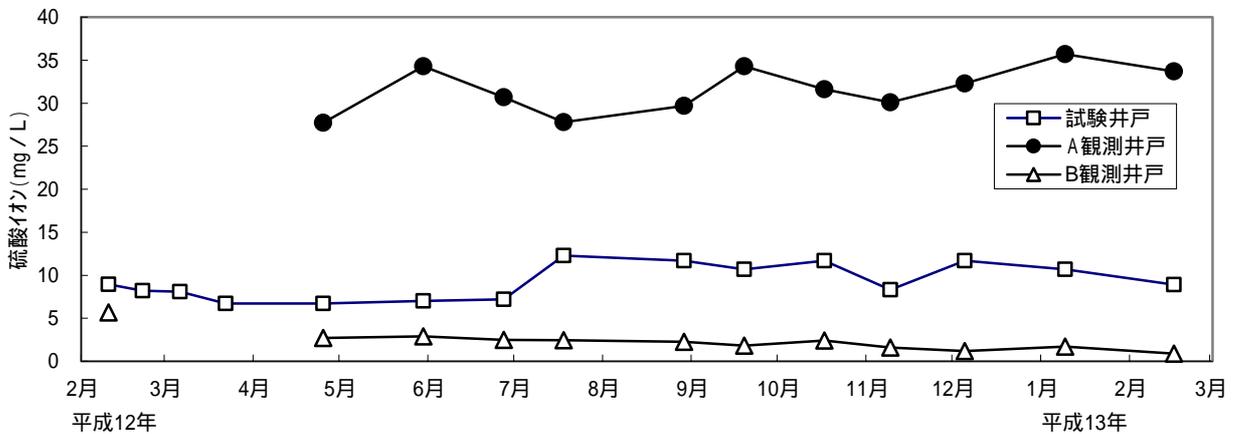


図 5-2-15 観測井戸の硫酸イオン濃度の変化

### 3) 浄化効果

集水域 4.4ha のうち茶畑が 3.5ha を占めている。その他の地域は、降水以外には殆ど窒素負荷が無視できると考えた。窒素負荷量は次のように求めた。

#### 降水からの窒素負荷量

日降水量と日窒素負荷量との間の回帰式を用いて、年間の降水量のデータから推計した。降水からの窒素負荷量は 16.8kg/ha/年と推定した。

#### 施肥による窒素負荷量

集水域の茶栽培農家 29 戸に対して施肥量に関するアンケート調査を行い、集水域全体の作付け面積の 70.8% に相当する回答が得られた。アンケート調査による窒素施肥量の平均値を基に茶畑全体の施肥量を求めた。窒素施肥量は 620kg/ha/年と推計した。

### 作物の窒素吸収量

文献値から茶樹の窒素吸収量を 400kg/ha/年とした。

### 脱窒による消失

茶畑土壌の pH は 3 ~ 5 程度と一般に酸性化されているため、アンモニアとしての揮散は無視できると考えられる。また、酸性土壌では、硝酸イオンの多くは亜硝酸性窒素の段階で脱窒反応が制限されていると考えられる。文献値から、窒素施肥量の 3.46% が亜酸化窒素として放失されているものとして計算し、脱窒量を 21.4kg/ha/年と推定した。

### 地下浸透窒素量

地下浸透窒素量は、表面流出量がないものと仮定して、次の窒素収支を示す式から計算した。この結果、地下浸透窒素量は 220kg/ha/年であると推計した。

$$\text{地下浸透窒素量} = \text{窒素施肥量} + \text{降水からの窒素負荷量} - \text{茶樹吸収量} - \text{脱窒量}$$

以上の窒素収支の計算結果から浄化システムの評価を行った。試験地の窒素収支を図 5-2-16 に示す。

浄化システムの稼働により、96 kg/年の窒素が除去された。これを集水域の茶畑栽培面積 3.5ha に換算すると 27 kg/ha/年の窒素量が除去できたことになる。これは、地下浸透窒素量の 220kg/ha/年の 12% に相当する。

気象データから、水収支計算を行うと、地下浸透量は 984mm と推計された。地下水の硝酸性窒素の環境基準 10mg/L 以下のレベルを達成するのに、更に地下浸透窒素量 122kg/ha/年の除去が必要になる。これは、実証試験で用いた浄化施設の約 5.5 倍の規模に相当する。

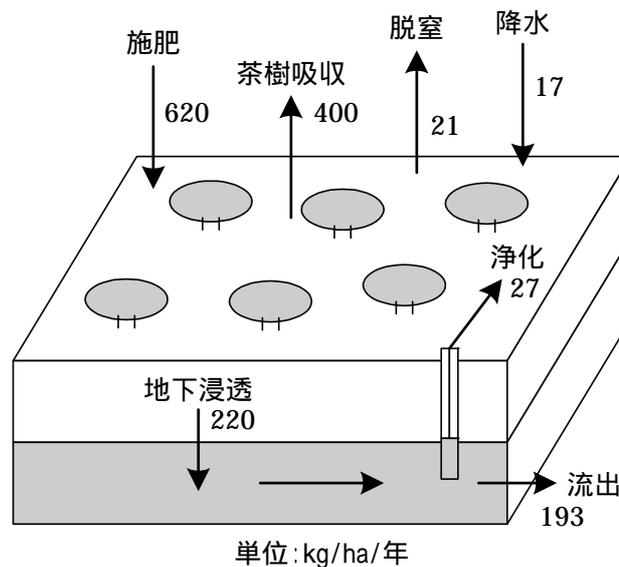


図 5-2-16 試験地の窒素収支

## (5) 課題

### 1) 技術的課題

生物脱窒槽の脱窒反応は温度の影響を受けやすく、冬季の低温時には脱窒活性が著しく低下し、処理能力が低下する。生物脱窒槽の処理効率が浄化システム全体の処理効率の律速となるため、地下水の保温対策を行うことによって、冬季の処理効率の低下を防ぐことができる可能性がある。

また、施肥による硝酸性窒素汚染井戸水の場合には、硝酸性窒素の他に高い濃度のカルシウムイオン、マグネシウムイオンなどが共存している。このため電気透析での濃縮過程で硝酸性窒素と共にカルシウムイオンなども濃縮され炭酸カルシウムの沈殿物が反応槽内に生成することで、除去効率の低下を招く。ただし、この問題については、硫酸による槽内の pH 調整によってある程度緩和できると思われる。

更に、脱窒過程で温室効果ガスの一つである亜酸化窒素が高いレベルで検出されることがあり、亜酸化窒素の発生を抑制できる運転条件の検討が必要と考える。

### 2) 経済的課題

実証試験の結果から、処理水量 11.1m<sup>3</sup>/日の施設規模で建設費が 86,400 千円、運転費が 1,245 千円/年と算定された。この結果に基づいて、処理水量を 5 倍（ケース 2）、25 倍（ケース 3）にスケールアップした場合について、また、電気透析装置を用いずに生物脱窒装置のみで対応した場合（ケース 4）について建設費（表 5-2-4）と運転費（表 5-2-5）を試算した。

建設費は原水水量が多くなるほど処理水量当たりの建設費は安くなる。ケース 1 とケース 3 では約 12 倍の差が生じる。運転費についても同様に、処理原水量が多くなるほど安くなりケース 1 とケース 3 では約 5 倍の差が生じる。原水濃度が高い場合は、ケース 4 の生物脱窒処理単独で対応する場合は処理水量の同じケース 2 と比較して建設費が約 1/3、運転費は約 1/2 になる。

しかしながら、ケース 2 で茶畑 1 ha 当たりの費用に換算すると、建設費が 32,570 千円、運転費が 627 千円/年となる。農家だけでは費用の負担が大きすぎるので、水道水源として生成水を利用するなど地域全体で費用を分担するなどのシステムづくりが重要となる。

表 5-2-4 建設費試算結果

		ケース 1	ケース 2	ケース 3	ケース 4
処理原水量	m <sup>3</sup> /日	11.1	55.6	277.8	55.6
建設費 (千円)	電気透析設備	42,000	60,000	102,000	0
	生物脱窒設備	32,400	36,000	54,000	38,000
	土木、建築設備	12,000	18,000	27,600	2,500
	設備全体	86,400	114,000	183,600	40,500
建設費比率	電気透析設備	0.486	0.526	0.556	0.000
	生物脱窒設備	0.375	0.316	0.294	0.938
	土木、建築設備	0.139	0.158	0.150	0.062
処理水量当たり建設費(千円/m <sup>3</sup> )		7,784	2,050	661	728

表 5-2-5 運転費試算結果

		ケース 1	ケース 2	ケース 3	ケース 4
処理原水量	m <sup>3</sup> /日	11.1	55.6	277.8	55.6
運転費 (円/年)	電気透析設備	842,040	1,241,640	2,723,400	0
	生物脱窒設備	402,577	954,155	3,938,336	938,023
	合計	1,244,617	2,195,795	6,661,736	938,023
運転費比率	電気透析設備	0.68	0.57	0.41	0.00
	生物脱窒設備	0.32	0.43	0.59	1.00
処理水量当たりコスト(円/m <sup>3</sup> )		311.5	109.7	66.6	46.9
茶畑 1ha 当たりコスト(万円/ha/年)		35.9	63.2	191.8	27.0

注) 設備稼働日数は 360 日/年として計算。

## 6. その他の対策事例

前章では、硝酸性窒素総合対策推進事業における浄化実証技術(岐阜県および福岡県で実施)を紹介したが、硝酸性窒素による汚染地下水に対する浄化技術については、これ以外にも多くの報告事例がある。

本章では、硝酸性窒素総合対策推進事業で実施したものではないが、今後、硝酸性窒素による地下水汚染へ取り組む際に参考となり得る技術や事例について、その幾つかを取り上げて記している。

### 6.1 宮古島

#### (1) 宮古島の水利概況

琉球諸島は、山地が島の主体をなす高島とサンゴ礁が隆起してできた台地が主体の低島に大別される。宮古島は低島の典型である。島の主要部は、数十万年前、海中で生成したサンゴ礁が地殻変動によって陸化した琉球石灰岩が、島の基盤であるシルト岩を主体とする島尻層群を不整合に覆っている。最高地点は野原岳の108.6m、平均標高は約60mである。帯水層を含む石灰岩層の厚さは3~60mで場所によって大きく異なる。

島の表層は透水性の高い暗赤色土が主で、その下層の石灰岩は侵食によって多孔質となり、雨水は石灰岩中を急速に降下浸透するので、地表流出は約10%にすぎない。浸透水は石灰岩層下の不透水性の泥岩を主とする島尻層群に達すると、そのまま地下水流となり、海岸部で湧水となって海に流出する。この地下水流は、断層によって複数の地下谷に分かれる(図6-1-1)。地下谷の平均的動水勾配は1/200といわれる。

宮古島における年降水量の平年値は約2,200mmで多雨地域に属すが、台風の頻度によって年次間の変動が大きく、上記のような島の水循環構造とも関連して、干ばつの被害を受けやすい地域でもある。島の水利用は昔から島民に過重な労働を強いてきた。古くは自然の石灰洞に降りて、湧水を汲み、担いで上がる時代から、戦後の掘り抜き井戸と天水の時代を経て、昭和42年には、3個所の湧水を主な水源として、全島水道化が実現した。現在の宮古島上水道給水人口は約49,000人で、普及率はほぼ100%である。配水総量は798万m<sup>3</sup>で、1人1日あたり447Lである。

昭和46年(沖縄本土復帰の前年)宮古島は大干ばつにおそわれ、主作物であるサトウキビの収量は平年の1/5にすぎなかった。宮古島には川がなく、農業用水(畑地灌漑用水)の取水ができない。昭和47年、農業用水源としての地下水利用と与那覇湾淡水化の二つの調査が開始された。昭和52年には実験用の皆福地下ダムが着工され、2年後に完成した(総貯水量70万m<sup>3</sup>、有効貯水量40万m<sup>3</sup>)。昭和63年には国営かんがい事業による砂川ダムと福里ダムの2個所の大規模地下ダムの建設が開始された(合計総貯水量2,000万m<sup>3</sup>、有効貯水量1,440万m<sup>3</sup>)。

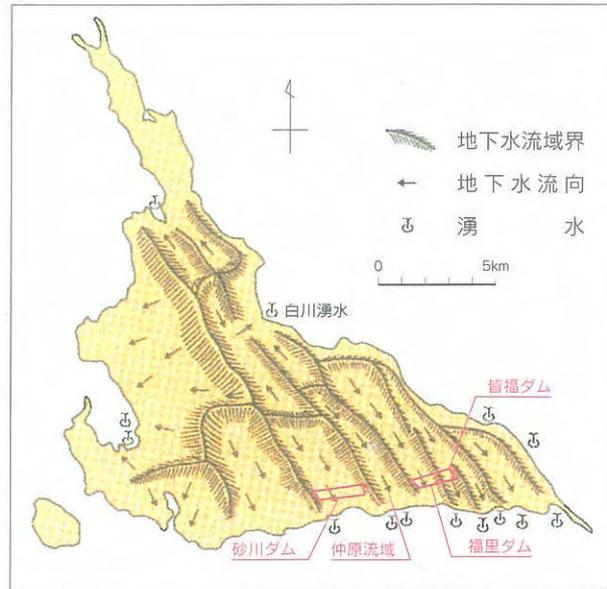


図 6-1-1 宮古島の地下谷と湧水 1)

## (2) 宮古島地下水の硝酸性窒素汚染

宮古島における最も古い地下水水質調査は、当時の琉球政府によって、昭和 41 年に全島 21 地点で行われている。その結果によると硝酸性窒素濃度は平均 1.95mg/L、最高値 3.74mg/L、最低値 0.23mg/L で、人間活動による硝酸性窒素汚染はごくわずかであったと判断される。

ところが、昭和 64 年の宮古島地下水水質保全対策協議会による全島 217 地点の湧水や井戸水を対象とする調査では、硝酸性窒素濃度は最高値が 22.7mg/L で、6.00～7.99mg/L の範囲にあったものが全体の 30.0%、8.00～9.99mg/L の範囲にあったものが、20.8%を占めていた。飲料水の基準値である 10mg/L を超えるものは 5.1%であった。また、この調査に平行して、平成元年 4 月～平成 2 年 3 月に 44 地点の地下水について毎月行われた調査では、硝酸性窒素濃度の年平均値は 1.92～13.58mg/L の範囲にあり、総平均は 7.58mg/L であった。昭和 41 年から 20 年後に地下水中硝酸性窒素は約 4 倍に増加したことになる。図 6-1-2 に島の主要 3 水源における昭和 51 年から平成 10 年までの硝酸性窒素濃度の推移を示す。

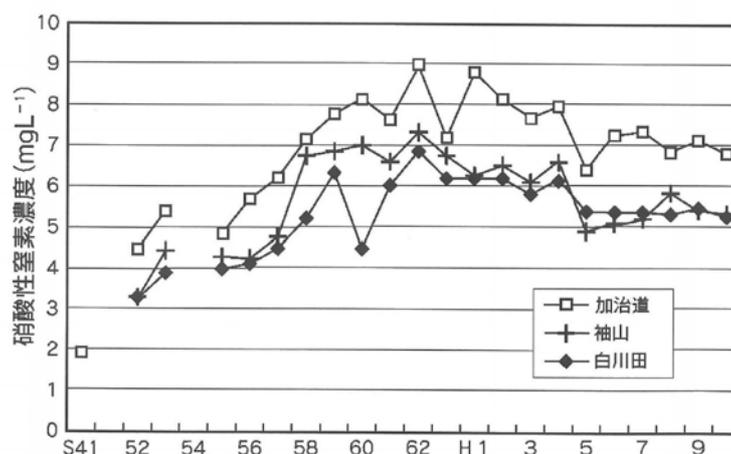


図 6-1-2 宮古島主要 3 水源の硝酸性窒素濃度の推移 1)

表 6-1-1 宮古島における窒素発生負荷量 1)

年度	肥料		家畜ふん尿		生活排水		自然循環		計		単位面積当たり 発生負荷量 (kg/ha)
	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)	(%)	
1989	1,389	62.0	442	19.7	233	10.4	175	7.8	2,239	100.0	140.9
1990	1,381	61.6	456	20.3	231	10.3	174	7.8	2,242	100.0	141.1
1991	1,147	58.4	526	25.1	230	11.0	188	9.0	2,091	100.0	131.7
1992	1,087	52.0	540	25.8	224	10.7	241	11.5	2,092	100.0	131.7
1993	1,131	55.4	566	27.7	225	11.0	121	5.9	2,043	100.0	128.6
1994	1,144	55.0	463	27.1	227	10.9	148	7.1	1,982	100.0	131.1
1995	1,112	53.9	560	27.1	227	11.0	166	8.0	2,065	100.0	129.9
1996	947	47.6	635	32.0	232	11.7	174	8.7	1,988	100.0	125.1
1997	865	45.1	667	34.8	227	11.8	159	8.3	1,918	100.0	120.7
1998	855	44.4	684	35.5	228	11.8	159	8.3	1,926	100.0	121.2

表 6-1-2 宮古島の地下水への年間窒素到達負荷量 1)

年度	肥料		家畜ふん尿		生活排水		自然循環		計(A)		年降水量 (mm)	地下水への浸透量 ( $10^6\text{m}^3$ )	推定窒素 濃度(A/B) (mg/L)
	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)	(%)			
1989	555	51.2	195	17.9	161	14.8	175	16.1	1,086	100.0	1,964	124.8	8.70
1990	552	50.8	201	18.5	159	14.7	174	16.0	1,086	100.0	1,954	124.2	8.74
1991	459	44.2	232	22.3	159	15.3	188	18.1	1,038	100.0	2,115	134.4	7.72
1992	435	40.7	238	22.3	154	14.4	241	22.6	1,068	100.0	2,713	172.4	6.19
1993	453	46.3	250	25.5	155	15.9	121	12.4	979	100.0	1,361	86.5	11.32
1994	458	45.3	248	24.6	156	15.5	148	14.6	1,010	100.0	1,659	105.5	9.57
1995	445	43.9	247	24.3	156	15.4	166	16.3	1,014	100.0	1,861	118.3	8.57
1996	379	38.2	280	28.2	160	16.1	174	17.5	993	100.0	1,952	124.1	8.00
1997	346	36.2	294	30.8	156	16.3	159	16.7	955	100.0	1,788	113.7	8.40
1998	342	35.6	302	31.4	157	16.4	159	16.6	960	100.0	1,789	113.7	8.44

この窒素汚染源については、耕地に施用された肥料、家畜排せつ物、し尿の土壌処理を含む生活排水（宮古島は全域下水道未整備）などが考えられる。宮古島の地下水への汚染源別年間窒素負荷発生量と地下水への負荷量は、それぞれ表 6-1-1 と表 6-1-2 のように推定されている。肥料、家畜排せつ物、生活排水、自然による負荷の 4 フレーム中では、肥料のシェアが最も大きい。平成元年～平成 10 年の 10 年間に、肥料は徐々に負荷量を減らし、家畜排せつ物は増加の傾向にある。

島面積の 46.2% が耕地で、森林は 15% である。耕地は作付面積の 80% 以上をサトウキビが占めている。宮古島における窒素肥料の使用量は年間約 110kg/ha と推定されている。日本全体の水田以外の耕地に施用される窒素量の平均は平成 7 年以降、ほぼ 120kg/ha 程度で横ばいとなっており、とくに宮古島における窒素施肥量が多いわけではない。それにもかかわらず、宮古島で地下水の硝酸汚染が問題になるのは、農業面源対策について p256 にある全国平均の試算では溶脱率を 25% としたが、ここではそれがかなりの高率になるためと考えられる。中西（1997）<sup>2)</sup> は、宮古島の耕地土壌の主体をなす暗赤色土を用いた深さ 1 m のライシメータ試験によって、サトウキビの夏植栽培では、基肥施用後 100 日間で、基肥窒素の約 70% が地下に溶脱することを見ている。図 6-1-3 に示した湧水の硝酸性窒素濃度の季節変化においても、サトウキビへの施肥が集中する 10～12 月に濃度が上昇し、施肥時期を終えると濃度低下に転じる繰り返しが見られる。

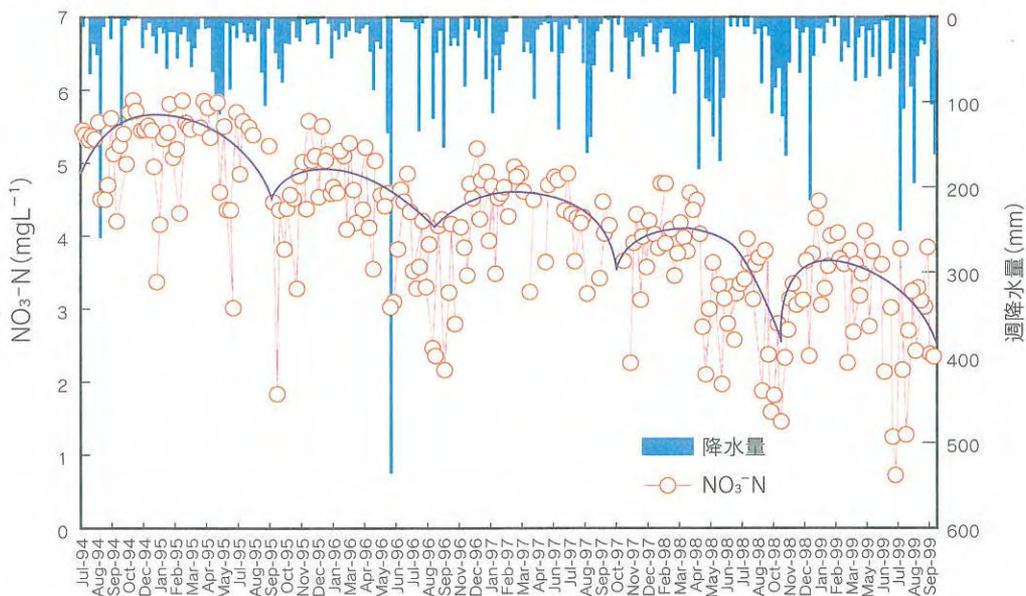


図 6-1-3 野城湧水中の硝酸性窒素濃度の推移 <sup>1)</sup>

中西（1997）は、宮古島の硝酸汚染機構を次のように定量化している。

- ① 地下水中の硝酸性窒素濃度は、農耕地帯では  $\text{SO}_4^{2-}$ 、集落周辺では  $\text{Mg}^{2+}$  や  $\text{Cl}^-$  と有意の正の相関が認められ、前者は硫酸の施肥に由来し、後者は家畜排せつ物や生活排水に由来すると考えられる。
- ② 全島 22 の地下水流域から独立性の高い 8 流域について、化学肥料、家畜排せつ物、生活排水の原単位から求めた窒素発生負荷量を説明変数、地下水中の硝酸性窒素量を目的変数とする重回帰分析を行い、各説明変数の回帰係数を発生負荷の地下水への到達率とみなし、さらに他の変動要因も考慮して、全島に適用する到達率として、化学肥料 0.4、家畜排せつ物 0.5、生活排水 1.0、自然（降水） 1.0 を設定した。

原単位法による窒素発生負荷量に上記の到達率を乗じて地下水への総負荷量とし、これを降水の浸透量で除して地下水硝酸性窒素濃度を求めた。宮古島全島の地下水への窒素総負荷量は 1.11Gg であり、その 40.4、16.3、27.0、16.3% がそれぞれ化学肥料、家畜排せつ物、生活排水、自然土壌に由来する (図 6-1-4)。

上記の推定は窒素同位体比法によって検証された。

なお、文献 1) と 2) では、窒素発生負荷量から地下水への到達量を推定する係数 (到達率) が異なっており、表 6-1-1 及び表 6-1-2 の内容と上記 項の記述は必ずしも一致しない。それでも、肥料が最大の寄与率となることに変わりはない。

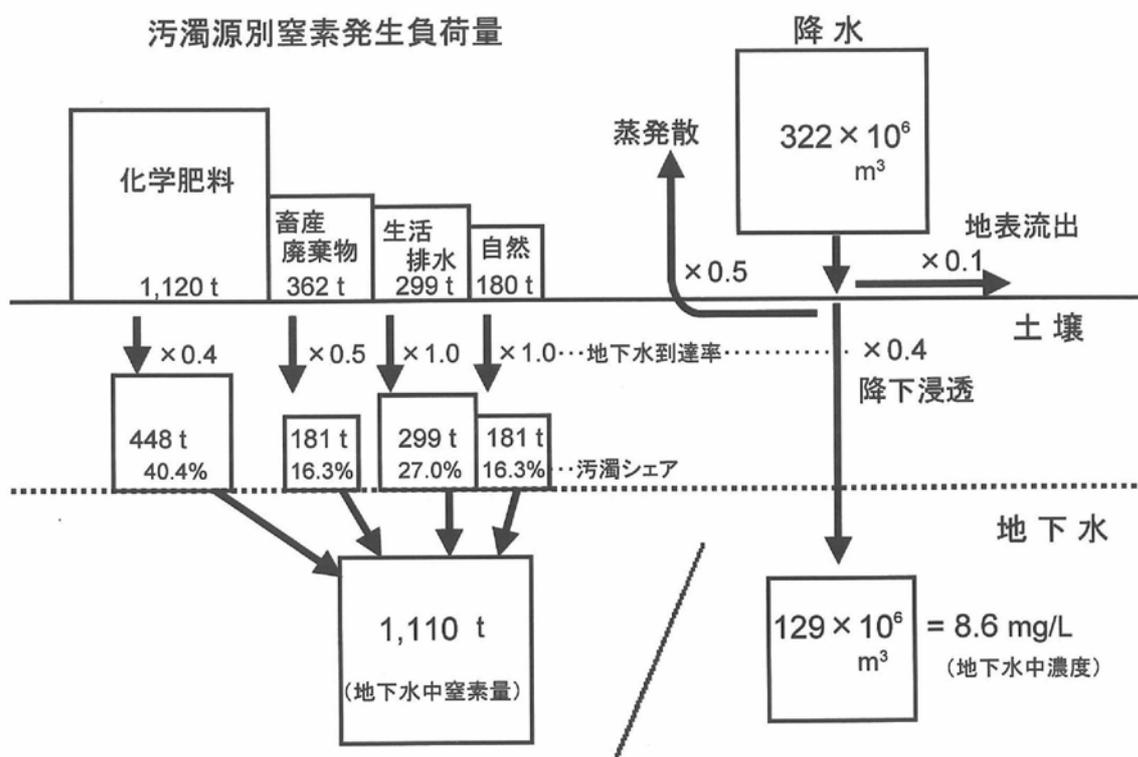


図 6-1-4 宮古島における地下水中硝酸性窒素の由来<sup>2)</sup>

### (3) 硝酸汚染対策

#### 1) 地方組織としての対応の経緯

昭和 62 年頃から全国的に地下水汚染問題が報道されるようになり、平良市議会その他地方議会でも質問として取り上げられた。上水道水源のすべてを地下水に依存する島としては、一大関心事であった。当時の宮古島上水道企業団年報に記載された水質試験結果では、37 の調査項目のほとんどは水質基準を大きく下回っていたが、硝酸性窒素だけは、飲料水基準の 10mg/L に近づいていた。何らかの対策の取り組みが必須と考えられ、昭和 62 年宮古島地下水保護管理条例が施行されると、平良市企画室を中心として、「宮古島地下水水質保全対策協議会」の設置が検討された。昭和 63

年 6 月に島内 1 市 2 町 1 村の首長と企業団企業長が発起人となって、協議会は発足した。

平成元年には協議会に学術調査部会（沖縄県公害衛生研究所長を部会長とする 7 名の専門家で構成）が設置され、汚染原因の調査が始められた。水質調査では宮古本島 22 流域のすべてを含む 32 地点と伊良部島など離島の 20 地点、計 52 地点から月 1 回の試料採取が行われた（平成元年 4 月から平成 12 年 3 月までの調査結果のうち無機態窒素三態と大腸菌群数の全データが文献 2)の巻末に載せられている）。地下水調査と平行して行われた地上環境調査では、肥料の種類や施肥状況が調査され、当初から農業面源の寄与が大きく認識されていたことがうかがえる。

平成 10 年 5 月に NHK のドキュメンタリー番組で、宮古島の硝酸性窒素による地下水汚染が取り上げられ、島内に大きな衝撃を与えた。沖縄本島の女性県職員が乳児に与えるミルクを汚染水では作れないことを理由に宮古島への転勤を断ったり、宮古島産の泡盛が危険であるとの風評が広まったりしたという。

このころ、与論島や岐阜県各務原市など、宮古島以外でも硝酸性窒素による地下水汚染が問題となり、与論島では、すでに、農家に対して化学肥料の施用量を減らすよう指導が行われていた。協議会では、平成 11 年にこれら先進地における地下水質保全対策についての研究視察を行った。被害者がまた汚染者でもあり、行政側だけの対策推進は有効でないとの認識から、圏域住民の啓発活動の一つとして、「天女の水まつり」を企画し、毎年のもまつりとして定着させた。協議会は現在まで、学術調査、農法研究、セミナー、シンポジウムの開催協力などの活動を継続している。文献 1) は、これら活動の現在までの到達点を示している。

## 2) 対策の方向

宮古島地下水水質保全対策協議会における、硝酸性窒素による地下水汚染対策の基本方針は次のように集約できる（文献 1)の記載から要約）。

地下水の硝酸性窒素濃度を昭和 30 年代半ばのレベル（2 mg/L 程度）に還元することを目標にする。

地下水に負荷される窒素は農業と生活排水に由来するものが大半を占める。肥料に関しては、施用された肥料の作物による利用率を重視した施肥法に切りかえる。つまり、作物が必要とする時期に必要な量だけを与えることを徹底する。サトウキビ栽培においては、現在の速効性肥料から緩効性肥料の使用に変更する。

家畜排せつ物や生ごみを生産資源として農地にもどす手段を、地域全体の社会システムとして構築する。

生活排水については、下水道を整備し、集中処理する。処理水は再利用できる水質とする。処理過程でのライフサイクルアセスメントは重要である。

上記以外の産業廃棄物も資源として再利用するための技術を開発導入する。生活や観光産業の場における節水を推進する。そのため雨水利用を考える。かん養域としての森林を保全する。森林の破壊を防止するためには、何らか

の土地利用規制も必要である。

住民ひとりひとりの自覚を促すための学習、環境教育が、義務教育以上の段階でも、生涯教育として行われなければならない。同時に、環境保全に関する科学的な知識と新しい正確な情報を行政と住民が共有することが必要である。

地下水中の硝酸性窒素濃度に対して最も寄与率の高い施肥については、表 6-1-1 に見るように、平成 7 年から施肥量削減対策の実施によって施肥量が徐々に減少し、その結果として図 6-1-2、図 6-1-3 では、水道水源における硝酸性窒素濃度の横ばいないし低下傾向が現れ、着実な成果を見せている。

#### 【参考文献】

- 1) 宮古島地下水水質保全対策協議会・宮古広域圏事務組合・宮古島上水道企業団：サンゴの島の地下水保全 - 「水危機の世紀」を迎えて - ，宮古島地下水水質保全対策協議会 10 周年記念誌 p.181 (2002)
- 2) 中西康博：沖縄県宮古島における農業が地下水汚染に及ぼす影響とその対策に関する研究，東京農業大学学位論文 p.203 (1997)

## 6.2 農業面源対策

### (1) 生態系における硝酸の挙動

水質環境基準健康項目のなかで、硝酸はとくに日常性が高い物質である。陸上生態系における窒素の存在量は、有機態のものが 772,000Tg、無機態のものが 140,000 Tg で、ここから年間およそ 70Tg の窒素が水圏と大気圏に流出し、同量が流入する (Delwiche,1970)。単純計算では陸上生態系における窒素の平均滞留時間は 13,000 年である。しかし、有機態窒素の交換が無機態窒素に比べて著しく遅ければ、無機態窒素の滞留時間は最短でも約 2,000 年となる。一方、土壌水の平均滞留時間は 2 ~ 50 週 (Skinner,1982) で、しかも土壌固相は有酸素環境でもっとも安定な無機態窒素である硝酸イオンをほとんど吸着しない。したがって、その下にある地下水は陸水のシンクであると同時に、陸域における最大の硝酸性窒素のシンクとなる宿命を背負っている。

土壌中では硝酸は土壌溶液中に陰イオンとして存在し、水とともに移動する。陸生植物の多くは窒素源として硝酸を利用する。硝酸が最初に植物根の表面に到達するのは、植物の水分吸収に伴う土壌溶液の流れ(マスフロー)による。しかし、根毛の表面は負電荷をおびているので、硝酸イオンはそのままでは吸収されない。植物体内の無機態窒素濃度の低下によって、硝酸トランスポーターが誘導されると、硝酸は根毛の細胞内に取り込まれる。その後は、硝酸濃度が低下した根圏に向けて周辺土壌からの拡散によって硝酸が移動する。したがって、土壌溶液中にある程度の濃度で硝酸が存在しないと植物は連続して窒素を吸収できない。また、土壌が乾燥して土壌中の水移動速度が低下すると、植物に吸われない多量の硝酸が土壌に残ることになる。しかも、硝酸イオンは土壌に吸着されないので、施肥土壌で降雨や灌漑による降下浸透が起これば、必然的に硝酸の溶脱が起こる。

畑地浸透水中の硝酸性窒素濃度について、次のような日本全体を対象としたマクロスケールの試算がある<sup>1)</sup>。

日本の山岳部を除く地域の年平均降水量	.....	1,500 mm
浸透率(中間流出もすべて地下水面に達すると仮定)	.....	1/3
年間浸透量	.....	500 mm = 5,000 m <sup>3</sup> /ha
畑地平均窒素施肥量	.....	135 kg/ha
溶脱率	.....	25 %
溶脱量	.....	34 kg/ha
浸透水中窒素濃度	.....	3,400/5,000 7 mg/L

これがわが国の平均的な畑地浸透水中の窒素濃度である。

もし、浸透水中の窒素濃度を 10 mg/L 以下に管理するとすれば、それに対応する面積当たりの窒素負荷量は、

$$10 \text{ mg/L} \times 5,000 \text{ m}^3 = 50 \text{ kg/ha}$$

となる。この試算の中でもっとも不確かなパラメータは溶脱率(施肥窒素が硝酸性窒素に転換し、植物に吸収されなかった割合)である。ここにあげた 25%は茨城県の黒ボク土畑で行われた圃場試験<sup>2)</sup>からの推定であるが、最も小さい場合と考えた方がよい。

## (2) 面源と排水規制

環境基準が設定されれば、その基準値を担保するために、水質汚濁防止法に基づく排水規制が行われることになる。従来、この規制値(排水基準)には河川における希釈を考慮して環境基準の 10 倍の数値が当てられてきた。平成 12 年 12 月に設定された排水基準では、硝酸性窒素と亜硝酸性窒素それにアンモニア性窒素に 0.4 を乗じた三者の合計で 100mg/L となっている。ここではアンモニアを硝酸及び亜硝酸の前駆物質と捉え、日本の平均的な河川の環境条件ではアンモニア性窒素の約 40%が硝酸性窒素に変わるとみて、それに 10 倍則を適用したものである。しかし、硝酸性窒素は前述のように生態系にとってきわめて普遍的な物質であり、農業生産活動に付随して必然的に排出される物質である。しかも、農地は面源であり、排出規制にはなじまないが、非意図的な浸透が起こる場である。その起源は窒素肥料であり、人間が生産し、使用した物質であることは間違いない。したがって、硝酸性窒素の排水基準が定められても、農地については排水・浸透規制ではなく、施肥基準の見直しを含む硝酸性窒素の排出・地下浸透を減らすための何らかの地域的な対策指導體制を確立する行政措置を必要とすることとなった。

このような措置に対しては、排水基準を守らない排出者には直罰が科せられるという農業以外の排出源との公平を保つ意味から、何らかの強制的(矯正的)規制を行う一方、環境保全型農業に対する支援とリンクさせる提案もある。また、EU に比べて日本の対策の遅れを指摘する意見も多い。

EU では早くから硝酸による地下水汚染の進行に対して手を打ってきている。EU の硝酸塩指令(Nitrate Directive, 1991)に基づく行動計画では、家畜系有機肥料の投入限度を 2002 年 11 月までは 210kgN/ha、2002 年 12 月以降は 170kgN/ha とする行動計画が決められ、加盟国には指令遵守状況の報告が義務づけられている。オランダでは 1998 年から Mineral Accounting System が導入され、ミネラルのインプット(肥料・飼料)とアウトプット(家畜排せつ物や作物等の生産量)を記録し報告する義務が課せられ、ミネラルロス(インプットのうちアウトプットとして回収されなかった分)が許容量(耕地では 2000 年までは一律 150 kgN/ha、2001 年以降は細粒土と粗粒土に差をつけて厳しくする)を越えると罰金の対象になる(環境庁資料より)。他のヨーロッパの多くの国でも肥料に対して一率の付加価値税(10%以下)または一定量以上の窒素施肥量に対して罰金的な税金(400%)をかけることによって、施肥削減を誘導している。

EU が 2002 年に出した硝酸汚染に関する報告<sup>3)</sup>では、1996~98 年のモニタリング調査で、EU 全体の地下水観測地点の約 20%が硝酸として 50mg/L(硝酸性窒素としては 11.3mg/L)を超えており、デンマーク、オランダ、ベルギー、フランス、スペイン、ギリシャにおいて濃度の高い地点が多い。加盟国から出された行動計画では、家畜排せ

つ物の散布については比較的規制が行き届いているが、化学肥料の使用規制は不十分であり、施肥量の削減によって作物が減収したとする報告はないとしている。

日本の水田以外の農耕地への化学肥料による窒素の施用量は、平成7年以降ほぼ120kg/haで横ばいとなっており、オランダの1/3、ベルギー、イギリスの1/2にすぎない。さらに日本はEU諸国地域の2.5倍程度の年降水量があり、降水量あたりの施肥量では、日本はEUの中の肥料を多用する国に比べてはるかに少ない。また、日本の耕地の約半分は、硝酸を窒素ガスとして脱窒させる能力をもつ水田である。すなわち、地形上の畑・水田の土地利用連鎖にしたがって、水涵養域で負荷した硝酸を流出域で脱窒させるという水と窒素の共役的な循環が行われている。このことは、関東の台地上の畑とそれに続く低平地水田の大きな地形連鎖上で確かめられている<sup>4)</sup>。しかし、局地的に見れば、茶園や葉菜類の栽培では500kg/haを越す窒素施肥も行われており、そこからの水と窒素の循環経路上には地域住民の生活空間があり、そこでは地下水利用も行われている。これが日本の硝酸汚染問題の特質である。

### (3) 汚濁寄与の推定

#### 1) 汚濁寄与推定方法

汚濁対策を考える場合には、まず汚濁源の寄与を明確にしなければならない。このためには次のような調査方法が知られている<sup>5)</sup>。

水質解析法

安定同位体比法

原単位法

数値シミュレーション法

このうち水質解析法は汚濁源から窒素とともに排出される成分が、もともとの地下水水質組成をかく乱する程度から汚濁源を推定するもので、水質ダイヤグラムによる視覚的判断は本法の大きな特徴である。この場合、窒素肥料に由来する水汚染に特有の保存性指標として硫酸アンモニウム(硫安)の成分である硫酸イオン( $\text{SO}_4^{2-}$ )に着目することが多い。硫酸根を含まない塩化アンモニウムや尿素が窒素肥料として使われることも多いが、硫酸根は硫安以外にもリン酸肥料やカリ肥料に含まれ、これらの非窒素肥料が窒素肥料と関係なく使われることはほとんどないので、硫酸イオンを肥料由来窒素の指標とする合理性はある。しかし、硫酸イオン濃度と硝酸イオン濃度との相関が高い場合は肥料由来の汚染が疑われるが、相関がないからといって窒素肥料と無関係の汚染であるとはいえない。条件がそろわないと寄与率の定量的判定は困難である。

二番目の安定同位体比法以下の方法は、ある程度の定量性をもつ方法である。ここでは、近年は測定法の進歩によって多用されるようになった同位体比法について留意点を述べておく。

## 2) 同位体比法について

天然に存在する窒素の同位体は、 $^{14}\text{N}$ 、 $^{15}\text{N}$  の 2 種で、同位体の存在比 (R) は、

$$R = {}^{15}\text{N} / {}^{14}\text{N}$$

で表される。環境中で窒素がもっとも多量に存在するのは大気であるが、その大気中窒素の  $^{15}\text{N}$  の存在比は、0.00367 である。同位体比法ではこれを標準とする。 $^{15}\text{N}$  存在比の試料と標準との存在差分比 ( $\delta^{15}\text{N}$ ) は次式で表される (単位は‰)。

$$\delta^{15}\text{N} = \{(\text{試料の R} - \text{標準の R}) / (\text{標準の R})\} \times 1,000$$

したがって、 $\delta^{15}\text{N}$  の値は大気よりも  $^{15}\text{N}$  の多い試料では (+) に、大気よりも  $^{15}\text{N}$  の少ない試料では (-) になる。

重い同位体と軽い同位体が混合した元素が反応する場合、軽い同位体の方がわずかに早く反応する。これを同位体効果と呼んでいる。窒素循環の中でも同位体効果は認められ、反応前の窒素に比べ生成した物質の窒素の方が  $\delta^{15}\text{N}$  の値は小さくなり、その分反応せずに残存した窒素の  $\delta^{15}\text{N}$  は大きくなる。このことが同位体比によって窒素の由来を推定する原理となっている。しかしこの原理は、後述するようにこの方法で汚染源寄与率の推定精度をあげようとした場合の問題点にもなっている。

1960 年代アメリカ、イリノイ州デカトール市で水道水中の硝酸性窒素濃度が上昇して問題となった。イリノイ州では、肥料としての無機態窒素の施用量は 1945 年には 1 万トン以下であったのが、1966 年には 60 万トンまで増加していた。その間トウモロコシの生産は 2 倍近くまで上昇した。このことはトウモロコシの収穫によって持ち出されず、地下に浸透する窒素量は年々増加することを意味している。この時、この水道水源中の硝酸イオン濃度の上昇の原因が肥料にあることが上記の同位体比によってはじめて明らかにされた<sup>6)</sup>。

デカトール周辺農地の暗渠排水中の  $\delta^{15}\text{N}$  を測定したところ、硝酸性窒素濃度が高い排水は  $\delta^{15}\text{N}$  値が低く、逆に硝酸性窒素濃度が低い排水は  $\delta^{15}\text{N}$  値が高かった。この地域で使われていた化学肥料の  $\delta^{15}\text{N}$  値は、ほとんど大気のそれと同じであった。これは化学肥料の窒素は大気中の窒素を固定したものであるので当然と考えられる。それに対して、土壌、堆肥および下水の  $\delta^{15}\text{N}$  値は高い値を示した。このことから、暗渠排水の  $\delta^{15}\text{N}$  値が低いのは、低い  $\delta^{15}\text{N}$  値をもつ化学肥料由来の窒素が多く溶存しているためであり、暗渠排水の  $\delta^{15}\text{N}$  値が高いのは、化学肥料以外に由来する窒素の存在を示している。硝酸性窒素濃度は前者が高く、後者が低いので、暗渠排水中の硝酸性窒素は化学肥料による寄与が高いと結論された。さらに詳細な調査によって、デカトール湖水中の硝酸性窒素の少なくとも 60% は化学肥料に由来すると推定された。

わが国では、並木ら<sup>7)</sup>による沼田段丘地下水や、山本ら<sup>8)</sup>による宮古島地下水中の硝酸イオンの起源の同定に  $\delta^{15}\text{N}$  値による解析が行われ、化学肥料の寄与の程度が推定された。朴ら<sup>9)</sup>は埼玉県櫛引台地の野菜畑の浅層地下水の硝酸性窒素濃度とそ

の  $\delta^{15}\text{N}$  値から窒素起源の由来を説明し、さらに、朴ら<sup>4)</sup>は埼玉県榑引台地地下水が流入する水田田面水と水田暗渠排水中の硝酸性窒素濃度とその  $\delta^{15}\text{N}$  値を比較し、両方の水の水文的起源が異なること、水田田面水では脱窒による硝酸性窒素の消失が大きいことを明らかにしている。

中西ら<sup>10)</sup>は地下水中硝酸性窒素濃度とその  $\delta^{15}\text{N}$  値の測定から、硝酸性窒素の起源別寄与率をある程度定量的に推定できる以下のような方法を考案した。

硝酸性窒素の起源を3つに要約することによって、地下水中硝酸性窒素濃度と  $\delta^{15}\text{N}$  値について、質量保存則から次の連立式が成立する。

$$W = X + Y + Z$$
$$aW = bX + cY + dZ$$

ここで、

$W$ : 地下水の硝酸性窒素濃度 (mg/L)

$X$ : 化学肥料由来の硝酸性窒素 (mg/L)

$Y$ : 家畜排せつ物および生活排水由来の硝酸性窒素 (mg/L)

$Z$ : 土壌由来の硝酸性窒素 (mg/L)

$a$ : 地下水の硝酸性窒素の  $\delta^{15}\text{N}$  値 (‰)

$b$ : 化学肥料の窒素の  $\delta^{15}\text{N}$  値 (‰)

$c$ : 家畜排せつ物および生活排水中の窒素の  $\delta^{15}\text{N}$  値 (‰)

$d$ : 土壌由来の硝酸性窒素の  $\delta^{15}\text{N}$  値 (‰)

このうち、 $Z$ と  $d$ に、当該地域周辺で人為的影響を受けていないと思われる地下水または湧水の実測値を代入すれば、 $X$ と  $Y$ 以外はすべて実測可能であり、 $X$ と  $Y$ は上式を解くことによって求められる。中西らはこの方法によって宮古島の22流域の地下水中硝酸性窒素の起源別構成比を算出し、土地利用、家畜などのフレーム数量に窒素排出原単位を乗じて求める原単位法による推定値とよく一致することを認めた。

以上のように、同位体比法は汚濁源の寄与率を明らかにする有力な手法であることは確かである。しかし、その適用にはいくつか注意しなければならない点もある。

上式で  $b$ は化学肥料の  $\delta^{15}\text{N}$  値で、化学肥料は大気中の  $\text{N}_2$ を固定したものであるため、その  $\delta^{15}\text{N}$  値は0となるはずであるが、工業的窒素固定でも同位体効果は存在し、化学肥料の  $\delta^{15}\text{N}$  値は - 2 ‰程度になる。しかし、土壌に施用された化学肥料中のアンモニアの一部は大気に拡散する。このとき再び同位体効果が働くので、化学肥料中の窒素の  $\delta^{15}\text{N}$  値は0とみなす場合が多い。しかし、酸性土壌ではアンモニアの気散はほとんどないので、 $\delta^{15}\text{N}$  値は - (マイナス)のままである。

$c$ は堆肥または生活排水に由来する窒素の  $\delta^{15}\text{N}$  値である。過去の文献値から12~15とする場合が多いが、堆肥には家畜排せつ物、パーク、わらなどその材料は多様であり、同じ地域で使われている堆肥でも  $\delta^{15}\text{N}$  値は異なる。また、堆肥と生活排水

でも異なる。これらの平均的な値として 12~15 程度の数値を採用している。 $cY$ の項を有機質肥料の種類や生活排水など複数の項に分解して解析の精度を上げようとするれば、それぞれの窒素源のみの影響を受けた地下水試料が必要となり、現実の調査はかなり困難になる。

$Z$ と $d$ となるデータの測定場所の選定も問題である。現地で家畜排せつ物や肥料の影響を受けていないと思われる地点は、多くの場合林地である。林地土壌中の窒素の $\delta^{15}\text{N}$ 値はかなり変動している場合がある。自然土壌窒素の $\delta^{15}\text{N}$ 値は7前後となる場合が多いが、降水の $\delta^{15}\text{N}$ 値は-1~+1付近を示すことが多く、林地から流出する水中の窒素成分が、ほとんど降水に由来する場合は、その $\delta^{15}\text{N}$ 値も低くなる。

さらに基本的問題は、この方法は、土壌中における脱窒や生物吸収などのように、硝酸イオンが形態変化して系外に除かれる場合に起こるのであろう同位体分別を無視していることである。それがいつでも無視できるかどうかについてはまだ結論が得られていない。

以上のことから、 $\delta^{15}\text{N}$ 値法による硝酸性窒素の起源の定量的推定は、その概略を把握するに過ぎないことに留意する必要がある。

#### (4) 対策の手法

畑地からの浸透水中の硝酸性窒素の濃度を一定レベル以下とする手法としては次のようなものが考えられる。

##### 土壌への負荷量の削減

作物・品種の選定（少肥栽培の可能なものを選択する）

施肥量の節減（過剰施肥の防止）

##### 土壌からの浸透抑制

施肥法の改善（分施など、窒素利用率の向上）

肥効調節型肥料の使用（被覆肥料、硝化抑制剤の利用）

有機物の施用（緩効性、C/N調整による無機態窒素の有機化）

過剰灌漑の防止（浸透抑制、窒素利用率の向上）

マルチ栽培（浸透抑制）

##### 生態系での浄化

水田での脱窒促進（畑地・施設排水の水田への導入）

樹園地での下草利用（土壌中硝酸濃度の低下、窒素の緩効化）

野菜栽培跡地での緑肥作物栽培（土壌残存窒素の吸収）

##### 浄化施設

アシ原など水田にかわる還元ゾーンの設置（土地利用型脱窒）

排水路内への脱窒プラントの設置

#### 1) 施肥対策

肥料の施用対策は、肥料として施用した窒素の作物による回収率（=利用率）を向上して、作物に吸収されずに土壌に残る窒素を減らすことである。ここで検討すべ

き事項は、肥料の施用量、形態、施用時期、施用方法である。

一般に窒素施用量の多い野菜作においては、各県ごとに設定されている施肥基準に比べて多量の施肥が行われている実態がある。その理由は上に述べたように作物の窒素吸収には土壌中にある程度の硝酸の存在が必要であり、作物にとって過剰とならない限り土壌中の硝酸濃度を高く保つ方が生産の上からは安全と考えられるからである。また、葉菜類の減農薬栽培では、農薬散布の回数を減らすため、短期間に作物を成長させることを目的として窒素肥料を増加することも行われている。多くの場合、施肥基準自体がすでにこの「保険的施肥量」の水準となっており、ある程度の減肥を行っても、収量は減少せず、収穫物の品質面でも問題のないことが確かめられている。

岐阜県各務原市のニンジン生産では、かつては慣行で 300 kgN/ha を超える施肥が行われ、県の標準は 260 から 160kg/ha へと下げられてきた経過があるが、堀内<sup>11)</sup>は、120kg/ha まで減肥してもニンジン生産には全く影響がなく、有機物の継続的施用によってさらに減肥の可能性があると述べている。

窒素肥料の形態にかかわる対策は、土壌溶液中に溶解しにくい形態を用いることと土壌中における硝化菌の活性を抑制することである。溶解しにくい形態としては物理的に肥料の粒径を大きくし、かつ表面をフェノール系またはオレフィン系合成樹脂膜で覆った被覆肥料がある。被覆肥料の窒素の初期溶出率（静止水中に 24 時間おいた場合の溶出率）は 50% 以下である。物理化学的に溶解度の低い形としては、尿素誘導体、ジシアンジアミド誘導体、オキザミドなどが用いられている。これらは一括して緩効性肥料と呼ばれる。また、化学肥料に添加する硝化抑制剤としてわが国では、チオ尿素、ジシアンジアミドなど 10 種類の物質が認められており、これらを配合した肥料は肥効調節肥料と呼ばれる。緩効性肥料も肥効調節肥料ももともとは作物生産からみた肥料の利用率を上げるために開発された肥料であるが、それはそのまま硝酸の流出を防ぐ効果をもつ低拡散性肥料として注目される。

北嶋<sup>12)</sup>のライシメータ試験では、化成肥料と被覆肥料の浸透流出率はそれぞれ 52% と 21% であった。中西<sup>13)</sup>は宮古島のサトウキビに対して慣行の基肥を施用しなくても、被覆肥料を用いることによって、窒素施肥量を 30% 減としても標準施肥と同等の収量がえられることをみている。野菜茶業試験場におけるキャベツを用いた試験では、硝化抑制剤の効果は土壌によって異なり、黄色土ではある程度の溶脱抑制効果がみられるが、黒ボク土ではあまり効果は認められない。これに対して、被覆尿素ではどちらの土壌でも溶脱量は 1/2 以下に低下し、作物の窒素吸収量も増加した<sup>14)</sup>。

有機質肥料の使用によっても硝酸の流出が抑制されることが知られている。ひとつには有機質肥料は土壌微生物による分解無機化を経て硝酸まで酸化されるので、化学肥料に比べて緩効的であり、窒素利用率を向上させることができるからであり、もうひとつは畑土壌でも局部的に低酸素状態となった部分では脱窒が行われるからである。畑地からの脱窒について、小川<sup>15)</sup>による茨城県の黒ボク土畑の測定例では、化学肥料窒素 370kg/ha を施用した区とそれに堆肥（窒素 292kg/ha 相当）を上乗せして施用した区の溶脱窒素量は、前者が 85kg/ha、後者が 66kg/ha で堆肥施用区で 19kg 少なかった。作物が吸収した窒素量はそれぞれ 179kg/ha と 185kg/ha で後者が 6 kg 多いだけであり、土壌残留窒素量からは脱窒による窒素の消失が想定された。

堆肥が電子供与体となる易分解性有機物を供給するとともに、脱窒菌に嫌氣的な生息空間を提供した結果であろう。

また、無機態窒素が多量に残っている土壤に C/N 比の高い有機物を施用すると、窒素の有機化（窒素が微生物の体内に取り込まれる）が起こって、一時的に硝酸の溶脱を抑制すると考えられる。有機物の種類や地温によって効果は異なり、C/N 比の異なる有機物資材の組み合わせによる溶脱抑制は今後の検討課題である。

一方、袴田と藤井<sup>16)</sup>はライシメータ試験で化学肥料と下水汚泥施用土壤からの硝酸イオンの流出を比較したところ、土壤の種類によって流出パターンに違いがあり、川砂では化学肥料区、汚泥区とも施用直後に浸透水中の硝酸濃度が急上昇するが、その後の濃度低下は化学肥料区では急激であり、汚泥区では緩慢であった。灰色低地土では化学肥料区ではほぼ一定濃度の排出を続けるが、汚泥区では濃度が徐々に上昇する傾向を示した。この実験は無植生状態で行われており、必ずしも有機質肥料の硝酸流出抑制効果を否定するものではない。

大嶋ら<sup>17)</sup>の黒ボク土における牧草のライシメータ試験では、化学肥料区の窒素溶脱率 27～31% に対してきゅう肥区では 17% であった。きゅう肥に化学肥料を増施した場合は牧草収量は大幅に増加するものの窒素溶脱量も増加し、浸透水の平均窒素濃度は 17 mg/L になると計算される。

家畜排せつ物の農地利用については、一時期家畜排せつ物の大量土壤処理のようなことも行われた。その後作物に対する影響の少ない範囲で、どれだけ多くの家畜排せつ物を畑で処理できるかが研究課題であった。しかし、作物生育からみても有機物の過剰施用による窒素過多、養分バランスの変調は明らかであり、近年では環境保全の面からの適正使用量が一般的な考え方になってきた。農林水産省<sup>18)</sup>は地表水および地下水の水質汚濁につながる危険性のほとんどないものと考えられる適正使用基準を示している。しかし、実際には施肥基準は都道府県ごとに定められており、その時点では地下水への影響は考慮されていなかった。しかも生産者は収量品質確保への懸念からこの基準を上回る施肥を行うことが慣例となっていた。

## 2) 栽培技術的対策

栽培技術的対策としては、多肥栽培となる野菜の連作を避け、施肥量の少ない普通作物（ムギ類、イモ類など）や窒素施肥を行わないマメ類を入れた輪作とし、野菜作で土壤に蓄積した硝酸を後作で吸収させる方式が提案されている<sup>2)</sup>。このような目的で導入される作物をクリーニングクロープと呼んでいる。

茶園からの窒素の溶脱量を低下させる目的で行ったライシメータ試験では、茶樹の下草に白クローバーを栽培したところ、硝酸性窒素の溶脱量を 10～60% 低下させることができた<sup>18)</sup>。

中西<sup>13)</sup>によるサトウキビの試験では、窒素固定能をもつマメ科の緑肥作物の導入によって、化学肥料の基肥を省略しても 30% の増収となり、サトウキビの窒素利用率が高まることをみている。

### 3) 土壤生態系における浄化対策

日本では段丘上に畑や樹園地が、低地に水田が立地する地域が多い。畑に施用された窒素は、酸化されて硝酸となり、水の降下浸透に伴って下層に浸透する。下層に溶脱された硝酸は、浅層地下水に入り、中間流出に伴って水田下層に流入し、還元条件の水田土層に拡散する。還元土層中では硝酸は窒素ガスにまで還元され脱窒する。小川ら<sup>19)</sup>によれば水田土層中の脱窒菌数は表層0～5cmの深さで最も多く、この部位での脱窒能が最も高い。従属栄養細菌による脱窒反応では、土壤中に存在する易分解性有機物が電子供与体となるので、有機物に富む表層が脱窒能が高いことになる。さらにわら等の収穫残渣を炭素源として加えることによって脱窒は促進される。長谷川ら<sup>20)</sup>の窒素源として重窒素標識硝酸性窒素を、炭素源として稲わら粉末を添加して、たん水状態に保ったポット試験では、23日間に重窒素の84%が脱窒したが、稲わら無添加区の脱窒率は0.4%に過ぎなかった。高村ら<sup>21)</sup>は、ライシメータと現地水田においてイネの収穫後の9～11月に田面水中の硝酸性窒素濃度が50mg/Lになるように硝酸塩溶液を添加し、50日間の硝酸性窒素の消失を測定した。この結果では、1日当りの窒素消失量は0.035～0.42g/m<sup>2</sup>の範囲であった。

長谷川ら<sup>22)</sup>によれば、滋賀県の茶園排水が流入する水田の1日あたりの脱窒量は、灌漑期で950g/ha、非灌漑期で140g/haで、灌漑期における脱窒能は、この時期の同面積の茶園からの窒素流出量にほぼ等しかった。

### 4) 営農的・土地利用的対策

わが国における既往の研究やイギリス南部における畑作物から牧草への作付転換を主な内容とする硝酸溶脱防止のガイドラインを参考にして、一般的な農業的面源対策を要約すると次のようである。

#### 営農的対策

畑作では施肥量の少なくすむ作目への転換を進め、過剰な施肥を行わない。なるべく豆類の入った輪作体系を導入する。

家畜排せつ物のたい肥化と利用のための組織を確立し、たい肥に置き換えた分は、忘れずに化学肥料を減肥する。

畑のマルチ栽培、樹園地の草生栽培など浸透を抑制する栽培法を取り入れる。葉菜類栽培後にはエンバクなどのクリーニングクロップを導入し、緑肥として利用する。

肥料の溶脱を起こしやすい畑地灌漑方式（うね間灌漑やスプリンクラー灌漑）を避け、点滴灌漑によって蒸発散量のみを補給する方式とする。

水かん養、土壤保全機能を有する平地林と斜面植生を保全する。

林地や永年草地の年間改植面積は、流域におけるその土地利用面積の1/10以下に制限する。

### 5) 水処理対策

土壤浸透水を地下水面に到達する前に集水して処理する方式である。水処理対策

は処理設備の管理を農家が行うことを前提にすれば、処理コストの少ないこと、維持管理負担の軽いことが必要条件となる。現在採用可能な硝酸性窒素除去技術は表 6-2-1 のようである。圃場排水の量と質は降雨に左右されるので負荷の変動に強い方式を選択しなければならない。養液栽培では極端な排水量の変動はなく、間欠的に排出される場合は貯留槽を設けることもできるので、その点はあまり問題にならない。いずれの方式でも自然流下でなければ揚水のための電力が必要となる。

農業排水の硝酸性窒素除去システムについては土地利用型と水処理施設型の 2 方式が考えられる。

表 6-2-1 硝酸性窒素除去方式 (文献 23)より 一部改変)

処理技術	原理	特徴	問題点
従属栄養脱窒	有機物を電子供与体として脱窒菌により硝酸性窒素を還元除去	低ランニングコスト 電子供与体の種類豊富、土地利用に組み込むことも可能	処理効率は水温に依存 冬季は加温が必要 残存有機物の処理
独立栄養脱窒	硫黄を電子供与体として硫酸化細菌により硝酸性窒素を還元除去	低ランニングコスト 維持管理労力が少ない 電子供与体は固体 S、チオ硫酸溶液も使用可	温度問題は上と同じ 硫酸が生成する
イオン交換	陰イオン交換樹脂による吸着	設備費高い 維持管理は容易 反応速度早い	再生に多量の NaCl 必要 高濃度廃液の処理必要
逆浸透	逆浸透膜による硝酸イオンの濃縮	設備費・維持費高い 維持管理は容易	他の塩類も除去される 高濃度廃液の処理必要
電気透析	電気透析膜による硝酸イオンの濃縮	副生成物なし 薬剤使用量少ない	高濃度廃液の処理必要

土地利用型：

最上位帯水層への周辺からの流入を制限し、浸透水は暗渠を通して集中排水できるようにする。排水は水田または脱窒用還元ゾーン (reed bed など) に導水して脱窒させる。冬季の低温で脱窒能が低下する問題があるが、冬期間の降水量が少なく、浸透水の発生しにくい地帯では問題にならない。親水空間のビオトープとして設計することも可能である。

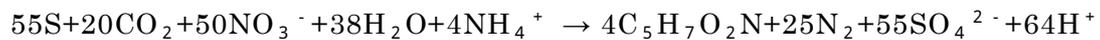
水処理施設型：

排水からの硝酸除去システムとしては、現在表 6-2-1 に示すようなものが使われている。しかし、生活排水の高度処理に使われるような方式は、コストや維持管理面から、農業排水には適用困難である。硫酸化菌を利用した脱窒システム ((5) 項で解説) の可能性は高い。施設栽培排水は集中した排出口から排出されるので、日排水量が一定量以上であれば排水基準が適用される。これに対しては水処理施設方式が採用しやすい。

#### (5) 硫酸化菌による脱窒システム

固体硫黄を電子供与体とした独立栄養細菌である硫酸化細菌を用いる方法 (sulfur-limestone autotrophic denitrification process の頭文字をとって SLAD 法と

称される)は、脱窒効率の高さと操作の簡便性から農業面源対策に適した処理法といえる。硫黄酸化細菌 *Thiobacillus denitrificans* は土壌や底質中に普遍的に存在する独立栄養細菌であり、無酸素状態では硫黄またはチオ硫酸を電子供与体とし、NO<sub>3</sub>からN<sub>2</sub>Oに至る一連の窒素酸化物を電子受容体として炭酸同化を行っている。その結果として硝酸は最終的に窒素ガスに還元される。その反応は次式で表される。



生物による脱窒過程では、地球温暖化ガスである一酸化二窒素(N<sub>2</sub>O)の放出が懸念されるが、硫黄酸化細菌による脱窒が起こる強還元状態においてはその大部分がN<sub>2</sub>にまで変換されるとする報告<sup>24)</sup>がある。

施肥に由来する地下水の硝酸汚染問題への硫黄脱窒の応用は、硫黄-石灰石ろ過法としてすでにKruithofら<sup>25)</sup>により報告されている。その方法は、粗粒硫黄と石灰岩粒を用い、両者のほぼ同量を脱窒槽に充填し、さらに脱窒効率を維持するため、原水の脱気を行っている。しかし、維持管理の煩雑さから農業排水用としては実用的でない。

これらの問題点を改善するため、電子供与体、中和材および微生物担体の三者の機能を併せ持つ新たな硫黄脱窒用資材が開発されている。この資材による脱窒システムは、すでに畑地暗渠集水機構に組み合わせたほ場サイトでの脱窒処理<sup>26)</sup>、イチゴ養液栽培排水の脱窒処理<sup>27)</sup>、豚尿を主体とする畜産排水の高度処理<sup>28)</sup>、茶園地帯のため池の水処理<sup>29)</sup>などにおいて有効性が確認されている。

硫黄脱窒用資材は、熔融硫黄に同重量の石灰岩粉を混合し、冷却破碎したもので、硫黄マトリクス中に石灰石粉が固体分散系を形成しており、SC11と仮称されている(P3430364-2003.5.23)(図6-2-1)。この資材を処理槽に充填後、*T. denitrificans* 微生物源として、土壌または水域底質をチオ硫酸培地で培養した培養液を接種し、一定時間馴養後処理を開始する。原水の脱気は必要ない。脱窒の温度条件は20~30℃が望ましい。カラム試験による在来法(硫黄と石灰岩の混合充填、または硫黄(下層)と石灰岩(上層)の層別充填)との比較では、硫黄質量に対して同一の硝酸負荷量において、本資材は在来法の2~5倍程度の脱窒能力を示した<sup>30)</sup>。



図 6-2-1 硫黄-石灰石脱窒資材 SC11 (5-20mm)

畑地暗渠集水の現地脱窒試験（図 6-2-2）では、硝酸性窒素の平均濃度 75mg/L の暗渠排水について、1 日資材重量当たり 2 倍量以下の流速（滞留時間約 6 時間）で脱窒処理を行えば、99%以上の硝酸性窒素（NO<sub>x</sub>）除去率が得られ、6 ヶ月の連続運転において、特別の維持管理なしに、脱窒能力の低下はなかった。また、処理水の pH は全期間を通してほぼ 7.0±0.5 の範囲に保たれ、硫酸カルシウムの析出は認められなかった。

この資材を硝酸汚染地下水の処理に適用する場合は、地下水では土壌の浅層からの浸透水に比べて脱窒菌の必須元素とくにリンと銅の供給が不足することに注意する必要がある。純溶液による実験では、脱窒能を発現するためには原水中に 0.2mg/L の PO<sub>4</sub>-P と 0.05mg/L の Cu の共存が必要である。しかし、原水に常時必須元素のすべてを添加する必要はなく、処理開始前のリン・銅を含む培養によって、資材表面に生物群が確立できれば、そこに取り込まれた無機要素が循環利用されるとみられる実験結果が得られている<sup>31)</sup>。これによって窒素以外は貧栄養である硝酸汚染地下水浄化への本資材の適応が期待される。



図 6-2-2 暗渠排水脱窒テストプラント（SC11 充填量 80kg、埼玉県深谷市）

#### 【参考文献】

- 1) 日本土壌肥料学会：窒素・リンの土壌流出機構等解明調査，平成 2 年度環境庁委託調査報告書 71(1991)
- 2) 小川吉雄：地下水の硝酸汚染と農法転換，農文協（2000）
- 3) 西尾道徳：EU の硝酸塩指令実施状況 2000 年報告の概要，日土肥誌 73, 840 (2002)
- 4) 朴 光来ほか：埼玉県櫛引台地の湧水により灌漑されている水田表面水の硝酸態窒素濃度および δ<sup>15</sup>N 値，日土肥誌 69, 287-292 (1998)
- 5) 環境省地下水・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，公害研究対策センター 37-61 (2002)
- 6) B.コモナー（安部・半谷訳）：なにが環境の危機を招いたか，ブルーバックス B-189，講談社（1972）
- 7) 並木則和ほか：<sup>15</sup>N による地下水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(13) 77-80 (1989)

- 8) 山本洋司ほか：宮古島の地下水中の硝酸態窒素濃度と  $\delta^{15}\text{N}$  値，日土肥誌 66,18-26 (1995)
- 9) 朴 光来ほか：埼玉県における露地野菜畑土壌からの浸透水中の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度と  $\delta^{15}\text{N}$  値，日土肥誌 66, 146-154 (1995)
- 10) 中西康博ほか： $\delta^{15}\text{N}$  値利用による地下水硝酸起源推定法の考案と検証，日土肥誌 66, 544-551 (1995)
- 11) 堀内孝次：地下水汚染防止のための施肥改善に関する研究，平成2～7年度受託研究，岐阜大作物栽培学研 84 (1996)
- 12) 北嶋敏和：黒ボク土における「にんじん」の効率的施肥，岐阜県農業総合センター研究報告(4) 1-35 (1991)
- 13) 中西康博：沖縄県宮古島における農業が地下水汚染に及ぼす影響とその対策に関する研究，東京農業大学学位論文 p.203 (1997)
- 14) 芝野和夫：野菜畑土壌中の窒素・リンの動態,昭和61年度排水処理の高度化に関する研究(32) 1-33 (1986)
- 15) 小川吉雄：火山灰畑地からの肥料成分の流出とその軽減対策に関する研究，東京農業大学学位論文 (1984)
- 16) 袴田共之・藤井国博：ライシメータ浸透水中の無機成分濃度の経時変化，国公研報 (94) 119～126 (1986)
- 17) 大嶋秀雄ほか：都城盆地における飼料作土壌の養分収支(ライシメータ試験)，九州農試報告(26) 238-310 (1990)
- 18) 農林水産省草地試験場：家畜排せつ物の処理利用研究会資料 (1983)
- 19) 小川吉雄・酒井 一：畑地から水田内へ流入した硝酸態窒素の動向，土肥誌 55, 533 -538 (1984)
- 20) 長谷川清善ほか：水田における有機物施用が水質におよぼす影響(第2報)，滋賀農試研究報告(23) 30-37 (1981)
- 21) 高村義親ほか：湛水土壌ライシメーターにおける硝酸態窒素および塩素イオンの動向と収支について，土肥誌 54(1) 37-44 (1983)
- 22) 長谷川清善ほか：茶園・水田地形連鎖における富栄養化成分の行動,滋賀農試研究報告(26) 37-41 (1985)
- 23) 平田健正ほか：硝酸性窒素による地下水汚染(2)汚染の修復技術，地下水技術 42(10) 38-46 (2000)
- 24) 長谷川聖ほか：土壌への硫黄添加型脱窒過程における亜酸化窒素の生成に対する影響因子の評価，日本水環境学会第33回年会講演集 368 (1999)
- 25) Kruithof J. C. et al.: Nitrate removal from ground water by sulphur/limestone filtration, Water Supply 6, 207-217 (1988)
- 26) 河原塚琢磨ほか：硫黄-石灰石粉混合造粒物を用いた畑地暗渠排水の脱窒処理，東京農業大学農学集報 46(1) 7-12 (2001)
- 27) 河田智明ほか：硫黄酸化菌を利用したイチゴ高設栽培廃液の硝酸除去，日土肥誌 73 445-447 (2002)

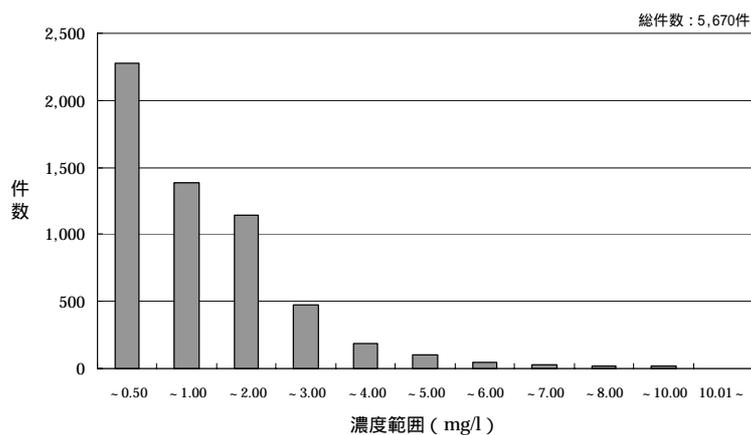
- 28) 陳 昌淑ほか：硫黄酸化反応による畜舎汚水の窒素除去と脱色，用水と排水  
43,1053-1059 (2001)
- 29) 新日鐵化学(株)総合研究所ほか：農業生産に起因する硝酸性窒素汚染地下水,河川及び湖  
沼の修復技術の開発,環境省技術開発等推進事業報告書(2003)
- 30) 谷田貝敦ほか：硫黄-石灰石混合造粒物を用いた農業排水の硝酸除去，第9回世界湖沼会  
議発表文集，第3分科会 465-468 (2001)
- 31) 萩原達也：独立栄養脱窒による水処理条件の解明，東京農業大学修士論文 (2003)

## 6.3 家庭用浄水器

### (1) 背景

近年、わが国において硝酸性窒素による地下水の汚染の拡大が問題となっている。硝酸性窒素は、幼児への血中症を引き起こすことが指摘されている。

一般の水道水中に含まれている硝酸性窒素濃度は図 6-3-1 に示すように環境基準を下回っており、飲用には問題がないと思われる。しかし、地下水を主に飲用に用いる地域においては、硝酸性窒素による汚染の問題は深刻である。



出典：水道水質データベース(財団法人 日本水道協会)

図 6-3-1 浄水中に含まれる硝酸性窒素濃度平均値 (平成 13 年)

図 6-3-2 に熊本県で実施されている硝酸性窒素対策の体系図を示す。硝酸性窒素対策としては汚染の未然防止のための「汚染防止対策」と既に汚染してしまった地下水に対する健康リスクの低減措置である「飲用水対策」が挙げられる。

汚染防止対策は発生源対策、窒素流通対策及び啓発対策等、硝酸性窒素の排出者を対象とした発生量を抑制しようとする根本的な対策である。

一方、既に汚染してしまった地下水に対する健康リスクの低減措置としては、飲用水対策があり、上水道普及啓発、飲用指導及び浄水器の利用等がある。

地下水の硝酸性窒素による汚染が確認された場合、その改善には長期を要する。このため、地下水を飲用している地域においては、対処療法的ではあるが、硝酸性窒素除去能力を有する家庭用浄水器の普及を促進する施策が図られている。

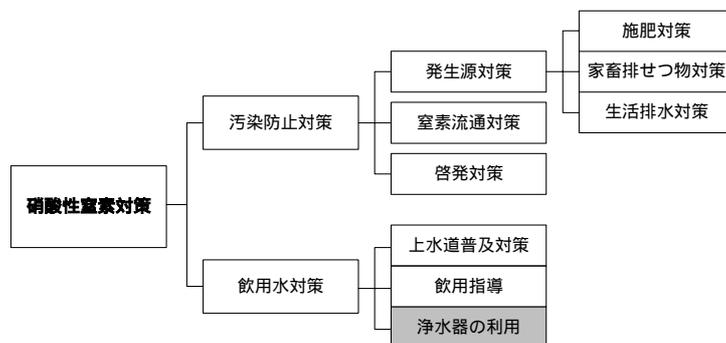


図 6-3-2 硝酸性窒素対策の体系図 (熊本県報告より)

(2) 硝酸性窒素除去能力を有する家庭用浄水器

家庭用浄水器は、普及が一段と進んでいる状況であり、普及率は平成 15 年度調査において全国で 31%、およそ 1,513 万世帯が使用しているという報告がある（浄水器協会調べ）。浄水器の多くは活性炭や中空糸ろ紙等を用いているが、これはカビ臭、細菌、塩素及び発がん性物質であるトリハロメタン等を対象としているものが多い。これらの浄水器では硝酸性窒素に対する除去効果が期待できず、硝酸性窒素を除去するためには、イオン交換や逆浸透膜などの高度処理が必要となる。

また、全国の自治体の中には家庭用浄水器購入に当たって補助金交付の制度を設けているところもあり、飲用水対策としての浄水器の利用普及が図られている（表 6-3-1）。しかし、浄水器の利用にあたっては、フィルターやろ紙等の交換やイオン交換樹脂の再生処理等のメンテナンスが必要であり、これらの経済的負担についても検討が必要である。

表 6-3-1 浄水器に対して補助を実施している例

自治体	補助の主な条件	補助金額	対象製品
A 市	<ul style="list-style-type: none"> <li>・上水道給水区域外に居住し、飲用水用の井戸を使用している個人。</li> <li>・引用する井戸水が水質基準に適合していないもの。</li> <li>・硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の数値が 5 mg/L 以上検出されているもの。</li> </ul>	浄水器等の 1 個当たりの設置費の 3 分の 2 以内とし、補助限度額を 20 万円とする。	省令に定められた水質基準の水及び硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の数値が 5 mg/L 未満の水を供給できる浄水器
B 町	飲料水として使用している地下水（井戸水）から砒素、硝酸性窒素が水質基準を上回っている世帯。	浄水器の購入及び設置に要する費用（消費税及び地方消費税相当額を除く）の 2 分の 1 に相当する額又は 75,000 円のうちのいずれか低い額。	対象物質を除去可能な浄水器
C 市	<ul style="list-style-type: none"> <li>・井戸水を日常生活の飲料用として使用しており、「硝酸性窒素」の値が基準値に適合していないこと。</li> <li>・住んでいる家の敷地に隣接する道路に上水道配管が敷設されておらず地下水の他に飲料水の確保が困難なこと。</li> </ul>	浄水器購入設置費の 3 分の 1（10 万円上限）。ただし、生活保護法による生活扶助を受けている方については 20 万円を限度として購入設置費の金額を補助する。	<p>「硝酸性窒素」を基準内に除去できる機器で次の要件を満たすもの</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・飲料水を供給する給水装置に接続できること。</li> <li>・浄水性能が 1 時間当たり 5 リットル以上あること。</li> <li>・耐用年数が通常の使用方法で 5 年以上あること。</li> <li>・性能の保証期間が 1 年以上あること。</li> </ul>

## 1) 硝酸性窒素の除去原理

硝酸性窒素の処理技術として、イオン交換法、逆浸透膜法、電気透析法、生物的脱窒法等がある。表 6-3-2 にその一覧を示す。このうち、商業的に実用化されているものは、イオン交換法や逆浸透膜法等である。家庭用の浄水器についても、主にこれらの技術が利用されている。

表 6-3-2 硝酸性窒素の除去技術

分類	処理法	原理
物理学的方法	イオン交換法	強塩基性陰イオン交換樹脂を用いて、陰イオンである硝酸イオンを分離除去する。
	電気透析法	陰イオン交換膜を介して陰イオンを電氣的に移動させ、陰イオンである硝酸を分離除去する。
	逆浸透膜法	半透膜の片側の被処理水に機械的な圧力を加えることによって、不純物を含まない水を半透膜の反対側に得る方法。
	触媒脱窒法	水素供与体として水素ガスを直接用いて、触媒の存在下で硝酸性窒素を窒素ガスにまで還元する。
生物学的方法	生物処理法 (従属栄養性脱窒法)	従属栄養脱窒素細菌が付着増殖した粒状層でろ過し、硝酸性窒素を窒素ガスにまで還元する。水素供与体としてエタノールを用いる場合が多い。
	生物処理法 (独立栄養性脱窒法)	独立栄養細菌である硫黄脱窒細菌が付着増殖した粒状層でろ過し、硝酸性窒素を窒素ガスにまで還元する。
	内生脱窒法	脱窒細菌の体内に蓄積された有機物を水素供与体として、硝酸イオンを窒素ガスに還元する。

## 2) 市販の家庭用浄水器

表 6-3-3 に硝酸性窒素除去能力を有する市販の家庭用浄水器の例を示す。除去原理としては、逆浸透膜法やイオン交換法を用いたものが一般的である。また、カビ臭や塩素なども同時に除去するために、活性炭吸着法やろ過等を組み合わせた製品もある。その除去能力は設置初期において 90% 以上である(メーカー発表値)。製品自体の価格は 15 万円から 30 万円程度であるが、実際にはイオン交換樹脂や浸透膜の交換等のメンテナンスにより年に 3 万円程度の維持費が必要である。

### ア) イオン交換法

イオン交換法は、イオン交換体のイオンと水中のイオンを交換することにより、目的とするイオンを除去する方法である。この方式は処理能力が高く安定しており、ほとんどの硝酸性窒素を除去することが可能である。ただし、イオン交換が進行し交換能を失うと、それまで除去されていた硝酸イオンが流出し始め、安定的な除去が行えなくなるため、メンテナンスを含めたイオン交換樹脂の再生処理を年数回実施する必要がある。

イ) 逆浸透膜法

半透膜の片側の被処理水に機械的な圧力を加えることによって、不純物を含まない水を半透膜の反対側に得る方法である。得られる処理水は純水に近く、無機イオンや有機物の除去も可能である。海水の淡水化にはこの方式がよく用いられているが、設置及びランニングコストが高く、家庭用浄水器では、浸透膜の交換を3年に1度程度行う必要がある。

表 6-3-3 硝酸性窒素除去能力を有した市販の家庭用浄水器の例

製品名	除去原理	硝酸性窒素除去率 (メーカー発表)	価格(円)	メンテナンス費用(円)
A	逆浸透膜方式 (活性炭ろ過) (微粒子ろ過) (活性炭吸着ろ過)	98～92% 実験条件の記載なし	295,000	・フィルター類 53,000/3年 ・逆浸透膜 37,500/3年
B	逆浸透膜方式	92% 220mg/L 試料水通水時 18mg/L 検出(流量は記載なし)	299,250	・フィルター類 28,000/年 ・逆浸透膜 20,000/4年
C	イオン交換 ろ過 吸着	100% 4,000L 通水時(流入試料水 2.5mg/L) 検出せず	175,000	・イオン交換樹脂カート リッジ 12,500 円/年 ・活性炭カートリッジ 22,500 円/年
D	逆浸透膜方式 ろ過 活性炭吸着 最活性炭吸着	未記載	152,000	・フィルター類 22,000/年 ・逆浸透膜 30,000/4年



# 1. 本書で参考とした図書

分類1	分類2	分類3	タイトル	年	著者・編集（発行者）	雑誌名・ページ
資料等調査	地形・地質		土地分類基本調査 地形・表層地質・土じょう 八戸	1965	（経済企画庁）	
			地学団体研究所専報 40		（地学団体研究所）	
	人口		国勢調査結果			
	土地利用		第三次国土利用計画（都城市計画）			
		作物・栽培面積	園芸・工芸農作物・花卉市町村別統計 平成 12 年度 南九州地域における持続型畑作農業の将来展望 3.畜産との関りからみた南九州の畑作農業の課題	2001	九州農政局長崎統計事務所編集 平田昌彦	日作紀 70, p30-313
	気象	降水量	日本気候表（1971 年～2000 年）	2001	（気象庁）	
		蒸発散量	改訂地下水ハンドブック （ゾーンスウェイト法、ペンマンの式についての記載）		（建設産業調査会）	
	河川		一級河川の水質測定資料 平成 12 年度版	2001	（国土交通省九州地方整備局）	
			大淀川上流地域地下水保全対策検討業務報告書		（国土交通省九州地方整備局宮崎工事事務所）	
			流域別下水道西部総合計画調査 指針と解説 平成 11 年版			
	地下水		宮崎県内水資源操業調査地下水調査（都城盆地）報告書	1984	（宮崎県）	
			畑作地帯における浅層地下水の実態調査	2000	赤井直彦・石橋英二・大塚理	
			都城盆地の地下水保全に関する研究 平成 10・11・12 年度調査研究成果報告書	2002	宮崎大学 豊満幸雄、武藤勲、杉本安寛	都城盆地地下水保全対策連絡協議会資料
			硝酸性窒素による地下水汚染	1996		水環境学会誌 12
			沖縄県宮古島における農業が地下水汚染に及ぼす影響とその対策に関する研究	1997	中西康博	東京農業大学学位論文, p203
			土壌地下水汚染と対策	1999	平田健正編著	p211
			サンゴの島の地下水保全 - 「水危機の世紀」を迎えて -	2002	宮古島地下水水質保全対策協議会・宮古広域圏事務組合・宮古島上水道企業団	宮古島地下水水質保全対策協議会 10 周年記念誌, p181
		地下水の硝酸汚染と農法転換	2000	小川吉雄（農文協）		
		EU の硝酸塩指令実施状況 2000 年報告の概要	2002	西尾道徳	日土肥誌 73, p840	
		硝酸性窒素による地下水汚染対策の手引		環境省地下水・地盤環境室監修	公害研究対策センター, p37-61	
	地下水汚染防止のための施肥改善に関する研究	1996	堀内孝次	平成 2～7 年度受託研究, 岐阜大作物栽培学研 84		

分類 1	分類 2	分類 3	タイトル	年	著者・編集（発行者）	雑誌名・ページ
			沖縄県宮古島における農業が地下水汚染に及ぼす影響とその対策に関する研究	1997	中西康博	東京農業大学学位論文, p203
			硝酸性窒素による地下水汚染(2) 汚染の修復技術	2000	平田健正ほか	地下水技術 42 (10), p38-46
			Nitrate removal from ground water by sulfur/limestone filtration	1988	Kruihf J.C. <i>et al</i>	Water Supply 6, p207-217
			硫黄酸化菌を利用したイチゴ高設栽培廃液の硝酸除去	2002	河田智明ほか	日土肥誌 73 ,p445-447
			硫黄酸化反応による畜舎汚水の窒素除去と脱色	2001	陳昌淑ほか	用水と排水 43, p1053-1059
			硫黄・石灰石混合造流物を用いた農業廃水の硝酸除去	2001	谷田貝敦ほか	第9回世界湖沼会議発表文集, 第3分科会, p465-468
			独立栄養脱窒による水処理条件の解明	2003	萩原達也	東京農業大学修士論文, p8
汚染機構(窒素収支等) 解明調査	窒素安定同位対比の分布		硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素に係る地下水汚染調査マニュアル	1999	(環境省)	
			都城市における地下水の硝酸性窒素濃度の現状と今後の予測		宮崎大学 豊満幸雄、武藤勲、杉本安寛	宮崎大学農学部豊満、武藤、杉本報告書
			宮崎県内の地下水汚染地区における硝酸態窒素濃度の井戸間変動とそれに影響を及ぼす要因の解析	2003	杉本安寛・平田昌彦	システム農学 19 (別1), p79-80
			$\delta^{15}\text{N}$ 法による地下水の硝酸態窒素汚染源の推定法について - 沖縄県宮古島の地下水調査から -	1997	熊澤喜久雄・中西康博・山本用事・朴光来・田村幸美	農大総研紀要 9, p32-50
			$\delta^{15}\text{N}$ 法による地下水の硝酸態窒素汚染源の推定事例集		(日本土壌協会)	p89-95
			埼玉県櫛引台地の湧水により灌漑されている水田表面水の硝酸態窒素濃度および $\delta^{15}\text{N}$ 値	1998	朴光来ほか	日土肥誌 69 ,p287-292
			$\delta^{15}\text{N}$ による地下水の硝酸塩の起源の同定について - 沼田段丘の事例	1989	並木則和ほか	筑波大学水利実験センター報告 13, p77-80
			宮古島の地下水中の硝酸態窒素濃度と $\delta^{15}\text{N}$ 値	1995	山本洋司ほか	日土肥誌 66, p18-26
			埼玉県における露地野菜畑土壌からの浸透水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度と $\delta^{15}\text{N}$ 値	1995	朴光来ほか	日土肥誌 66 ,p146-154
			硫黄・石灰石粉混合造粒物を用いた畑地暗渠排水の脱窒処理	2001	河原塚琢磨ほか	東京農業大学農学集報 46, 1, p7-12
			なにが環境の危機を招いたか	2002	B.コモナー著、安部・半谷訳(講談社)	ブルーバックス B-189, p37-61

分類1	分類2	分類3	タイトル	年	著者・編集（発行者）	雑誌名・ページ	
	窒素原単位法（土壌への窒素供給量）	施肥	黒ボク土における「にんじん」効率的施肥	1991	北嶋敏和	岐阜県農業総合センター研究報告4, p1-35	
			化学肥料	やさい栽培の手引き	1999	（しんせい五戸農協）	
				暖地多雨地帯の飼料作畑における施肥窒素の動態		小林義之・大嶋秀雄・長谷川功 新美洋	
			九州農業試験場報告	1995	九州農業試験場	第29号, p109~162	
		家畜排せつ物	堆肥	良質きゅう肥の生産と成分簡易推定法	2002	（青森県農林水産部）	
				家畜ふん尿処理・利用の手引き		（財）畜産環境整備機構	
			流域別下水道整備総合計画調査指針と解説 平成11年度版		（社）日本下水道協会		
			畜舎排水の性状と原単位	1997		用水と廃水39, No.12	
			家畜の排泄物量推定プログラム	1997	築城幹典・原田靖生	システム農学13, p17-23	
			宮崎県内Y地域における硝酸による地下水汚染	2000	杉本安寛・東善敏・武藤勲・豊満幸雄	システム農学16(別2), p40-41	
	畜産基本・予察調査(平成13年2月1日現在)						
		家畜排せつ物の処理利用研究会資料	1983		農林水産省草地験場		
		生活排水からの負荷	流域別下水道整備総合計画調査指針と解説 平成11年度版	2002.3	（社）日本下水道協会第二次宮崎県生活排水対策総合基本計画		
			浄化槽からの負荷	流域別下水道整備総合計画調査指針と解説 平成11年度版		（社）日本下水道協会	
			山林からの負荷	流域別下水道整備総合計画調査指針と解説 平成11年度版		（社）日本下水道協会	
降雨からの負荷			流域別下水道整備総合計画調査指針と解説 平成11年度版		（社）日本下水道協会		
		土壌・地下水汚染と対策	1996	平田健正（日本環境測定分析協会）			
		デポジットゲージ法による窒素降下量調査による算出					
土壌における脱窒量		土壌・地下水汚染と対策	1996	平田健正（日本環境測定分析協会）			
		平成11年度指導奨励事項・指導参考資料等		清水市農協測定(青森県農業研究推進センター)			
		窒素・りんごの土壌流出機構等解明調査 平成2年度環境庁委託調査報告書	1991		日本土壌肥料学会 71		

分類1	分類2	分類3	タイトル	年	著者・編集（発行者）	雑誌名・ページ
			野菜畑土壌中の窒素・リンの動態	1986	芝野和夫	昭和 61 年度排水処理の高度化に関する研究 32, p1-33
			火山灰畑地からの肥料成分の流出とその軽減対策に関する研究	1984	小川吉雄	東京農業大学学位論文
			土壌への硫黄添加型脱窒過程における亜酸化窒素の生成に対する影響因子の評価	1999	長谷川聖ほか	日本水環境学界第 33 回年会講演集, p368
	地下浸透量		土壌・地下水汚染と対策	1996	平田健正（日本環境測定分析協会）	
			平成 12 年作物統計調査			
			平成 14 年 3 月 都城盆地地下水保全対策連絡協議会のうち、都城盆地における地下水の硝酸性窒素濃度		宮崎大学農学部 豊満幸雄・武藤勲・杉本安寛	
			ライシメーター透水中の無機成分濃度の経時変化	1986	袴田共之・藤井国博	国公研報 94, p119~126
			都城盆地における飼料作土壌の養分収支（ライシメーター験）	1990	大嶋秀雄ほか	九州農試報告 26, p238-310
			畑地から水田内へ流入した硝酸態窒素の動向	1984	小川吉雄・酒井一	土肥誌 55, p533-538
			水田における有機物が水質におよぼす影響（第 2 報）	1981	長谷川清善ほか	滋賀農試報告 23, p30-37
			湛水土壌ライシメーターにおける硝酸態窒素および塩素イオンの動向と収支について	1983	高村義親ほか	土肥誌 54, 1, p37-44
			茶園・水田地形連鎖における富栄養化成分の行動	1985	長谷川清善ほか	滋賀農試研究報 26, p37-41

## ２．その他の参考図書

### ( 1 ) 地形情報

資料形態	資料名	編集者または発行所
マップ	国土基本図	国土地理院
マップ	地形図	国土地理院
マップ	地勢図，地方図	国土地理院
マップ	明治・大正・昭和東京 1 万分 1 地形図集成	柏書房
マップ	土地利用図	国土地理院
マップ	土地条件図	国土地理院
マップ	ランドサットマップ	内外地図（株）
マップ	古地図・絵図	国土地理院等で閲覧
写真	空中写真	（財）日本地図センター
写真	空中写真	（財）日本地図センター
文献	土地・水情報の基礎と応用	古今書院
文献	日本図誌大系	朝倉書店
文献	日本の自然と土地利用〔全 7 冊（地方別）〕	発売：（株）武揚堂
文献	地図で見る県の移り変わり〔全 4 冊〕	（株）昭和礼文社
文献	日本の衛星写真	朝倉書店
文献	空中写真に見る国土の変遷（'82.5）	東京大学出版会
文献	空中写真による日本の火山地形	鹿島出版会

## ( 2 ) 地質情報 ( 地盤情報 )

資料形態	資料名	編集者または発行所	発行年
マップ	地質図幅	地質調査所	
マップ	活構造図	地質調査所	
マップ	日本水理地質図	地質調査所	
マップ	土地分類基本調査	都道府県，国土庁土地局	
マップ	土地分類図	国土庁土地局	
マップ	土地保全図	国土庁土地局	
マップ	地方土木地質図・同解説書	( 財 ) 国土開発技術センター	
マップ	レーダー画像解析調査・リニアメント図	新エネルギー総合開発機構	
マップ	日本第四紀地図	東京大学出版会	
索引図	日本地質図索引図	地質調査所	
文献	日本地質図大系〔全 8 巻〕	朝倉書店	
データベース	地球資源情報データベース ( GRID )	国立環境研究所	
文献	日本の活断層	東京大学出版会	
文献	九州の活構造	東京大学出版会	
文献	日本の地質〔全 9 巻〕	共立出版 ( 株 )	
文献	地学のガイド・シリーズ	コロナ社	
文献	日曜の地学・シリーズ	築地書館	
文献	土質工学会誌「土と基礎」	土質工学会	
文献	月刊・基礎工	総合土木研究所	
資料集	新生代東北本州弧地質資料集〔全 3 巻〕	( 株 ) 宝文堂	
資料集	函館市土質柱状図	北海道建築士会函館支部	1979
資料集	苫小牧市土質柱状図	北海道建築士会苫小牧支部	1989
資料集	調査研究報告〔No.3031〕札幌市の地盤資料 ( 1 , 2 )	北海道立寒地建築研究所	1970
資料集	10 万分の 1 北海道地盤地質図 ( No.1 ) 札幌	北海道立地下資源調査所	1974
資料集	技術資料 No.13 札幌市の地盤資料集 ( 札幌市および札幌市近郊 )	北海道立寒地建築研究所	1986
資料集	特殊地質図 30「札幌および周辺部地盤地質図」	工業技術院地質調査所	1991
資料集	空知支庁東部耕地出張所管内地盤調査報告書基礎資料編 ( ， ， ， )	空知支庁東部耕地出張所	1979

資料形態	資料名	編集者または発行所	発行年
資料集	岩見沢市の地盤調査資料	北海道建築士会空知支部岩見沢分室 / 岩見沢建設協会	1989
資料集	技術資料 No.1 浦河町, 静内町および三石町の地盤試料	北海道立寒地建築研究所	1983
資料集	釧路工業地帯造成計画調査資料工業用地地盤調査	北海道開発局開発調査課	1959
資料集	技術資料 No.15 稚内市・浜類別町・名寄市・江別市・留萌市・旭川市および小樽市の地盤資料	北海道立寒地住宅都市研究所	1991
資料集	北海道における特異地盤に対する地震緊急対策に関する研究(第7編)根室市周辺の軟弱地盤および火山性砕屑岩の地質調査研究, 根室市の地盤と地質	北海道	1974, 1975
資料集	帯広市の地盤	北海道建築士会帯広分室	1988
資料集	都市地盤調査報告書第10, 12, 21巻「仙台湾臨海地帯, 福島常磐地区, 青森県八戸・三沢地区」	建設省・宮城県・福島県・青森県 / 大蔵省印刷局	1965, 1966, 1970
資料集	宮城県および岩手県水文地質図集	東北農政局計画部	1980
資料集	宮城県地震地盤図作成報告書	宮城県 / 北海道地図(株)	1985
資料集	郡山周辺ボーリング柱状図	日本大学工学部土木工学科森研究室 / 土質工学会東北支部	1986
資料集	秋田市周辺ボーリング柱状図	秋田大学鉱山学部土木工学科道路工学講座 / 土質工学会東北支部	1987
資料集	山形県ボーリング柱状図	山形大学農業工学科農業構造学研究室 / 土質工学会東北支部	1988
資料集	八戸周辺ボーリング柱状図	八戸工業大学工学部土木工学科 / 土質工学会東北支部	1989
資料集	西津軽地方ボーリング柱状図	弘前大学農学部農業工学科 / 土質工学会東北支部	1990
資料集	福島県地盤・地質調査資料集	福島県地盤・地質調査資料集編集委員会 / 福島県地質調査業協会	1993
資料集	都市地盤調査報告書第3, 16巻「富山県射水地区, 新潟地区」	建設省・富山県・新潟県 / 大蔵省印刷局	1963, 1967
資料集	富山県平野部の地盤図集	建設省北陸地方建設局北陸技術事務所 / 北陸建設共済会	1979
資料集	新潟県平野部の地盤図集(新潟平野編, 柏崎平野編)	建設省北陸地方建設局北陸技術事務所 / 北陸建設共済会	1981
資料集	新潟県平野部の地盤図集(高田平野編)	建設省北陸地方建設局北陸技術事務所 / 北陸建設共済会	1981
資料集	石川県平野部の地盤図集	建設省北陸地方建設局北陸技術事務所 / 北陸建設共済会	1982

資料形態	資料名	編集者または発行所	発行年
資料集	都市地盤調査報告書第6, 17, 20巻「茨城県鹿島地区, 東京湾周辺地帯, 茨城県水戸・日立地区」	建設省・茨城県・東京湾総合開発協議会 / 大蔵省印刷局	1964, 1969, 1969
資料集	東京都地盤地質図(三多摩地区)	東京都 / 東京都防災会議地震部会	1976
資料集	東京都総合地盤図( ) - 東京低地部 -	東京都土木技術研究所	1977
資料集	東京都総合地盤図( ) - 山の手・北多摩地区 -	東京都土木技術研究所	1990
資料集	東京(区部)大深度地下地盤図	東京都土木技術研究所	1996
資料集	筑波研究学園都市地盤図	建設省筑波研究学園都市営繕建設本部 / (財)建設保全センター	1980
資料集	神奈川県地盤図	神奈川県建築士会	1972
資料集	川崎市環境地質図調査報告書	川崎市公害局水質課	1981
資料集	川崎市地質図集 , ,	川崎市計画局	1965, 1972, 1983
資料集	横浜市軟弱地盤層調査報告書(3分冊)	横浜市公害研究所	1988
資料集	都市地盤調査報告書第1, 2, 4, 9, 11巻「伊勢湾北陸臨海地帯, 伊勢湾南部臨海地帯, 愛知県三河地区, 愛知県衣浦地区, 愛知県一宮地区」	建設省・愛知県・三重県・一宮市 / 大蔵省印刷局	1962, 1962, 1963, 1965, 1965
資料集	長野市地盤図	長野県建築士会 / カシヨ印刷(株)	1973
資料集	静岡県地震対策基礎調査資料	静岡県地震対策課	1983
資料集	濃尾平野の地盤資料	建設省中部地方建設局中部技術事務所	1978
資料集	最新, 名古屋地盤図	土質工学会名古屋支部技術事務所	1988
資料集	神戸の地盤	神戸市企画局	1980
資料集	京都市内ボーリングデータ集	建築行政協会京都支部 / 大熊堂書店	1986
資料集	新編, 大阪地盤図	土質工学会関西支部・関西地質調査業協会 / ココナ社	1987
資料集	大阪湾海底地盤図	土質工学会関西支部・大阪湾海底の地盤研究委員会 / 土質工学会	1990
資料集	都市地盤調査報告書第5, 13, 15巻「広島地区, 山口県周南地区, 中海臨海地区」	建設省・広島県・広島市・山口県・鳥取県・島根県 / 大蔵省印刷局	1964, 1966, 1967
資料集	島根県地盤図	日本建築学会中国支部, 鳥取県建築士会	1981
資料集	大竹・岩国地区地盤図	日本建築学会中国支部基礎地盤委員会 / 日本建築学会中国支部	1970
資料集	広島県東部地盤図, 広島県西部地盤図	日本建築学会中国支部	1986, 1987

資料形態	資料名	編集者または発行所	発行年
資料集	呉地区地盤図	日本建築学会中国支部基礎地盤委員会 / 日本建築学会中国支部	1971
資料集	広島県地盤図	中国地方基礎地盤研究会	1997
資料集	島根県地盤図	米子工業高等専門学校地域防災研究班	1985
資料集	岡山県地盤図	中国地方基礎地盤研究会	1995
資料集	岡山県臨海地区地盤図	米子工業高等専門学校地域防災研究班	1984
資料集	山口県地盤図	日本建築学会中国支部	1988
資料集	山陰臨海平野地盤図	中国地方基礎地盤研究会	1995
資料集	鳥取県地盤図	地盤工学会中国支部	1996
資料集	都市地盤調査報告書第7, 8巻「徳島県臨海地帯, 愛媛県東予地区」	建設省・徳島県・愛媛県 / 大蔵省印刷局	1964, 1965
資料集	都市地盤調査報告書第14, 18, 19巻「宮崎県日向・延岡地区, 北九州地区, 鹿児島始良地区」	建設省・宮崎県・北九州市・鹿児島県 / 大蔵省印刷局	1967, 1963, 1969
資料集	熊本地盤図	日本建築学会九州支部	1971
資料集	大分地区地盤図	九州建設施工管理協会	1972
資料集	宮崎市地盤図	宮崎市	1979
資料集	飯塚市地盤図	飯塚市地盤図作成委員会	1971
資料集	福岡市地盤図(増補版)	福岡県建築士協会	1981
資料集	福岡地盤図	九州地質調査業協会	1981
資料集	福岡地区(南部編)	福岡県地質調査業協会	1992

### (3) 地下水情報 - 1

台帳	全国深井戸調書及び全国深井戸分布図	国土庁土地局
報告書	水準測量・地盤沈下・地下水位観測成果	環境庁, 都道府県
報告書	東京港地盤沈下観測調査報告書(1990.3)	東京都港湾局
文献	工業用水源地域調査	地質調査所
文献	日本の地下水	(株)地球社
文献	濃尾平野の地盤沈下と地下水(1985.3)	名古屋大学出版会

### (3) 地下水情報 - 2

分類1	タイトル	年	発行者	著者・編集	雑誌名・ページ
技術的要項を中心に地下水に関する全般的な要項をまとめたものとしては	地下水ハンドブック	1979	建設産業調査会		
わが国の地域ごとの地下水の状況をまとめたものとしては	日本の地下水	1986	地球社		
	地下水要覧	1988	山海堂		
地下水の調査・解析・管理に関するものとしては	新版地下水調査法	1983	古今書院	山本荘毅	
	地下水調査および観測指針(案)	1993	山海堂	(財)国土開発技術研究センター編	
	実例による新しい地下水調査法	1991	山海堂	榎根勇編著	
	最新地下水学 調査と実務のガイドライン	1980	山海堂	山本荘毅・榎根勇監修	
	地下水盆の管理 理論と実際	1976	東海大学出版会	水収支研究グループ編	
	地下水資源・環境論 - その理論と実践	1993	共立出版	水収支研究グループ編	
	扇状地の地下水管理	1990	古今書院	肥田登	
	日本の水収支	1978	古今書院	市川正巳・榎根勇	
	水文学講座6 地下水水文学	1992	共立出版	山本荘毅	
	パソコンによる地下水解析	1990	森北出版	W. キンツェルパッハ著、上田年比古監訳	
	地下水解析の基礎と応用 上巻 基礎編	1987	現代工学社	P. S. ファコーン・G. F. ビンダー著、赤井浩一ほか訳	
	地下水解析の基礎と応用 下巻 応用編	1988	現代工学社	P. S. ファコーン・G. F. ビンダー著、赤井浩一ほか訳	
	実例・経験に基づく掘削のための地下水調査法	1990	山海堂	高橋賢之助	
	地下水工学	1989	鹿島出版会	河野伊一郎	
都市域の水循環の一過程として地下水を扱ったものでは	都市の水循環	1982	日本放送出版協会	ソーラーシステム研究グループ	
	水環境の保全と再生	1987	山海堂	虫明功臣・石崎蹄善・吉野文雄・山口高志編著	
	都市の水文環境	1987	共立出版	新井正・新藤静夫・市川新・吉越昭久	
	湧水復活のために 雨水を地下水に	1991	セメントジャーナル社	渡辺佐一郎	

分類 1	タイトル	年	発行者	著者・編集	雑誌名・ページ
地下水汚染関連では	都市のゴミ循環	1985	日本放送出版協会	ソーラーシステム研究グループ	
	汚染される地下水	1990	共立出版	藤縄克行	
	地下水汚染論 - その基礎と応用	1991	共立出版	地下水問題研究会編	
	地下水の水質保全 - 地下水汚染防止対策のすべて	1989	中央法規出版	水質法令研究会編	
地下水に関連する入門書、教養書等として参考になるものは	地下を流れる川	1989	農山漁村文化協会	藤縄克行著、所雅彦絵	
	地下水の世界	1992	日本放送出版協会	榎根勇	
	やさしい陸水学 - 地下水・河川・湖沼の環境	1993	文化書房博文社	飯田貞夫	
	水のはなし	1982	技報堂	高橋裕編	
	だれにもわかるやさしい飲み水の話	1987	北斗出版	本間都	
	おいしい水の探求	1985	日本放送出版協会	小島貞男	
	水道の文化 - 西欧と日本 -	1983	新潮社	鑄田豊之	
	略奪された水資源 - 地下水利用の功罪 -	1976	築地書館	柴崎達雄	
	おいしい水は宝もの - 大野の水を考える会の活動記録	1988	築地書館	大野の水を考える会	
	都市をめぐる水の話	1992	井上書院	紀谷文樹・中村良夫・石川忠晴編著	
	カナ - ト イランの地下水路	1988	論創社	岡崎正考	
	井戸と水道の話	1981	論創社	堀越正雄	
	毎年の水資源の状況の報告書として	日本の水資源 - その開発		保全と活用の現状、大蔵省印刷局	国土庁長官官房水資源部編
用語辞典では	地下水学用語辞典	1986	古今書院	山本莊毅編	
地下水の人工かん養に関するセミナーの報告書として	地下水人工涵養の現況と課題 - よりよい利用と保全のために -	1988	山海堂	建設省河川局河川計画課編	

#### ( 4 ) 降雨情報

資料形態	資料名	編集者または発行所
データ	地域気象観測システム (アメダス)	日本気象協会

### 3 . 主な参考資料の問い合わせ先

主な取り扱い	問合せ先	所在地
航空写真など	財団法人日本地図センター	東京都目黒区青葉台 4-9-5
地図全般の問い合わせ	国土交通省国土地理院地図部地図資料課	茨城県つくば市北郷 1 番
地形図全般の問い合わせ	国土交通省国土地理院関東地方測量部	東京都千代田区大手町 1-3-1 大手町合同庁舎
地質図など	社団法人日本林業技術協会	東京都千代田区六番町 7
地質図など	社団法人東京地学協会	東京都千代田区二番町 12-2
絶版の地質図など	地学文献センター	東京都小金井市中町 4-17-16
地方公共団体や民間発行の地質図など	内外地図株式会社	東京都千代田区神田小川町 3-22
絶版の地質図など	地学情報サービス株式会社	茨城県つくば一市梅園 2-19-2