

## 16.2 肥培灌漑による生産環境改善効果の解明

研究予算：運営費交付金（一般勘定）

研究期間：平 20～平 22

担当チーム：寒地農業基盤研究グループ（資源保全）

研究担当者：横濱充宏、大深正徳、桑原淳、大岸譲

### 【要旨】

本研究では、家畜ふん尿の個別処理システムによるスラリー散布作業性向上、土壌物理性、牧草収量・品質改善等の生産環境改善効果の解明、肥培灌漑土壌における環境負荷物質（窒素、リン酸、微量元素）収支の解明および環境負荷物質軽減効果の解明を行っている。

平成 20 年度においては、肥培灌漑による曝気スラリー散布が重粘性土草地における土壌理化学性や牧草収量に及ぼす影響を検証した結果、肥培灌漑圃場では、土壌表層において膨軟化や、排水性、肥料の保持能力などの改善が、また、目標値以上の牧草収量の維持が認められ、肥培灌漑による作物生産性の向上効果が確認された。さらに、肥培灌漑圃場では無機態窒素の下層への集積が認められないことがわかった。

平成 21 年度は、前年度の成果に加えて、火山性土草地でも曝気スラリー散布が及ぼす土壌理化学性と牧草収量への影響を整理することとし、重粘性土草地との比較を行った。その結果、曝気スラリーを散布している圃場では、重粘性土、黒色火山性土ともに土壌表層の理化学性が改善している様子が確認できた。特に陽イオン交換容量の増大は、重粘性土や黒色火山性土に関係なく確認できた。次に、2 番目の課題として、肥培灌漑開始後年数が経過した牧草採草地の作土層に含まれる環境負荷物質（ここでは、窒素とリン酸を検討対象とした）や微量元素の含有量を調査し、各々の動態を把握した。その結果、環境負荷物質および微量元素は土壌中での含有量に肥培区と非肥培区で差が生じることがなかった。一方で、これらの成分の牧草中での蓄積もなく、曝気スラリーも化学肥料と同様に使用しても差し支えないことが推察された。3 番目の課題としては、肥培灌漑施設導入による地球温暖化ガス削減効果を試算により検討した。ライフサイクル環境影響評価手法によると、肥培灌漑施設処理で従来处理に比べて、被害額が増となった。これは曝気スラリー貯留中のメタンおよび亜酸化窒素の揮散量が多かったことに主に由来しており、地球温暖化の防止には曝気液貯留槽の有蓋化を図るなど、曝気スラリーの貯留中における地球温暖化ガスの揮散を防ぐことの重要性が示唆された。

キーワード：肥培灌漑、曝気スラリー、土壌理化学性、牧草、環境

### 1. はじめに

北海道の酪農地帯では、これまでに国営、道営等による農業農村整備事業の進捗に伴い肥培灌漑施設が広く普及してきた。この肥培灌漑施設は、灌漑水により希釈した乳牛ふん尿を液肥として草地圃場に散布するシステムである。従来、このシステムの導入は作物生産性の向上や営農の効率化など生産環境改善効果を主な目的としてきたが、昨今では、環境保全への国民の関心が高まる中、この施設がもたらす環境負荷抑制効果についても期待されるようになってきている。

しかしながら、もたらされる効果の検証にあたっては、システム導入によるふん尿取り扱い性の向上や消化液施用に伴う土壌物理・理化学性改善とこれに伴う環境負荷物質の保持能力の増大、さらには土壌・牧草間の重金属

収支の変化など、定量、定性的な解明には長期的な観測が必要とされるものが多い。

そこで、本研究課題では下記 3 項目についての研究を実施することとした。個別処理システムによる生産環境改善効果および環境負荷軽減効果が経済性も含めて明らかにされ、共同型処理技術に関する成果と対照されることにより、嫌気・好気処理、共同・個別処理の選択・組み合わせによる地域に最適なバイオマスの循環利用方法の提案が図れる。

1) 個別処理システムの生産環境改善効果の解明 (H20～22)、2) 肥培灌漑土壌における環境負荷物質収支の解明 (H20～22)、3) 個別処理システムによる環境負荷改善効果の解明 (H21～22)、4) 草地農地の肥培灌漑効果のまとめ (H22)。

平成20年度は、上述1)ならびに2)に関連して、曝気スラリー散布が重粘土草地における土壤理化学性と牧草収量に及ぼす影響について検証するとともに、肥培灌漑土壌における無機態窒素の集積状況を調査し、環境負荷物質収支の解明に向けての初期値を整理した。

平成21年度は、上述の1)、2)、3)に関連して、次の内容について検討した。

上述の1)に関連して、前年度に検討対象とした重粘土草地に加えて火山性土草地でも曝気スラリー散布が及ぼす土壤理化学性と牧草収量への影響を整理することとした。肥培灌漑がもたらす生産環境改善効果が様々な土壌において明らかになることで、地域に合った最適なバイオマスの循環利用方法を選択する際の判断基準の幅が広がることに繋がると考えられる。また、2)に関連して、肥培灌漑を長年実施してきた圃場と肥培灌漑施設を導入する前の慣行的な施肥方法に従って営農を続けてきた圃場の両圃場において、1番草収穫後から2番草収穫までの牧草の再生長時期に、環境負荷物質（窒素、リン酸）および微量元素の動態調査を試みた。さらに、3)に関連して、肥培灌漑施設導入前の従来の乳牛ふん尿処理利用システムと肥培灌漑導入後の乳牛ふん尿処理利用システムにおける地球温暖化ガス（メタン、亜酸化窒素、二酸化炭素）発生量および被害額を試算し、肥培灌漑施設導入による地球温暖化ガス削減効果を検証した。

## 2. 個別処理システムの生産環境改善効果の解明

### 2.1 重粘土草地における生産環境改善効果の解明

家畜ふん尿を曝気処理した曝気スラリーは窒素、リン酸、カリウム等の肥料成分を含み、牧草地に液肥として散布すれば、長期的には土壤の理化学性を改善するとともに牧草収量・品質にも影響を及ぼすと考えられる。

そこで、曝気スラリーの長期散布が牧草地土壌の理化学性と牧草収量・品質に及ぼす影響を検証した。

#### 2.1.1 調査方法

曝気スラリー散布の実績があるA町内で13箇所の牧草地を調査圃場に選定し、肥培灌漑の有無、あるいは肥培灌漑期間の長短に伴う土壤理化学性への影響を調査した。調査対象の牧草地の概要を表-1に示す。これらの調査圃場においてそれぞれ土壌調査と牧草収量調査を実施した。

土壌調査は、1圃場につき6箇所で、深さ0~5cm（以下：表層1層目）と5~10cm（以下：表層2層目）の2層から土壌試料を採取し、下記の分析を行った。

(1)腐植：乾式燃焼法、(2)塩基置換容量（CEC）：ショーレンベルガー水蒸気蒸留法、(3)交換性塩基（Ca、Mg、K）ショーレンベルガー原子吸光度法、(4)pH(H<sub>2</sub>O)：ガラス電極法、(5)容積重：炉乾燥法、(6)三相比：実容積測定法、(7)孔隙分布：遠心法

ただ、肥培灌漑が土壤の理化学性に及ぼす影響を検証するためには、牧草地土壌では、土壤表層の性状把握が重要となることから<sup>1)、2)</sup>、一般的には、肥培灌漑圃場と非肥培灌漑圃場の表層1層目の土壌分析値を単純に比較することが考えられる。しかし、この方法では、農家の管理手法の違いや、地形条件の違いに由来する土壤理化学性の変異幅が大きく、肥培灌漑による影響のみを抽出できない。そこで、肥培灌漑による効果のみを抽出する評価方法として、表層1層目の土壌分析値から、表層2層目の土壌分析値を差し引いた値（以下：層差）によって比較する方法を採用した。これで、草地更新作業等の他の要因に由来する差異を分離することができる。

また、牧草収量調査は、13調査圃場の内、9つの採草地（肥培灌漑圃場7圃場、非肥培灌漑圃場2圃場）において1番草を対象に行った。調査した採草地は全てチモシー主体のクローバ混播草地であった。牧草の刈取り時期はチモシーの穂揃期とした。牧草試料について、新鮮重、乾物重、牧草割合、雑草割合の測定を行い、下記に示す成分分析を行った。

(1)粗蛋白質、(2)可消化養分総量：以上、近赤外分析法、(3)硝酸態窒素：クロマトグラフ法

表-1 調査圃場の概要

番号	調査圃場状況		
	利用形態	更新後年数	曝気スラリー散布年数
①	採草地	20年	18年
②	放牧地	2年	18年
③	放牧地	16年	18年
④	採草地	3年	4年
⑤	採草地	15年	7年
⑥	採草地	23年	10年
⑦	採草地	12年	11年
⑧	採草地	6年	12年
⑨	採草地	16年	12年
⑩	採草地	3年	散布なし
⑪	採草地	7年	散布なし
⑫	放牧地	20年	散布なし
⑬	放牧地	15年	散布なし

## 2. 1. 2 調査結果

### 2. 1. 2. 1 土壌化学性への影響

#### (1) 腐植の集積

腐植は、土壌団粒構造の形成に重要といわれており、団粒構造が発達した土壌には、後述する土壌の保肥力増大や土壌の排水性、保水性の改善といった効果も期待される<sup>3)</sup>。直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と腐植含量層差の関係を図-1に示す。

牧草地土壌においては、年数の経過とともに、牧草の根や牧草地上部が枯死脱落することで、土壌表層を中心に有機物が集積していく。そのため、本調査圃場の非肥培灌漑4圃場（散布年数0年にプロットした赤丸、後続の図も同様）においても、表層1層目に腐植の集積が確認された。

一方、肥培灌漑圃場（図中の橙色のプロット、後続の図も同様）では、曝気スラリー散布開始から5~6年目までは非肥培灌漑圃場と比較しても腐植含量層差に大きな差は見られなかった。しかし、その後散布年数の増加に伴い、土壌表層における腐植含量の集積が顕著となった。この近似曲線の決定係数 $R^2$ は0.74と極めて大きく、危険率1%で有意であった。この散布図から判断すると、肥培灌漑による腐植の集積が顕著となるのは、曝気スラリー散布開始から5~6年が経過した後と分かる。

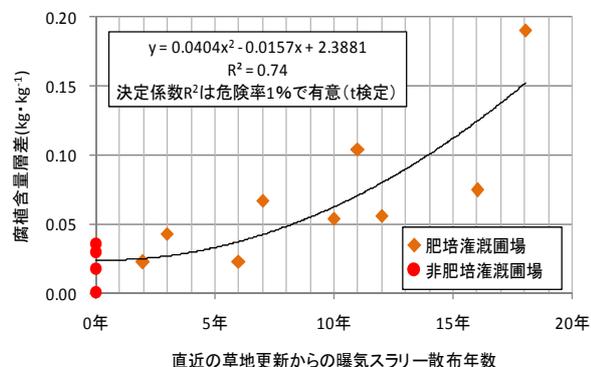


図-1 直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と腐植含量層差の関係

#### (2) 塩基置換容量の増大

土壌が持つ保肥力の大小は、塩基置換容量の大小で表すことができる<sup>3)</sup>。塩基置換容量が大きければ、土壌は植物の栄養分であるカルシウム(Ca)、マグネシウム(Mg)、カリウム(K)をより多く保持できるようになる。これら塩基はアルカリ性を呈し、下層へ溶脱せずに表層に保持されれば、土壌表層の酸性化防止効果も期待できる。直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と塩基置換容

量層差の関係を図-2に示す。

非肥培灌漑圃場と比較すると、肥培灌漑圃場では、曝気スラリー散布開始から5~6年目までは土壌表層における塩基置換容量に明確な増大傾向は見られなかった。しかし、その後2次曲線的に増大しているのが分かる。この近似曲線の決定係数 $R^2$ は危険率1%で有意であった。以上より、塩基置換容量の増大効果が見られるのは、腐植の集積と時を同じくして、曝気スラリー散布開始から5~6年と推測される。

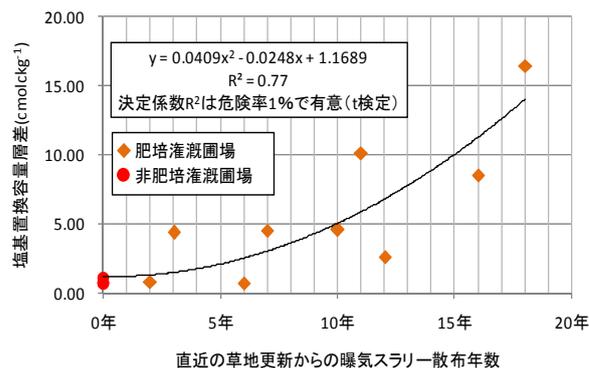


図-2 直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と塩基置換容量の関係

#### (3) 塩基の集積

塩基置換容量が大きい圃場では、Ca、Mg、Kなどの塩基が保持されやすくなる。また、曝気スラリーには塩基が含まれているため、毎年継続的に曝気スラリーを散布している圃場では、塩基の供給量が多くなる傾向がある。これらを反映して肥培灌漑圃場の表層にはCa、Mgが集積している様子が確認された(図-3、4)。それぞれの決定係数 $R^2$ は、Caが危険率1%で有意であり、Mgが危険率5%で有意であった。図-3をみると、非肥培灌漑圃場では、層差が負の値となっており、Caが表層1層目から下層土へ溶脱していたことが推測される。一方の肥培灌漑圃場では、直近の草地更新から曝気スラリー散布年数が10年を過ぎたあたりで、表層におけるCaの集積傾向が顕著となり、その後飛躍的に増大した。肥培灌漑によりCaが表層に保持されやすくなったと推測される。またMgは、曝気スラリーの散布直後から表層に集積する傾向が認められたが、散布から15年を過ぎたあたりで横ばいになった(図-4)。

また、Kの集積については、明確な傾向が認められなかった(図-5)。これは、人為的な加里系化学肥料の投入量の違いが、土壌表層のKの集積に大きく影響を及ぼしているためであろう。家畜ふん尿中にはKが多いことか

ら、減肥を伴わない化学肥料と曝気スラリーの施用は K の集積を招きやすく、これを原因とする牛の Mg 欠乏症状の発生を招きやすい<sup>4)</sup>。逆に K の欠乏は、マメ科牧草の衰退を招き、根粒菌による窒素固定機能の停止から最終的に草地の荒廃化と連鎖的な影響が生じる<sup>2)</sup>。したがって、曝気スラリー中の K 濃度を分析した上で、K の施肥計画を立てることが重要と考えられる。

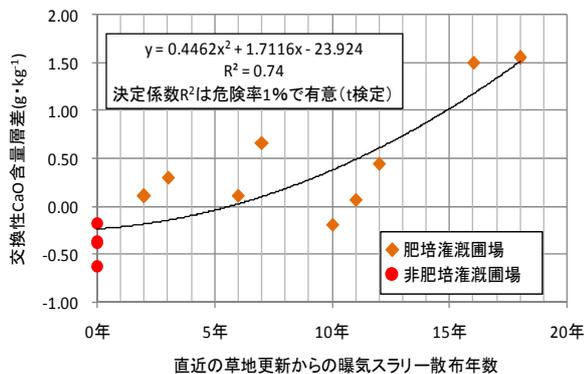


図-3 直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と交換性 CaO 含量層差の関係

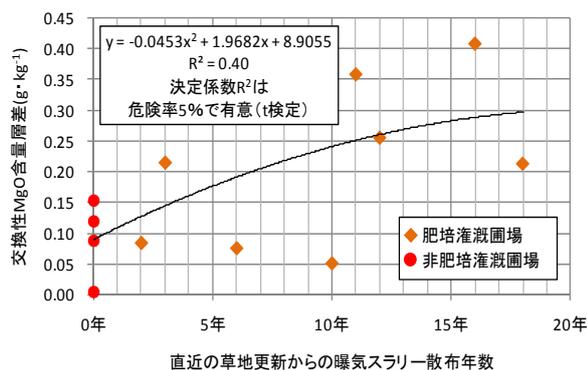


図-4 直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と交換性 MgO 層差の関係

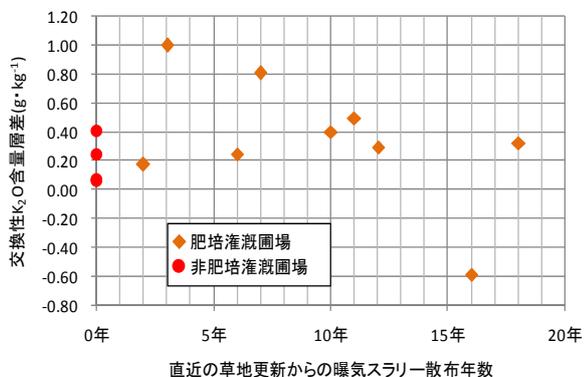


図-5 直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と交換性 K<sub>2</sub>O の経年変化

#### (4) 土壌 pH

牧草地土壌の特徴の1つに、表層1層目の酸性化がある。牧草地土壌は、硫酸などの生理的酸性肥料を施肥し続けると、表層1層目の酸性化が進行する<sup>1)</sup>。しかし、牧草は肥料なしでは生育できないため、施肥と酸性化防止策の組み合わせが重要となる<sup>2)</sup>。特に、今回調査を行った疑似グライ土の牧草地では、土壌表層における pH の値が、草地更新の1指標とされている<sup>5)</sup>。今回 pH のデータを集めることができた、肥培灌漑5圃場の土壌表層1層目、2層目における pH の値を図-6 に示す。

図-6 から、曝気スラリー散布年数が7年目のデータ以外では、表層1層目と表層2層目の pH の差は-0.1~0.3 程度であり明確な差は認められなかった。また、土壌表層1層目の pH だけに注目すると、直近の草地更新から曝気スラリー散布年数が10年以上を経過した牧草地であっても、pH の値は5.0~5.5 と許容値の範囲内を維持していた。このことから、肥培灌漑圃場の表層1層目においては、草地更新からの経過年数に伴う急激な酸性化が進行していないことが推測される。

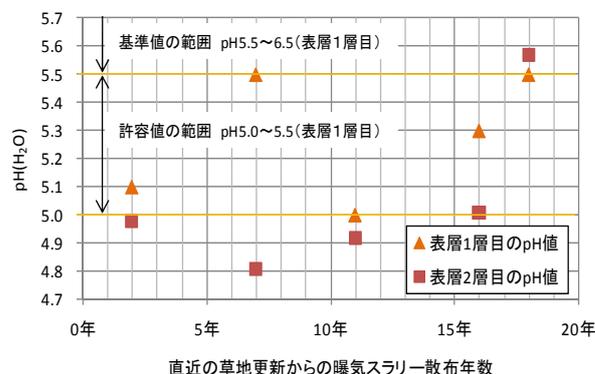


図-6 直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と表層1層目・2層目の pH(H<sub>2</sub>O)

### 2. 1. 2. 2 土壌物理性への影響

#### (1) 土壌の膨軟化

牧草地土壌では大型機械の走行等により土壌表層は圧縮される。牧草地土壌が圧縮されると容積重や固相率が増大する。このような土壌物理性の悪化が進行していくと、植物の根の伸長と養分の吸収が円滑に行われなくなるため、土壌化学性の改善効果も小さくなる<sup>7)</sup>。特に、疑似グライ土の牧草地では排水性、通気性が不良で乾燥によって堅密化しやすい<sup>8)</sup>。直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と容積重層差の関係を図-7 に、同じく

曝気スラリー散布年数と固相率層差の関係を図-8に示す。

これらの図から、肥培灌漑圃場では散布年数の増加とともに容積重と固相率が直線的に低下しているのが分かる。この散布図の近似曲線の決定係数 $R^2$ は容積重、固相率ともに危険率1%で有意であった。このように、肥培灌漑圃場では容積重と固相率の低下、つまり土壤の膨軟化が顕著に進行していた。曝気スラリーの長期的散布は、土壤表層の堅密化を防ぎ、植物の根の伸長に役立っているといえる。

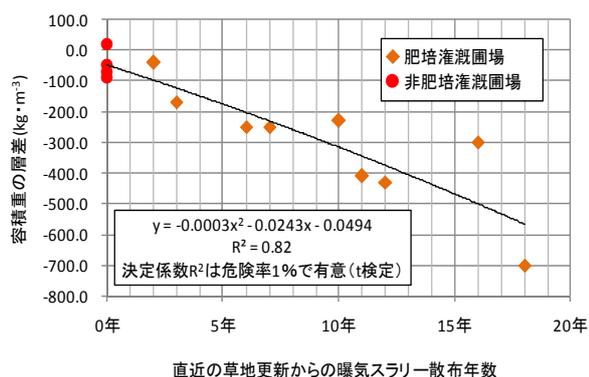


図-7 直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と容積重層差の関係

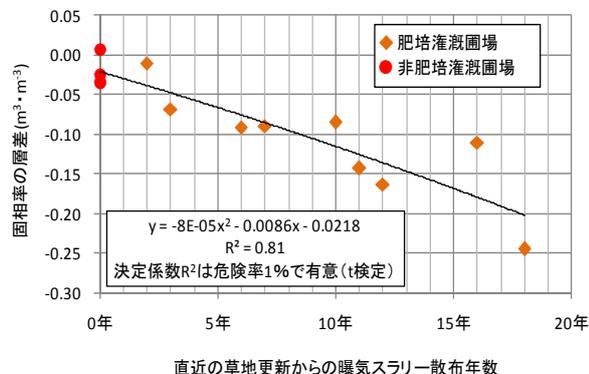


図-8 直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と固相率層差の関係

### (2) 排水性・通気性の改善

土壤の排水性・通気性が改善されたかどうかは、土壤の粗孔隙量が増大したかどうかで評価できる。これは粗孔隙量が、余剰水分の迅速な排水と大気への流入に関与しているからである<sup>2)</sup>。図-9に直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と粗孔隙量層差の関係を示す。

肥培灌漑圃場では、曝気スラリーを長期的に散布している圃場ほど、粗孔隙量が増大している。また、非肥培灌漑圃場との差が生じ始めるのは、曝気スラリー散布開

始から5~6年が経過した後であることが分かる。この近似曲線の決定係数 $R^2$ は危険率1%で有意であった。以上より、長期的な曝気スラリーの散布は、営農機械の走行による粗孔隙量の減少を防ぐだけでなく、粗孔隙量の増大による排水性・通気性の改善をもたらしているといえる。

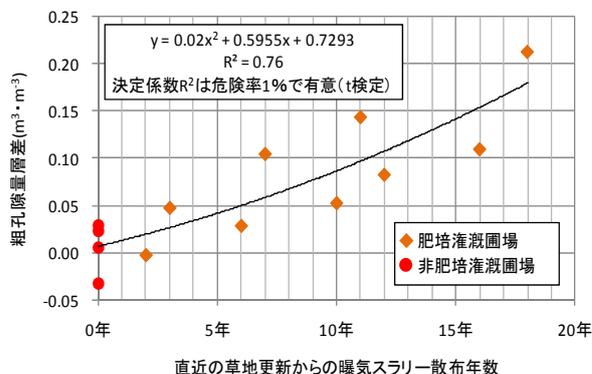


図-9 直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と粗孔隙量層差の関係

### (3) 保水性の改善

易有効水分孔隙量は、植物が容易に吸収できる水分の保持にかかわる孔隙であり、作物の水分供給において、重要な役割を担う。図-10に直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と易有効水分孔隙量層差の関係を示す。

粗孔隙量の増加ほど明確ではなかったが、肥培灌漑圃場では、曝気スラリーの散布年数の増加に伴って、徐々に易有効水分孔隙量が上昇しているのが読み取れる。この時の近似曲線の決定係数 $R^2$ は危険率5%で有意であった。曝気スラリーの散布は牧草地土壤表層の保水性を増大させる効果があるといえる。

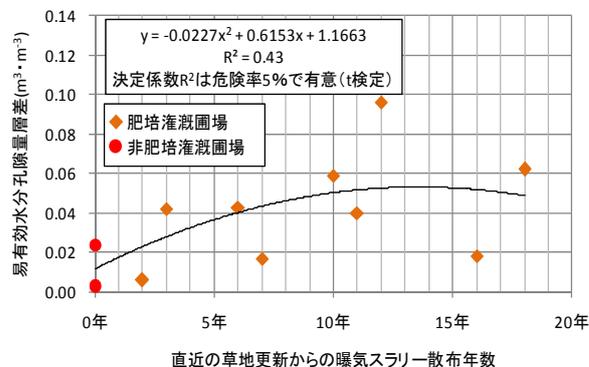


図-10 直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と易有効水分孔隙量層差の関係

### 2. 1. 2. 3 牧草収量への影響

#### (1) 生産量の改善

直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と乾物収量の関係を示す(図-11)。なお、乾物収量は雑草を取り除いた牧草のみの重量とし、プロット横の数字は、直近の草地更新からの年数を示した(後続の図も同様)。さらに、1 番草乾物の目標収量は、チモシー主体草地の地域別平均乾物収量データにおける道北地方の値 479kg/10a とした<sup>9)</sup>。

牧草収量は、多くの場合、草地更新から 4~6 年目にピークを迎え、その後は牧草個体の消滅と雑草の進入によって低下していく。しかし、肥培灌漑圃場の乾物収量にはそのような傾向が見られず、直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数が増えるに従って、徐々にではあるが増加傾向を示した。その結果、曝気スラリー散布から 18 年を経過した圃場でも高い収量を維持していた。さらに、直近からの草地更新年数が 23 年目(曝気スラリー散布年数は 10 年目)を迎える草地であっても乾物収量は 529kg/10a と目標収量以上であった。この近似曲線の決定係数  $R^2$  は危険率 5% で有意であった。

以上より、曝気スラリーの長期散布は、牧草収量の経年的な低下を防ぐだけでなく、目標収量の維持に寄与しているといえる。

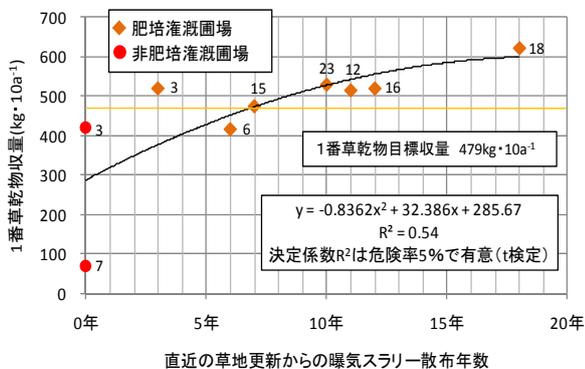


図-11 直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と 1 番草乾物収量の関係

#### (2) 草種構成割合の維持

牧草収量は、裸地の割合や雑草の進入に左右されるため、草地の草種構成割合と密接な関係がある<sup>10)</sup>。例えば、収量の多い草地では、主体となるイネ科牧草の割合が十分であって、雑草や裸地の割合が少ない傾向がある<sup>11)</sup>。

直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と主体イネ科牧草であるチモシーの全生草重(雑草を含む)に対する割合の関係を図-12 に示す。

肥培灌漑圃場では、直近の草地更新から曝気スラリー散布年数が 10 年以上を経過した牧草地であっても、チモシーの全生草重に対する割合は、80%以上が維持されていた。さらに、直近からの草地更新年数が 23 年を迎える草地でもチモシーの割合は 89%であった。

このことから、肥培灌漑圃場では、直近の草地更新からの年数経過による、主体イネ科牧草の減少が認められず、長期間にわたってチモシーが維持されているのが分かる。

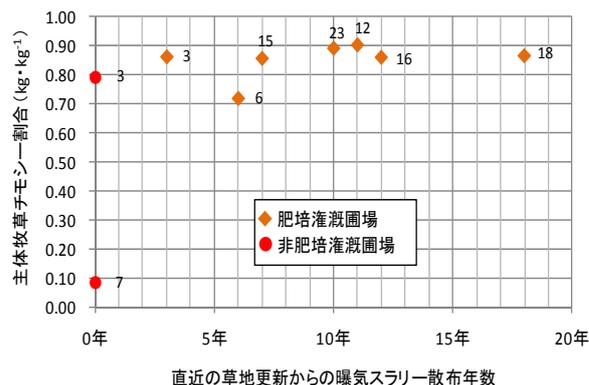


図-12 直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と主体牧草割合の関係

### 2. 1. 2. 4 牧草品質への影響

#### (1) 粗蛋白質含量

蛋白質は、生物のからだを構成する最も基本的な物質である。そのため、家畜の成長と生産を順調に行うには、蛋白質を過不足なく含んだ牧草飼料を供給することが重要である<sup>12)</sup>。

直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と牧草乾物中の粗蛋白質含量の関係を図-13 に示す。

図-13 から肥培灌漑圃場と非肥培灌漑圃場の粗蛋白質含量に、明確な差は確認できなかった。また、肥培灌漑

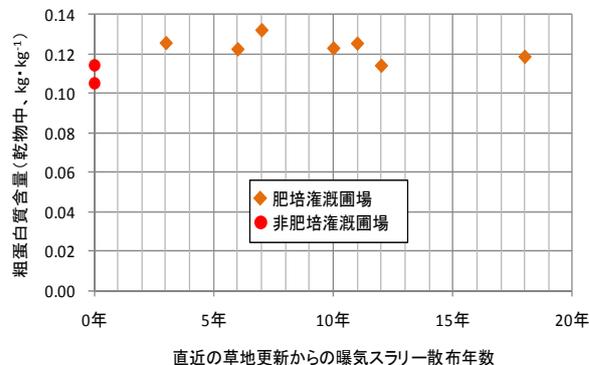


図-13 直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と牧草乾物中の粗蛋白質含量の関係

圃場の粗蛋白質含量は、曝気スラリーの散布年数に関係なく、ほぼ一定であった。このことから、粗蛋白質含量は、曝気スラリーの長期散布による影響を受けていないといえる。

(2) 可消化養分総量

可消化養分総量は牧草中に含まれる養分の内、乳牛によって消化吸収可能な養分の総量である<sup>11)</sup>。

直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と牧草乾物中の可消化養分総量との関係を図-14に示す。

図-14 から肥培灌漑圃場の可消化養分総量は、曝気スラリーの散布年数に関係なく、ほぼ一定であった。また、曝気スラリー散布から18年目の草地でも牧草乾物中の可消化養分総量は、非肥培灌漑圃場と同程度であることが分かる。以上より、可消化養分総量についても、曝気スラリーの長期散布による影響を受けていないといえる。

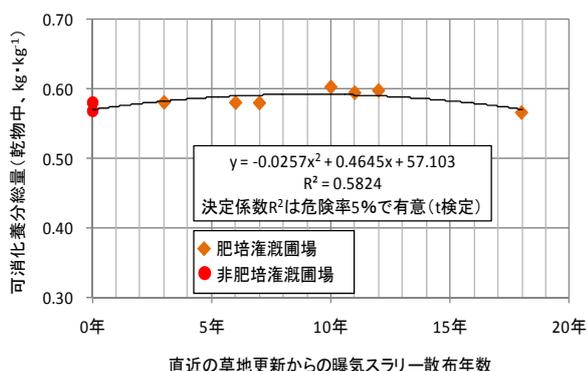


図-14 直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と牧草乾物中の可消化養分総量の関係

(3) 硝酸態窒素

曝気スラリーは窒素成分を含むため、液肥として大量に散布すれば、牧草体内の硝酸態窒素が増加する<sup>11)</sup>。そ

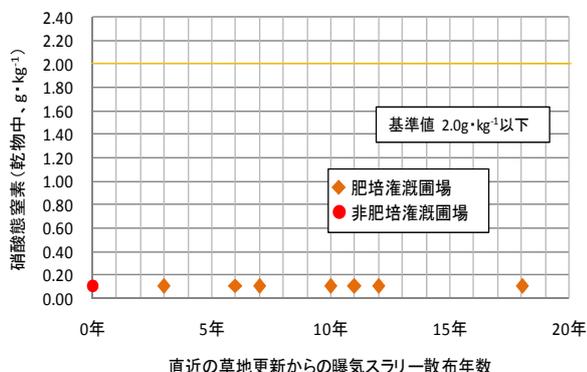


図-15 直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と牧草乾物中の硝酸態窒素の関係

れにより、牧草乾物中の硝酸態窒素の濃度が、乳牛の硝酸中毒を引き起こす限界値とされる  $2.0 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  を著しく超える可能性が指摘されている<sup>13)</sup>。

直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数と牧草乾物中の硝酸態窒素の関係を図-15に示す。

図-15 から肥培灌漑圃場、非肥培灌漑圃場に関係なく、牧草乾物中の硝酸態窒素は  $0.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  であり、限界値とされる  $2.0 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  をこえていなかった。このことから、硝酸態窒素は、曝気スラリーの長期散布によって増加していないことが分かる。

2. 1. 3 小活

平成20年度の調査では、長期的な曝気スラリーの散布が泥炭牧草農地の土壌理化学的性質や収量・品質に及ぼす影響を明らかにした。その結果、肥培灌漑圃場では、直近の草地更新からの経過年数に伴う、土壌表層の理化学的性質や草種構成の悪化はなく、また、草地更新から23年を経過した牧草地であっても、目標値以上の牧草収量維持が確認できた<sup>14)、15)</sup>。

2. 2 火山性土壌における生産環境改善効果の解明

2. 2. 1 調査方法

(1) 調査圃場

平成21年度の調査では、重粘性土や黒色火山性土といった牧草地の土壌分類の違いにより、土壌理化学的性質の改善効果に違いが生じるかを検証した。新たに追加した調査圃場の概要を表-2に示す。黒色火山性土壌として浜中町において計7圃場(曝気スラリー散布圃場7圃場)で調査を行った。

表-2 調査圃場の概要

番号	圃場状況		
	土壌分類	利用形態	スラリー散布年数
14	黒色火山性土	採草地	7年
15	黒色火山性土	採草地	15年
16	黒色火山性土	採草地	10年
17	黒色火山性土	採草地	5年
18	黒色火山性土	採草地	5年
19	黒色火山性土	採草地	3年
20	黒色火山性土	採草地	4年

\* 上記表内の番号は平成20年度の調査番号の続きとした。

土壌調査は、昨年度と同様に、1圃場につき6箇所

行った。1箇所につき深さ0~5cm(以下:表層1層目)と5~10cm(以下:表層2層目)の2層から土壤試料を採取し、下記の分析を行った。

(1) 腐植:乾式燃焼法 (2) 陽イオン交換容量(CEC):ショーレンベルガー水蒸気蒸留法 (3) 容積重:炉乾燥法 (4) 孔隙分布:遠心法

(2) 各土壤分析項目の分析手法

牧草地土壤理化学性の検証には、曝気スラリーの散布効果を抽出するために、表層1層目の土壤分析値から表層2層目の土壤分析値を差し引いた値(以下:層差)を求めた。層差の値と直近の草地更新からの曝気スラリー散布年数ごとの散布図を作成することで、曝気スラリーの長期散布による土壤理化学性への影響を検証した。

2.2.2 結果と考察

(1) 腐植の集積

腐植含量層差と曝気スラリー散布年数との関係を図-16に示す。図から重粘性土、黒色火山性土ともに表層1層目に腐植の集積している様子が確認された。特に重粘性土において、曝気スラリーの散布年数の増加に伴い腐植の集積が顕著となった。重粘性土の回帰直線の有意性は、t検定において危険率1%で有意であった。一方、黒色火山性土においては、腐植層差と曝気スラリー散布年数との間に明確な相関はなかった。これは、もともと土壤に含まれていた腐植含量の違いによるものと推察された。曝気スラリーの影響が少ないと考えられる表層2層目の腐植含量を重粘性土と黒色火山性土で比較すると、明らかに黒色火山性土の腐植含量の方が多かった(図-17)。土壤に0.1kg・kg<sup>-1</sup>以上の腐植が含まれると、すこぶる富むと表現されることから、黒色火山性土には十分腐植が含まれているといえる。このため黒色火山性土では、表層1層目における腐植の集積が重粘性土ほど明確には現れにくいと推察された。

(2) 陽イオン交換容量の増大

陽イオン交換容量は、腐植含量や粘土含量の多い土壤ほど増大する。このため、調査圃場のような腐植に富む黒色火山性土や粘土を含む重粘性土では、表層2層目においても陽イオン交換容量は高い値を示した(図-18)。陽イオン交換容量の目標値は20cmolc・kg<sup>-1</sup>程度である。図-19に陽イオン交換容量層差と曝気スラリー散布年数との関係を示す。重粘性土、黒色火山性土ともに曝気スラリーの散布年数の増加に伴い表層1層目の陽イオン

交換容量はさらに増大していた。重粘性土の回帰直線の有意性は、t検定において危険率1%で有意であり、黒

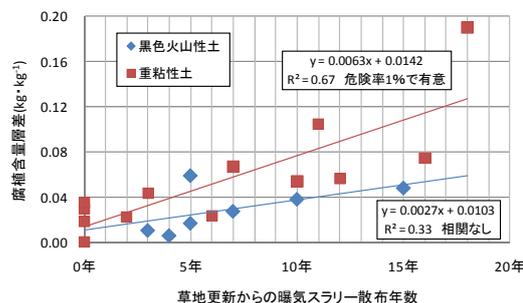


図-16 腐植含量層差と曝気スラリー散布年数との関係

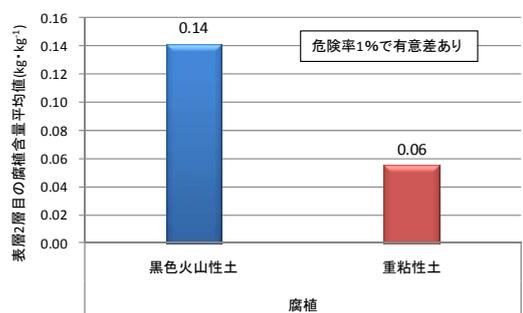


図-17 表層2層目の腐植含量平均値

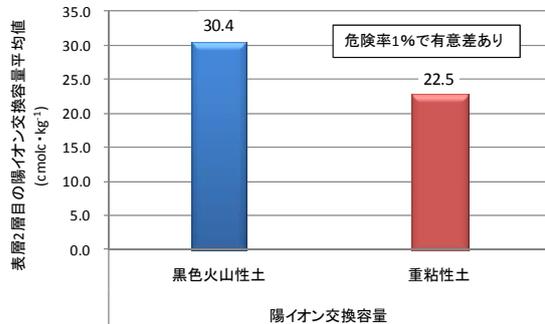


図-18 表層2層目の陽イオン交換容量平均値

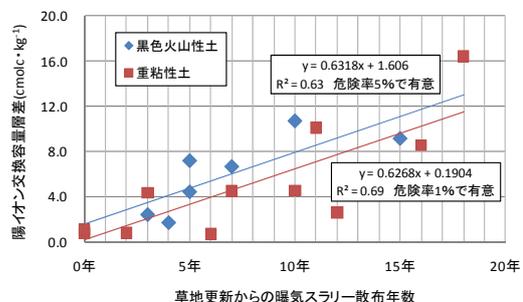


図-19 陽イオン交換容量層差と曝気スラリー散布年数との関係

色火山性土は危険率5%で有意であった。2本の回帰直線の傾きは統計上差があるとはいえ、重粘性土と黒色火山性土の陽イオン交換容量の増大していく様子は同じであった。

(3) 容積重の減少

重粘性土土壌の牧草地では、トラクタなどの走行により土壌表層が堅密化しやすい。今回の調査圃場でも、黒色火山性土と重粘性土の表層2層目の容積重では明らかな違いが生じていた(図-20)。重粘性土の表層2層目の値は $1,100\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ を超えているが、黒色火山性土の容積重は $350\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ であり、堅密化している様子は見られない。

容積重層差と曝気スラリーとの関係では、重粘性土において曝気スラリーの散布年数の増加に伴い土壌表層の容積重が減少していた(図-21)。この回帰の有意性は、t検定において危険率1%で有意であった。一方、火山性土では表層1層目の容積重がやや減少しており、土壌表層の堅密化は進行していなかった。また、曝気スラリーの散布年数との間に相関は見られなかった。容積重の減少といった効果は、堅密化しやすい重粘性土土壌においてより顕著に現れていた。

(4) 粗孔隙量、易有効水分孔隙量の改善

土壌の堅密化は植物の根の伸長を抑制し、通気性や排水性の低下をもたらす。調査圃場の表層2層目の粗孔隙量、易有効水分孔隙量を図-22に示す。黒色火山性土では、易有効水分孔隙量は改良目標値よりやや低い値となったが、粗孔隙量は目標値を維持していた。一方、重粘性土では両孔隙量ともに目標値を下回っており、土壌の堅密化により土壌孔隙量が減少していた。

曝気スラリー散布年数と両孔隙量層差の関係を図-23、24に示す。両孔隙量層差とも曝気スラリー散布年数との間に相関が見られたのは重粘性土であった。散布年数の増加に伴い表層1層目の両孔隙量は増大しており、粗孔

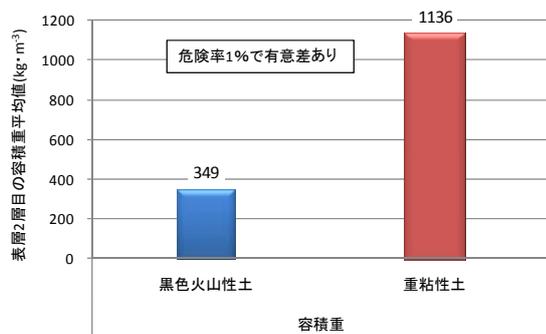


図-20 表層2層目の容積重平均値

隙量の回帰直線はt検定において危険率1%で、易有効水分孔隙量の回帰直線は危険率5%で有意であった。一方、黒色火山性土では一定の傾向は示されなかった。容積重の増大や孔隙量の減少といった土壌物理性の悪化は、黒色火山性土では問題となりにくく、その改善効果も明確には現れにくいと推察される。

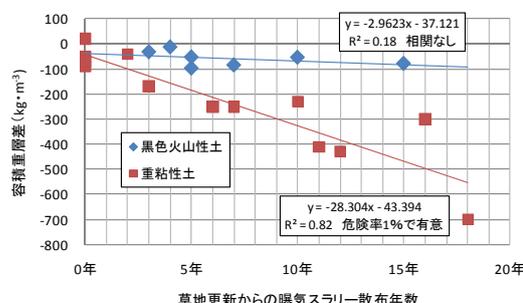


図-21 容積重層差と曝気スラリー散布年数との関係

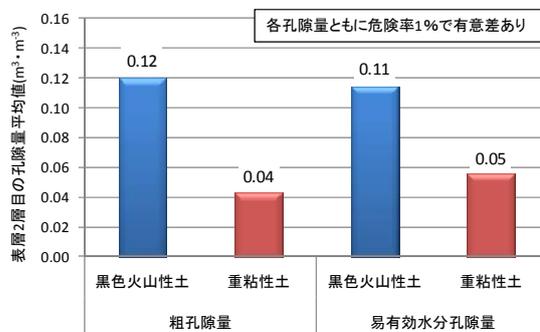


図-22 表層2層目の粗孔隙量平均と易有効水分孔隙量平均値

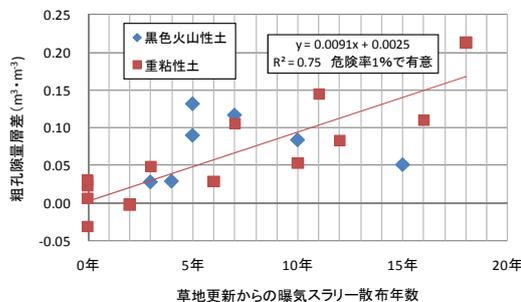


図-23 粗孔隙量層差と曝気スラリー散布年数との関係

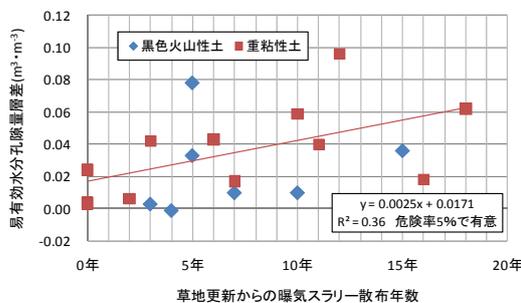


図-24 易有効水分孔隙量層差と曝気スラリー散布年数との関係

### 2. 2. 3 小活

曝気スラリーを散布している圃場では、重粘性土、黒色火山性土ともに土壌表層の理化学性が改善している様子が見られた。特に陽イオン交換容量の増大は、重粘性土や黒色火山性土に関係なく確認できた。また重粘性土の土壌表層において、曝気スラリーの散布年数の増加に伴い腐植の集積、容積重の減少、孔隙量の改善が進行していた。重粘性土土壌は、もともと腐植含量が少なく、土壌物理性に問題を抱えていることが多い。このため、これらの改善効果が黒色火山性土と比べると明確に現れやすかったと推察された。

一方、黒色火山性土では土壌物理性は問題となりにくい代わりに、有効態リン酸やカルシウムといった土壌養分量が欠乏しやすい。今後は黒色火山性土において、曝気スラリー散布と土壌や牧草養分量の関係について明らかにしていく必要がある。

## 3. 肥培灌漑土壌における環境負荷物質収支の解明

### 3. 1 肥培灌漑圃場における無機態窒素の集積状況

#### 3. 1. 1 調査方法

北海道東部で肥培灌漑を実施している火山性土圃場を9圃場と泥炭土圃場を1圃場、さらに同じく火山性土の非肥培灌漑圃場を2圃場、合計12圃場を選定し、これらの圃場の表層から約80cm深までの無機態窒素の集積状況を調査した。

#### 3. 1. 2 調査結果

調査した12圃場の深さ80cmまでの無機態窒素の垂直分布を図-25に示す。なお、中段左のグラフは泥炭土圃場のもので、それ以外の11のグラフは火山性土圃場のものである。有機物である泥炭の堆積層からなり、泥炭の分解により無機態窒素が生成しやすい泥炭土の圃場のデータを残りの火山性土のデータと比較することはできないが、火山性土における厚さ30cm程度の作土層下の下層土の無機態窒素含量は、肥培灌漑年数を経過しても非肥培灌漑圃場とほとんど変わらず、肥培灌漑により下層土に無機態窒素が集積する傾向は認められなかった。このことから、適正な肥培灌漑では下層への無機態窒素の移動集積による地下水汚染は生じないものと推察される。

なお、調査した肥培灌漑圃場の表層において、無機態窒素含量に大きな圃場間差が生じているが、これは、調査時期が秋期の曝気スラリー散布時期と重なったため、調査圃場に秋期の曝気スラリー散布前のものと散布後のものが混在したためである。

## 3. 2 環境負荷物質（窒素、リン酸）および微量元素の動態調査

### 3. 2. 1 調査方法

今回の調査における、環境負荷物質および微量元素収支のとりまとめ方、調査圃場、調査期間、調査項目及び方法は次の通りである。

(1) 環境負荷物質および微量元素収支のとりまとめ方

圃場での環境負荷物質等の収支は次の関係式によって整理されると考えられる。

$$\begin{aligned} \text{土壌中蓄積量} = & (\text{収支計算開始前の元の土壌中蓄積量}) - (\text{作物の吸収量}) + (\text{施肥、堆肥、改良資材等からの供給量}) + (\text{降雨や灌漑用水からの供給量}) + (\text{地表面からの流入量【流出の場合はマイナス】}) - (\text{深部への浸透量【たとえば、溶脱等】}) - (\text{大気への搬出量【揮散や脱窒等】}) + (\text{窒素の場合、微生物による大気中窒素の土壌内固定等の大気からの土壌への供給量}) \end{aligned}$$

この関係式に基づき圃場内での物質収支を整理する場合、窒素やリン酸、ならびに微量元素ごとにこの関係式に関わる各項目の物質量を全て把握しなければならない。しかし、今回の調査では、まずは、土壌、根を含む作物、肥料、雨水に含まれる窒素、リン酸、微量元素の含有量を測定し、その他の項目については未計測のまま環境負荷物質の収支を整理することとした。

(2) 調査圃場

今回、調査対象とした圃場は、北海道の道東、浜中町内の圃場であり、現在は牧草採草地として利用されている。平成11年に草地の更新が行われており、また、この調査圃場の所有者は平成16年3月に肥培灌漑施設を導入し、その年より曝気スラリーの散布を開始している。

調査圃場の位置を図-26に示す。この調査圃場内には、別の調査目的のために、肥培灌漑を行う区域と、肥培灌漑施設が導入された後も従来通りの慣行的な方法で施肥を継続する区域が設けられている。本調査では、この肥培区と非肥培区のそれぞれで土壌分析等の現地調査を行うこととした。調査圃場内での区域の設定範囲や試料採取詳細位置等は図-27に示す通りである。

また、調査圃場では肥培灌漑が行われてから既に満5年が経過しており、今回の調査結果は肥培灌漑6年目に入った圃場で得られた成果となる。そこで、過年度の施用実態を明確にするため、曝気スラリー等の施用に関す

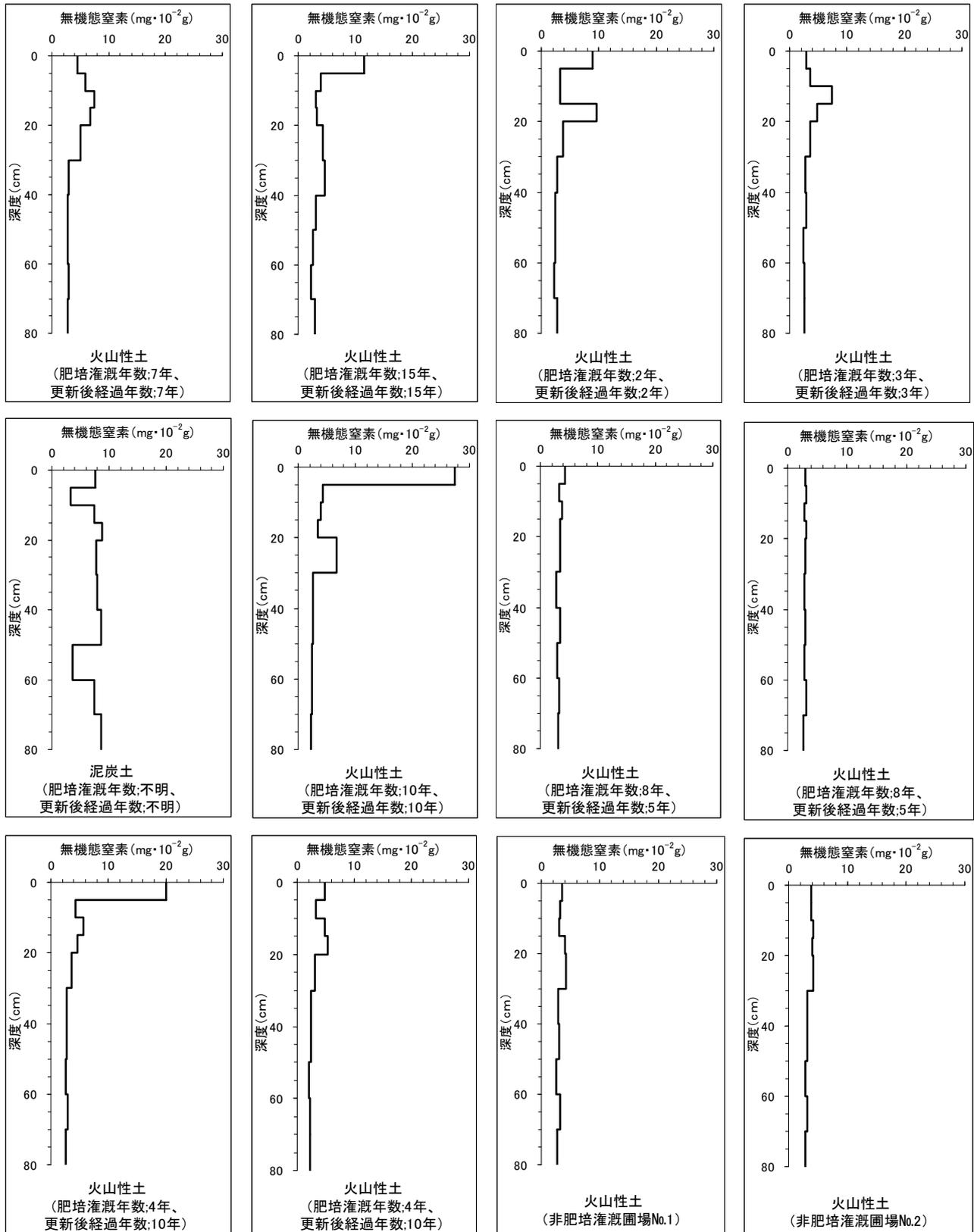


図 25 無機態窒素垂直分布



図-26 調査圃場位置図

表-3 調査圃場における過去6年間の施用実態

年度	散布期	肥培区												非肥培区			
		スラリー成分量				化学肥料成分量				成分量合計				化学肥料成分量			
		散布量 (t/10a)	成分量 (kg/10a)			成分量 (kg/10a)			成分量 (kg/10a)			成分量 (kg/10a)					
		N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	
H16	春 先	—	—	—	—	4.00	8.00	5.20	4.00	8.00	5.20						
	1番後	2.60	0.80	0.50	4.20	4.90	—	7.40	5.70	11.60							
	2番後	0.40	0.10	0.05	0.70	0.10	—	0.10	0.20	0.05	0.80						
	計	3.00	0.90	0.55	4.90	9.00	8.00	12.70	9.90	8.55	17.60						
H17	春 先	1.61	1.03	0.49	3.73	4.76	3.96	5.79	5.79	4.45	9.52	5.70	7.20	7.30			
	1番後	0.92	0.66	0.20	1.55	2.23	2.03	3.21	2.89	2.23	4.76	5.00	1.20	5.30			
	2番後	1.61	1.09	0.36	3.73	—	—	—	—	1.09	0.36	3.73	—	—			
	計	4.14	2.78	1.05	9.01	6.99	5.99	9.00	9.77	7.04	18.01	10.70	8.40	12.60			
H18	春 先	2.33	1.10	0.20	3.70	4.70	4.80	6.10	5.80	5.00	9.80	5.70	7.20	7.30			
	1番後	0.65	0.50	0.10	1.90	2.40	2.60	4.30	2.90	2.70	6.20	5.00	1.20	5.30			
	2番後	1.38	1.30	0.30	2.00	—	—	—	—	1.30	0.30	2.00	—	—			
	計	4.36	2.90	0.60	7.60	7.10	7.40	10.40	10.00	8.00	18.00	10.70	8.40	12.60			
H19	春 先	2.70	1.10	0.30	3.70	4.70	4.10	5.80	5.80	4.40	9.50	5.70	7.20	7.30			
	1番後	1.80	0.60	0.20	1.90	2.30	2.00	2.90	2.90	2.20	4.80	5.00	1.20	5.30			
	2番後	1.40	0.80	0.40	3.70	—	—	—	—	0.80	0.40	3.70	—	—			
	計	5.90	2.50	0.90	9.30	7.00	6.10	8.70	9.50	7.00	18.00	10.70	8.40	12.60			
H20	春 先	2.90	0.76	0.22	3.72	5.04	4.28	5.78	5.80	4.50	9.50	5.70	7.20	7.30			
	1番後	1.00	0.59	0.20	1.86	2.31	2.00	2.94	2.90	2.20	4.80	5.00	1.20	5.30			
	2番後	1.40	1.22	0.60	3.70	—	—	—	—	1.22	0.60	3.70	—	—			
	計	5.30	2.57	1.02	9.28	7.35	6.28	8.72	9.92	7.30	18.00	10.70	8.40	12.60			
H21	春 先	3.60	1.30	0.59	3.72	4.50	3.91	5.78	5.80	4.50	9.50	5.70	7.20	7.30			
	1番後	1.50	0.50	0.23	1.86	2.40	1.97	2.94	2.90	2.20	4.80	5.00	1.20	5.30			
	2番後	3.30	1.18	0.96	3.70	—	—	—	—	1.18	0.96	3.70	—	—			
	計	8.40	2.98	1.78	9.28	6.90	5.88	8.72	9.88	7.66	18.00	10.70	8.40	12.60			

(3) 調査期間

収支計算を行う期間を1番草の収穫後から2番草収穫時までとした。具体的な作業日は表-4の通りである。

①1番草収穫後、かつ、肥料投入前(以後、この時期を「施肥前」と称す)、②肥料を施用した1日後(以後、この時期を「施肥後1日目」と称す)、③肥料を施用した5日後(以後、この時期を「施肥後5日目」と称す)、④肥料を施用した10日後(以後、この時期を「施肥後10日目」と称す)、⑤2番草収穫直前(以後、この時期を「2番草収穫時」と称す)の5時期に試料を採取することとした。この表からわかるように、今回の調査は1番草刈り取り後29日目から77日目にかけての調査となった。

表-4 調査経緯

年月日	1番草刈り取り後の経過日数	施肥後の経過日数	作業内容
平成21年7月13日	0	—	1番草刈り取り
平成21年8月11日	29	—	施肥前の試料サンプリング等
平成21年8月12日	30	0	施肥
平成21年8月13日	31	1	施肥後1日目試料サンプリング等
平成21年8月17日	35	5	施肥後5日目試料サンプリング等
平成21年8月22日	40	10	施肥後10日目試料サンプリング等
平成21年9月28日	77	47	2番草収穫時試料サンプリング等

(4) 調査項目及び方法

先にも記載したとおり、環境負荷物質等の収支計算を行うためには、関係式に関わる各項目の物質量を、それぞれの環境負荷物質等ごとに把握しなければならない。すなわち、ここでは、土壌、根を含む作物、肥料、雨水のそれぞれの重量とこれらに含まれる環境負荷物質等の含有率が必要となる。一方で、窒素やリン酸などは、そ

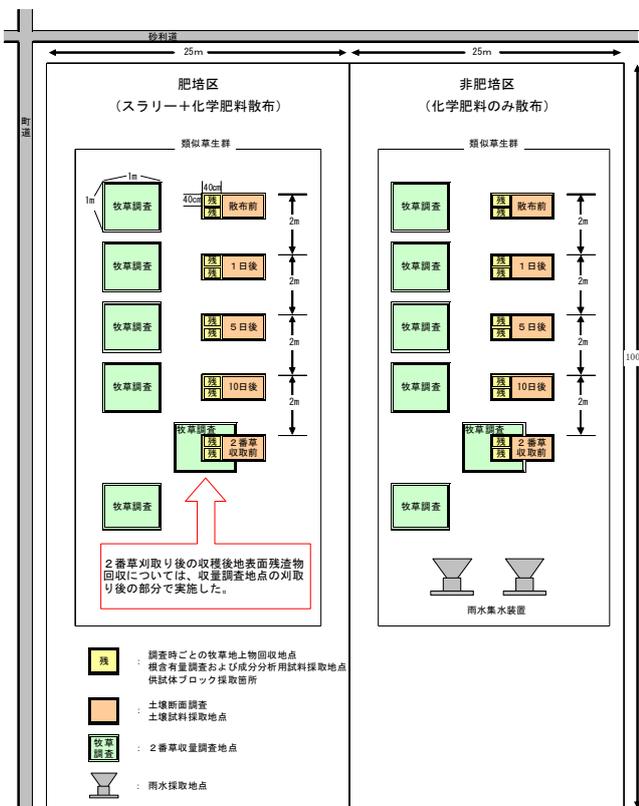


図-27 調査圃場内詳細図

る過去6年間の実態を整理しておく(表-3)。なお、各年度のスラリー散布量、化学肥料散布量はそれぞれ肥効率を考慮して求められていた。

H17~21年度にかけて散布された各年度のN、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>、K<sub>2</sub>Oの各肥料成分量は、それぞれを肥培区と非肥培区で比較すると多少の差が認められ、窒素とリン酸は非肥培区の方が、カリについては肥培区の方が大きかった。このことから、化学肥料のみを施肥してきた非肥培区の方が肥培区に比べて、多少なりとも窒素、リン酸の蓄積量が大きくなっていることが調査前に予測された。

れらが存在する環境によって様々な形態をとることから、時間経過に伴う物質量を正確に把握することが難しい。そこで、今回の調査では、窒素やリン酸の形態変化にも追従し、正確な物質量を把握できるよう、次の分析項目に着目した分析を行うこととした。

- 1) 窒素関連…全窒素、アンモニア態窒素、硝酸態窒素および亜硝酸態窒素（合算）
- 2) リン酸関連…全リン、可給態リン酸
- 3) 微量要素関連…全7種類（全鉄、全マンガン、全亜鉛、全銅、ホウ素、全モリブデン、塩化物イオン）

また、採取した試料は大きく分けて、土壌、作物、肥料、水に区分されたので、試料の種類ごとの分析項目に対する分析方法を表-5の通り整理した。

表-5 試料の種類ごとの分析項目に対する成分分析方法

分析項目 試料種	分析項目					
	全窒素 (T-N)	アンモニア態窒素 (NH4-N)	硝酸性窒素及び 亜硝酸性窒素 (合算) (NO3-N+NO2-N)	全リン (T-P)	可給態リン酸 (T-CP)	全鉄 (T-Fe)
土壌	土壌および作物残渣の診断基準、IV.2.1.3(ケルダール分解法)及びIV.2.2(水素高蒸留測定法)	土壌および作物残渣の診断基準、IV.1.9(10% KCl抽出・水蒸気高蒸留測定法)	土壌および作物残渣の診断基準、IV.1.9(10% KCl抽出・水蒸気高蒸留測定法)	土壌、水質及び植物体の診断基準、IV.2.1.2(過酸・過塩素酸分解)及びIV.2.3(バクテリウム法)	土壌および作物残渣の診断基準、IV.1.9(フレイブリン法)	土壌、水質及び植物体の診断基準、I.26A-4(硫酸・硝酸・過塩素酸分解)及びI.26E(フレイブリン法)
作物 (地上部) (根)	土壌および作物残渣の診断基準、IV.2.1.3(ケルダール分解法)及びIV.2.2(水素高蒸留測定法)	堆肥等有機物分析法のI.6(20%抽出・水蒸気高蒸留測定法)	堆肥等有機物分析法のI.6(20%抽出・水蒸気高蒸留測定法)	土壌および作物残渣の診断基準、IV.2.1.2(過酸・過塩素酸分解)及びIV.2.3(バクテリウム法)	土壌および作物残渣の診断基準、IV.1.9(フレイブリン法)	土壌および作物残渣の診断基準、I.26A-4(硫酸・硝酸・過塩素酸分解)及びI.26E(フレイブリン法)
肥料 (スラリー)、(化学肥料)	土壌および作物残渣の診断基準、IV.2.1.3(ケルダール分解法)及びIV.2.2(水素高蒸留測定法)	土壌および作物残渣の診断基準、IV.1.9(10% KCl抽出・水蒸気高蒸留測定法)	土壌および作物残渣の診断基準、IV.1.9(10% KCl抽出・水蒸気高蒸留測定法)	土壌、水質及び植物体の診断基準、IV.2.1.2(過酸・過塩素酸分解)及びIV.2.3(バクテリウム法)	土壌および作物残渣の診断基準、IV.1.9(フレイブリン法)	土壌、水質及び植物体の診断基準、I.26A-4(硫酸・硝酸・過塩素酸分解)及びI.26E(フレイブリン法)
水質 (雨水)	JIS K 0102 45.2(紫外線光度法)	JIS K 0102 42.5(イオンクロマトグラフ法)	硝酸態窒素、JIS K 0102 43.2.5(イオンクロマトグラフ法)、亜硝酸態窒素、JIS K 0102 43.1.2(イオンクロマトグラフ法)	JIS K 0102 46.3.1(ペルオキシニتراتカリウム法)	JIS K 0102 46.1.1(モリブデン青光度法)	JIS K 0102 57.2(フレイブリン法)
分析項目 試料種	分析項目					
	全マンガン (T-Mn)	全亜鉛 (T-Zn)	全銅 (T-Cu)	全モリブデン (T-Mo)	ホウ素 (B)	塩化物イオン (Cl)
土壌	土壌、水質及び植物体の診断基準、I.26A-4(硫酸・硝酸・過塩素酸分解)及びI.26E(フレイブリン法)	土壌、水質及び植物体の診断基準、I.26A-4(硫酸・硝酸・過塩素酸分解)及びI.26E(フレイブリン法)	土壌、水質及び植物体の診断基準、I.26A-4(硫酸・硝酸・過塩素酸分解)及びI.26E(フレイブリン法)	土壌、水質及び植物体の診断基準、I.26A-4(硫酸・硝酸・過塩素酸分解)及びI.26E(フレイブリン法)	土壌、水質及び植物体の診断基準、I.26A-4(硫酸・硝酸・過塩素酸分解)及びI.26E(フレイブリン法)	土壌環境分析法第V.5(水溶性陽イオン・陰イオン)(水抽出・イオンクロマトグラフ法)
作物 (地上部) (根)	土壌および作物残渣の診断基準、V.2.2.1(過酸・過塩素酸分解)及びV.2.2(フレイブリン法)	土壌および作物残渣の診断基準、V.2.2.1(過酸・過塩素酸分解)及びV.2.2(フレイブリン法)	土壌および作物残渣の診断基準、V.2.2.1(過酸・過塩素酸分解)及びV.2.2(フレイブリン法)	土壌、水質及び植物体の診断基準、V.2.2.1(過酸・過塩素酸分解)及びV.2.2(フレイブリン法)	堆肥等有機物分析法のI.6(20%抽出・水蒸気高蒸留測定法)及びV.2.3.1.3(ICP質量分析法)	土壌環境分析法第V.5(水溶性陽イオン・陰イオン)(水抽出・イオンクロマトグラフ法)
肥料 (スラリー)、(化学肥料)	土壌、水質及び植物体の診断基準、I.26A-4(硫酸・硝酸・過塩素酸分解)及びI.26E(フレイブリン法)	土壌、水質及び植物体の診断基準、I.26A-4(硫酸・硝酸・過塩素酸分解)及びI.26E(フレイブリン法)	土壌、水質及び植物体の診断基準、I.26A-4(硫酸・硝酸・過塩素酸分解)及びI.26E(フレイブリン法)	土壌、水質及び植物体の診断基準、I.26A-4(硫酸・硝酸・過塩素酸分解)及びI.26E(フレイブリン法)	土壌、水質及び植物体の診断基準、I.26A-4(硫酸・硝酸・過塩素酸分解)及びI.26E(フレイブリン法)	土壌環境分析法第V.5(水溶性陽イオン・陰イオン)(水抽出・イオンクロマトグラフ法)
水質 (雨水)	JIS K 0102 56.5(ICP質量分析法)	JIS K 0102 53.4(ICP質量分析法)	JIS K 0102 52.5(ICP質量分析法)	JIS K 0102 68.3(ICP質量分析法)	JIS K 0102 47.4(ICP質量分析法)	JIS K 0102 35.3(イオンクロマトグラフ法)

次に、成分分析用ならびに重量測定用試料の採取方法、ならびに、重量測定方法は次の通りである。

- 1) 土壌
  - 1 番草の収穫後から 2 番草収穫時までの 5 時期ごとに肥培区、非肥培区のそれぞれで土壌断面調査用の試孔を深さ約 50cm まで掘り、その試孔の側面から次の 7 つの土層ごとの土壌分析用試料を採取した。なお、土壌分析に

は、採取した土壌試料をふるいにかけて根を取り除いてから供試することとした。

- ①表層 0~2.5cm 層、②2.5cm~5.0cm 層、③5.0~10.0cm 層、④10.0~20.0cm 層、⑤20.0~30.0cm 層、⑥30.0~40.0cm 層、⑦40.0~50.0cm 層

また、各層の含水率及び容積重を把握するための試料採取も土壌分析用試料採取と併せて行った。

- 2) 作物
  - 牧草を地上部と根に分けて採取した(以後、牧草の根および牧草の地上部をそれぞれ、単に「根」「地上部」と呼称する)。

地上部採取にあたっては、牧草を根元から数 cm 上で一旦刈り取り、さらに、残った地上部は地表面すれすれに「はさみ」で刈り取り、これらをイネ科、マメ科、雑草に分けて回収した。施肥前、施肥後 1、5、10 日目には、図-26 に示すように土壌断面調査を行った箇所隣接したところの 2 箇所(1 箇所あたりの回収面積は 40cm×40cm) から、2 番草収穫時には 6 箇所(1 箇所あたりの回収面積は 1.0m×1.0m) から試料を採取した。

根の採取にあたっては、表層 0-2.5cm 層、2.5-5.0cm 層に含まれる根を採取することとした。5.0cm 以深にはわずかな量しかないと判断したためである。具体的な採取方法は次の通りである。地上部を取り除いた箇所から大きなひとかたまりの土塊を一旦、掘り起こし、その大きな土塊を実験室に持ち込んだ後、その土塊から表層 0-2.5cm 層、2.5-5.0cm 層にあたる箇所の小さな土塊を切り出した。大きな土塊の大きさはおおむね幅 30cm×長さ 50cm×厚さ(深さ方向)15cm であり、小さな土塊は幅 4cm×長さ 17cm×厚さ 2.5cm である。この小さな土塊に含まれていた根の重量を秤量し、単位体積あたりに含まれる根の乾物重を求めた。根の含有量測定用の小さな土塊を取り除いた後に残った大きな土塊から所定の土層に含まれる根の成分分析用試料を採取した。

- 3) 散布肥料
  - 散布直前のスラリーは農家地先のスラリートンクから直接、採取した。化学肥料については、表-2 の化学肥料成分量をもとに肥培区用、また、非肥培区用に事前調整された、硫酸、過リン酸石灰、塩化カリの混合物をそれぞれ入手し、それぞれを別々に成分分析した。

- 4) 雨水
  - 調査圃場内の 2 箇所に、写真-1 のような装置を設置し、

雨水を集水した。この装置は、2Lのプラスチック製ポリ瓶に雨水を集めやすいようにロートをつけただけのものである。ポリ瓶内に溜まった雨水を平成21年8月14日、平成21年9月8日、平成21年9月15日の3回に分けて回収した。回収した雨水はそれぞれの回収日ごとに分析した。また、降水量についてはアメダスデータ(茶内原野)を用いることとした。なお、今回の調査圃場では灌漑は行われていなかった。



写真-1 雨水集水装置

### 3. 2. 2 調査結果

#### (1) 調査圃場の土壌断面

肥培区、非肥培区それぞれの土壌断面図を図-28に示す。それぞれの区域で5回の試孔を設けて土壌等の試料を採取したわけであるが、各試孔の土壌断面を細かく見比べると、層厚、土色、土性、土壌構造、有機物含量等に微妙な違いは認められる。しかし、どの試孔箇所も、土壌が黒色火山性土、地形が波状を呈した台地、地質(母材)が第四紀更新世(上層; 新期火山灰、下層; 古期火山灰)と同じく分類されたことから、肥培区内であっても、非肥培区内であってもどちらともそれぞれの調査区域の平均的な箇所を試孔していたと判断された。

また、肥培区、非肥培区それぞれの調査区域ごとに試料採取時ごとの容積重の垂直分布を整理すると図-29のとおりとなる(肥培区が上図、非肥培区が中央図)。これら容積重の値を深度ごとでそれぞれ平均して肥培区と非肥培区を比べると図-29・下図のようになる。

試料採取時期が変わることで容積重の値が変化していないかを肥培区、非肥培区ごとに、かつ、深度ごとにt分布検定によって確認したところ、肥培区では10-20cm層ならびに30-40cm層の、また、非肥培区では20-40cm層のデータの一部に1%水準の有意差が認められた。しかし、これら差異があった箇所はごく一部であり、基本的には両区ともに試料を採取した時期が異なっても同じ深度では容積重が変化していることはなかった。このことから、肥培区、非肥培区どちらの調査区域でも

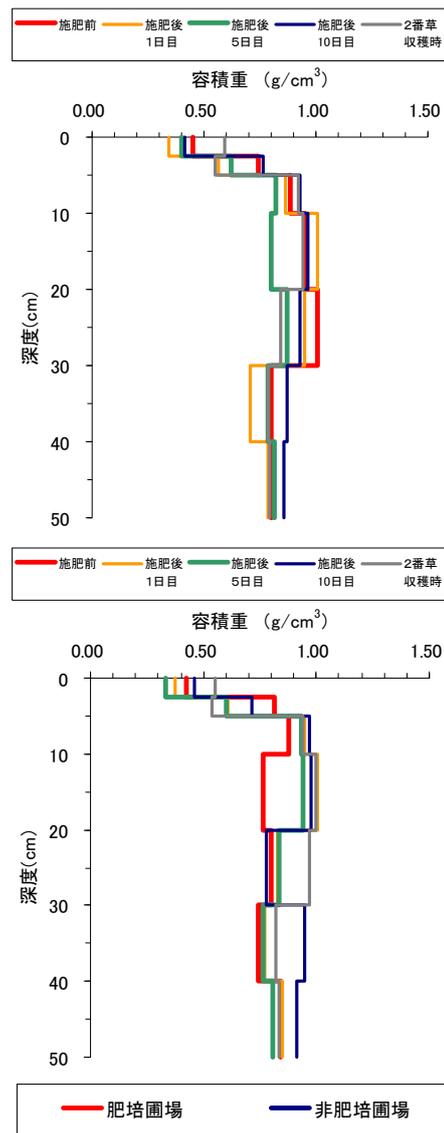


図-29 容積重の垂直分布(上; 肥培区、中央; 非肥培区、下; 平均容積重を肥培区と非肥培区で比較)

平均的な箇所を試孔していたと判断された。

一方で、同じ深度の容積重を肥培区と非肥培区で比較してみたが(図-29 下)、差はほとんど認められなかった。

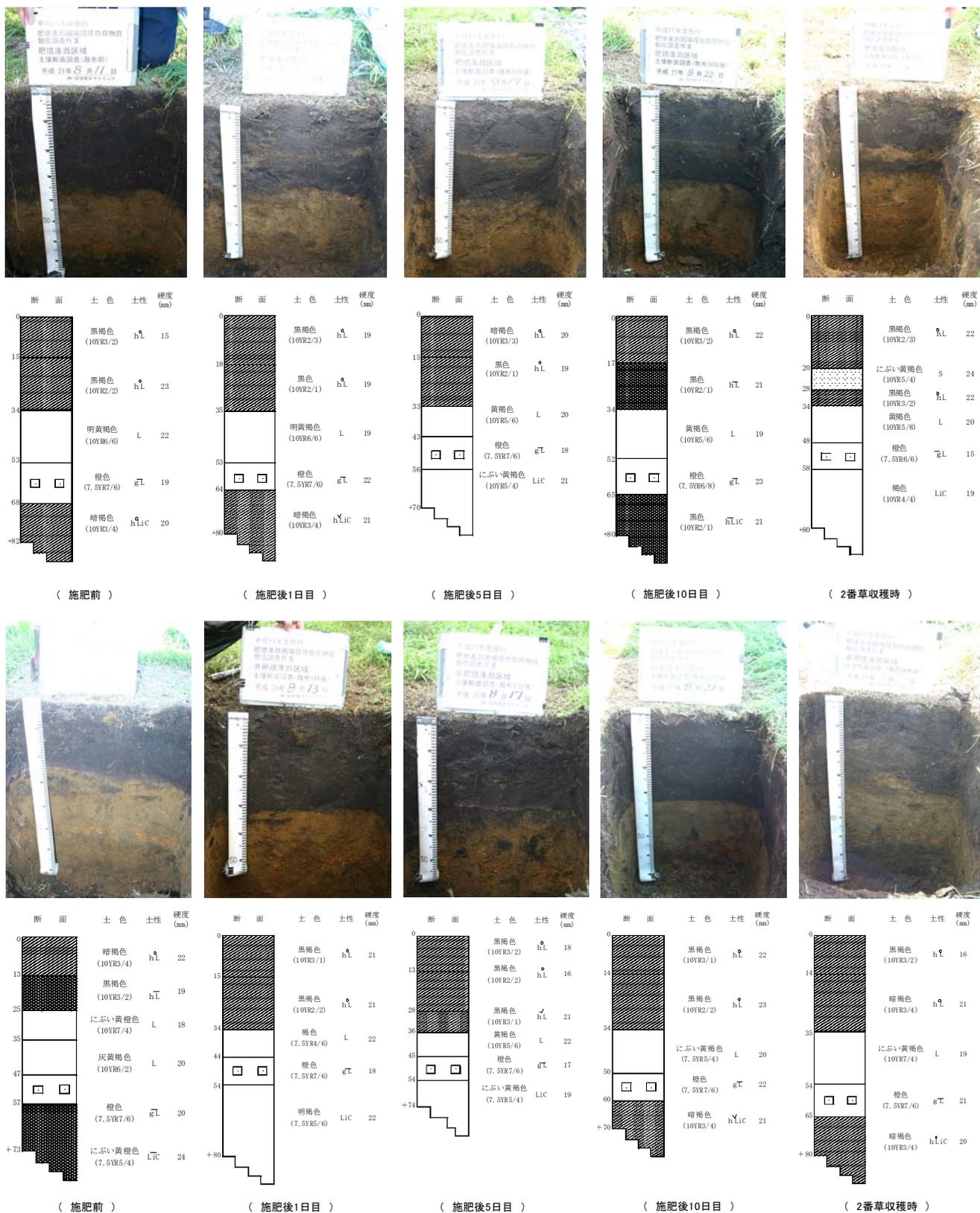


図28 土壌断面図(上;肥培区、下;非肥培区)

肥培灌漑を開始して5年目あたりから土壌理化学性の改善が認められ始めるとの報告もあり、本調査圃場はちょうど肥培灌漑開始後6年目であったことから、まだ容積

重に変化が表れるほどの肥培灌漑による土壌理化学性の改善は進んでいなかったと考えられた。

(2) 環境負荷物質および微量元素の動態と収支

土壌、根を含む牧草、肥料、雨水に含まれる窒素、リン酸および微量元素の含有量を試料採取時ごとに整理し、それぞれの物質動態を推測することとした。なお、ここでは全窒素、全リンといった総含有量の変化について示す。また、その動態から物質収支の整理を試みることにする。

1) 窒素成分の動態

①土壌に含まれる窒素成分量の変化

図-30は、土壌に含まれる全窒素量の変化を、深度50cmに1m<sup>2</sup>あたりの単位面積を乗じた土塊に含まれる量として整理した。試料を採取した時期ごとに、かつ、試料採取した7つの土層ごとに各成分の含有量を求め、これら含有量を表層0cmから深さ50cmまでの積み上げ棒グラフで表した。

表層0cmから深さ50cmまでの土壌に含まれていた全窒素量は、調査期間中、肥培区では2,000~2,600g/m<sup>2</sup>の範囲にあり、その量は試料を採取するたびに変動していた（t分布検定で5%水準の有意差があるとの検定結果であった）。非肥培区でも肥培区と同様に常に変動してお

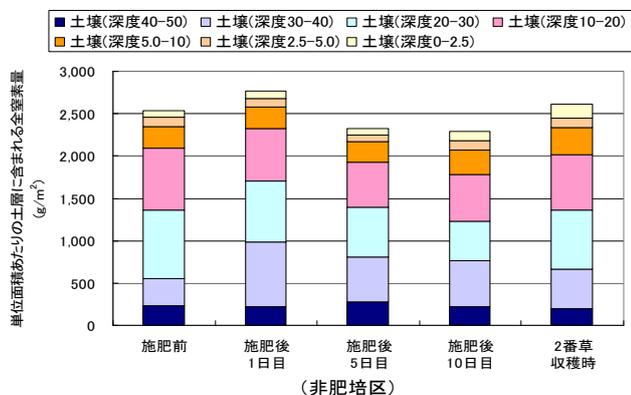
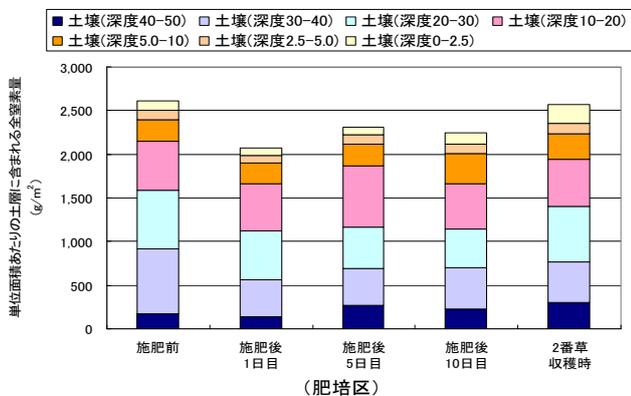


図-30 土壌中の全窒素量  
(上; ;肥培区、下; ;非肥培区)

り、約2,300~2,800g/m<sup>2</sup>の範囲にあった。

また、同じ時期の全窒素量を肥培区と非肥培区で比較して見ると、施肥後1日目のみは非肥培区の方が大きい値を示していたが、施肥前、施肥後5日目、10日目、2番草収穫時には肥培区と非肥培区の間で差が認められることはなかった（t分布検定で1%水準の有意差があるとはいえなかった）。

これらのことを整理すると、肥培灌漑によって土壌中に全窒素の蓄積が促進されることはなく、曝気スラリーも化学肥料と同様に使用しても差し支えないことが推察された。

②牧草の地上部に含まれる窒素成分量の変化

牧草の地上部に含まれていた単位乾物重あたりの全窒素量の経時変化を図-31に示す。

牧草の地上部に含まれていた全窒素量は、肥培区と非肥培区を比較しても、その含有量に差が認められることはなかった。

肥培区においては、牧草の地上部に含まれていた全窒素量は施肥前から施肥後10日目までにかけてやや増加

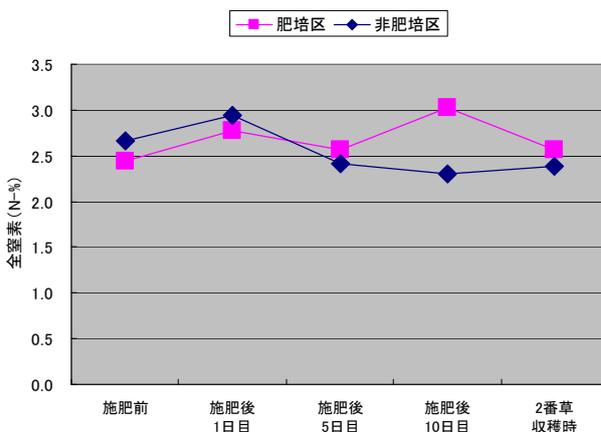


図-31 牧草の地上部に含まれていた単位乾物重あたりの全窒素

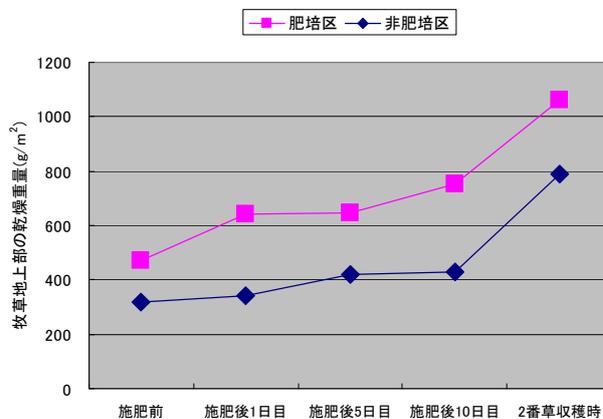


図-32 牧草の地上部の乾物重

したが、2番草収穫時になると施肥後10日目の値より減少し、施肥前の値と同程度に戻った。非肥培区では、施肥後1日目に一時的な増加があったが、施肥後5日目には減少しており、それ以降はほぼ一定であった。

また、地上部の乾物重の変化は図-32の通りである。2番草収穫時の乾物重は肥培区の方が大きいですが、施肥前からの増加割合でみると、肥培区と非肥培区との間に差がなかった。

③牧草の根に含まれる窒素成分量の変化

牧草の根に含まれていた単位乾物量あたりの全窒素量の経時変化をそれぞれ図-33に示す。

根に含まれていた全窒素量は肥培区の方が非肥培区に比べると施肥後、わずかながらでも増加が認められた。このことより、肥培区では土壌中の窒素成分のすみやかな根への吸収が推測された。非肥培区に比べて肥培区の生産環境の優位性が伺える。

一方、深度0-5cmの土層中に張っていた根の乾物重は、肥培区においては施肥前から2番草収穫時にいたるまで減少を続けた。非肥培区でも施肥後10日目まで緩やかに減少しているようにみえる。この減少の原因を的確に推測することは難しい。参考文献によると、刈り取り直後における牧草の再生過程においては初期の一時期に生長の活性が低下するとの報告がある(図34)<sup>13)</sup>。

④窒素成分の収支

「(1) 環境負荷物質収支のとりまとめ方」に示した考えに基づき、全窒素の収支を整理してみた。まずは、収支計算の基礎となる単位面積あたりの全窒素量を把握するため、図-30のような土壌に含まれる全窒素量のまとめ方に準じ、牧草の地上部および根部についても単位面積あたりの全窒素量を成分分析値と乾物重の値から求めた。これらの含有量を土壌中の全窒素量に加えて積み上げ棒グラフで表してみた。図-35は肥培区におけるその結果である。図-35を見ると、牧草の地上部や根に含まれる窒素量は土壌に含まれるそれとは比較にならないほど小さいことがわかる。また、降雨や施肥に伴う肥培区土壌への単位面積あたりの全窒素投入量は、調査期間中の合計量を計算するとそれぞれ、0.09g/m<sup>2</sup>、7.21g/m<sup>2</sup>であり(表-6、表-7)、表層0-50cmの土層に含まれている全窒素量と比較すると1%にも満たなかった。

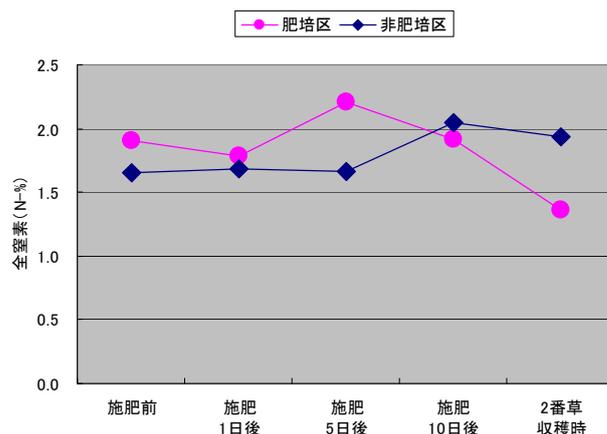


図-33 牧草の根の単位乾物重あたりの全窒素量

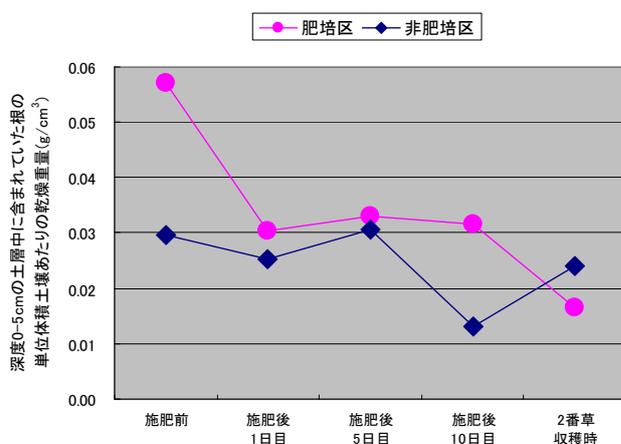


図-34 深度0-5cmの土層中に含まれていた根の乾物重

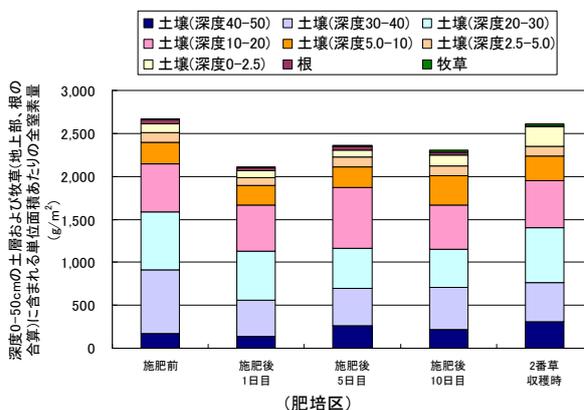


図-35 肥培区における単位面積あたりの全窒素バランス

表-6 単位面積あたりに散布した肥料中の窒素成分量

項目	単位	肥培区			非肥培区
		スラリー	化学肥料	合計	化学肥料
散布量	g/m <sup>2</sup>	1,520	27.32	—	39.32
全窒素	g/m <sup>2</sup>	4.86	2.35	7.22	5.66

表-7 単位面積あたりに降った雨水中の窒素成分量

期間	降水量 (mm)	全窒素 (g/m <sup>2</sup> )
施肥前～ 施肥後1日目まで	0.0	0.0000
施肥後1日目～ 5日目まで	57.5	0.0138
施肥後5日目～ 10日目まで	31.0	0.0074
施肥後10日目～ 2番草収穫時まで	187.5	0.0712
調査期間中の 合計量	276.0	0.0924

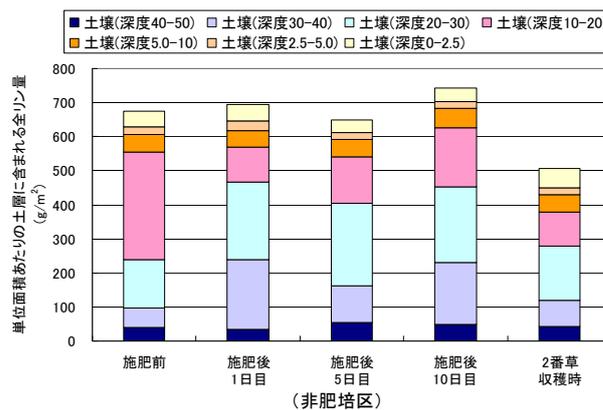
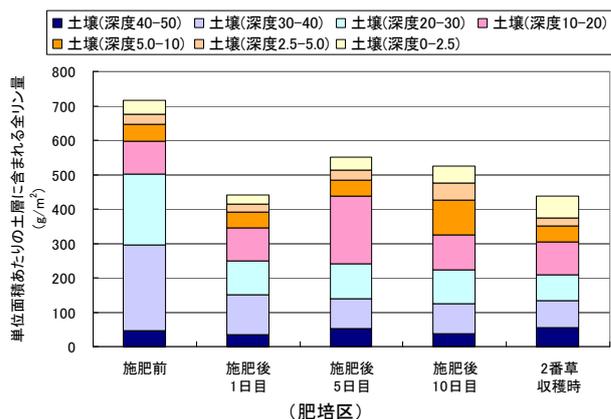


図-36 土壌中の全リン量 (上; ;肥培区、下;非肥培区)

2) リン酸の動態

①土壌に含まれるリン成分量の変化

図-36に、土壌に含まれる全リン量を肥培区、非肥培区ごとに、窒素の整理の仕方と同様に整理した。対象とする土層の厚さと1m<sup>2</sup>あたりの単位面積を掛け合わせた大きさの土塊に含まれる量として表した。

40-50cm層の全リン量は肥培区、非肥培区ともに時間経過に伴う変化がなく、低い値で維持していた。また、肥培区と非肥培区では、施肥後1、5、10日目の全リン総量に差が認められたが、この原因については不明である。

特に可給態リン酸についての特徴を見いだすことができなかった。

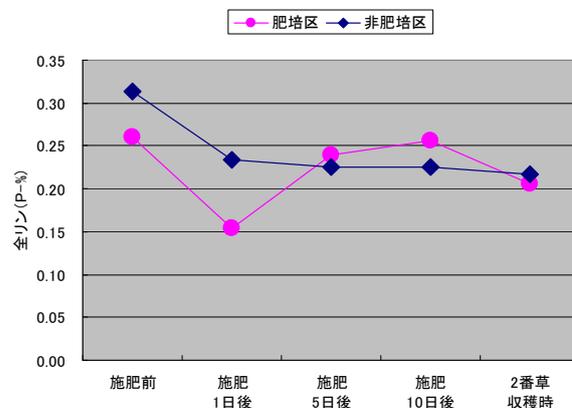


図-37 牧草の根に含まれていた全リン量

②牧草に含まれるリン成分量の変化

牧草の根に含まれていた単位乾物重あたりの全リン量の経時変化を図-37に示す。

図-37を見る限りは根に含まれる単位乾物重あたりの全リン量は肥培区、非肥培区ともに施肥前から2番草収穫時にかけて減少しており、さらに、根の乾物重が前述の通り、肥培区、非肥培区ともに施肥前から2番草収穫

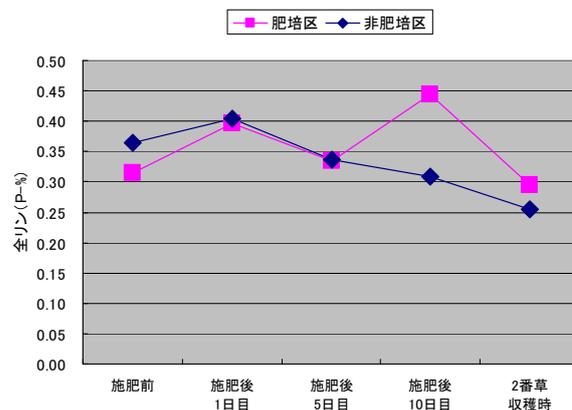


図-38 牧草の地上部に含まれていた全リン

時にかけて減少していたことを考慮すると、根のリン酸成分は、肥培区、非肥培区ともに徐々に減少していたと推測された。

一方、牧草の地上部に含まれていた単位乾物重あたりの全リン量の経時変化は図-38のとおりであった。

肥培区では単位乾物重あたり全リン量が、施肥前から施肥後10日目にかけてほぼ一定、あるいは増加傾向を示していたが、2番草収穫時に減少した。非肥培区では、施肥前から施肥後1日目の一時的な増加の後には2番草収穫時まで減少を続けた。

### ③リン成分の収支

リンについても窒素と同様に、作物に含まれる量は土壌に含まれる量に対してきわめて少なく、また、雨水や肥料に含まれる量もわずかであった(表-8、表-9)。

表-8 単位面積あたりに散布した肥料中のリン成分量

項目	単位	肥培区			非肥培区
		スラリー	化学肥料	合計	化学肥料
散布量	g/m <sup>2</sup>	1,520	27.32	—	39.32
全リン	g/m <sup>2</sup>	0.40	0.90	1.29	0.57

表-9 単位面積あたりに降った降雨中のリン成分量

期間	項目	降水量 (mm)	全リン (g/m <sup>2</sup> )
施肥前～施肥後1日目まで		0.0	0.0000
施肥後1日目～5日目まで		57.5	0.0002
施肥後5日目～10日目まで		31.0	0.0001
施肥後10日目～2番草収穫時まで		187.5	0.0006
調査期間中の合計量		276.0	0.0008

### 3) 微量元素の動態

#### ①土壌中、牧草中に含まれる各微量元素の変化

試料採取時の時間の経過とともに土壌中に含まれていた、全鉄、全マンガン、全亜鉛、全銅、ホウ素、全モリブデン、塩化物イオンを肥培区、非肥培区ごとに分けて

示す(図-39～図-45)。なお、土壌中の含有量の整理方法は前述までと同様であり、対象とする土層の厚さに単位面積 1m<sup>2</sup>を掛け合わせた大きさの土塊に含まれる量を求めて整理した。また、牧草に含まれていた微量元素量は図-46、図-47の通りである。

施肥前から2番草収穫時にかけての土壌中における各微量元素含有量の変化を肥培区と非肥培区で比較したが、特徴的な現象や肥培区と非肥培区間での差は認められなかった。肥培灌漑による微量元素の土壌や牧草への蓄積を する必要性は低いと考えられる。

また、牧草の根に含まれる7種類の微量元素を肥培区、非肥培区でそれぞれ比較してみたが、データのバラキの範 か、図-46を見る限りは有意な差は認められなかった。牧草の地上部についても肥培区と非肥培区間で差はなかった。

#### ②微量元素の収支

土壌中に含まれる各微量元素についても全窒素や全リンと同じく、試料採取時ごとのデータはばらついており、特徴的な変動を示すことはなかった。ただ、どの微量元素であっても、土壌中に含まれる量に対して肥料や雨水からの供給量が小さく(表-10、表-11)、また、牧草の吸収量も小さかった。

表-10 単位面積あたりの肥料中の微量元素成分量

項目	単位	肥培区			非肥培区
		スラリー	化学肥料	合計	化学肥料
散布量	g/m <sup>2</sup>	1,520	27.32	—	39.32
全鉄	g/m <sup>2</sup>	0.071	1.581	1.652	0.948
全マンガン	g/m <sup>2</sup>	0.016	0.087	0.102	0.035
全亜鉛	g/m <sup>2</sup>	0.005	0.076	0.081	0.032
全銅	g/m <sup>2</sup>	0.001	0.005	0.006	0.002
ホウ素	g/m <sup>2</sup>	0.001	0.005	0.006	0.002
全モリブデン	g/m <sup>2</sup>	0.000	0.004	0.004	0.002
塩化物イオン	g/m <sup>2</sup>	1.003	147.288	148.291	130.720

表-11 単位面積あたりに降った雨水に含まれていた微量元素成分量

期間	項目	降水量 (mm)	全鉄 (g/m <sup>2</sup> )	全マンガン (g/m <sup>2</sup> )	全亜鉛 (g/m <sup>2</sup> )	全銅 (g/m <sup>2</sup> )	ホウ素 (g/m <sup>2</sup> )	全モリブデン (g/m <sup>2</sup> )	塩化物 (g/m <sup>2</sup> )
施肥前～施肥後1日目まで		0.0	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
施肥後1日目～5日目まで		57.5	0.0017	0.0001	0.0005	0.0003	0.0012	0.0004	0.0058
施肥後5日目～10日目まで		31.0	0.0009	0.0001	0.0003	0.0002	0.0006	0.0002	0.0031
施肥後10日目～2番草収穫時まで		187.5	0.0039	0.0007	0.0005	0.0009	0.0038	0.0013	0.2597
調査期間中の合計量		276.0	0.0065	0.0009	0.0013	0.0015	0.0055	0.0019	0.2686

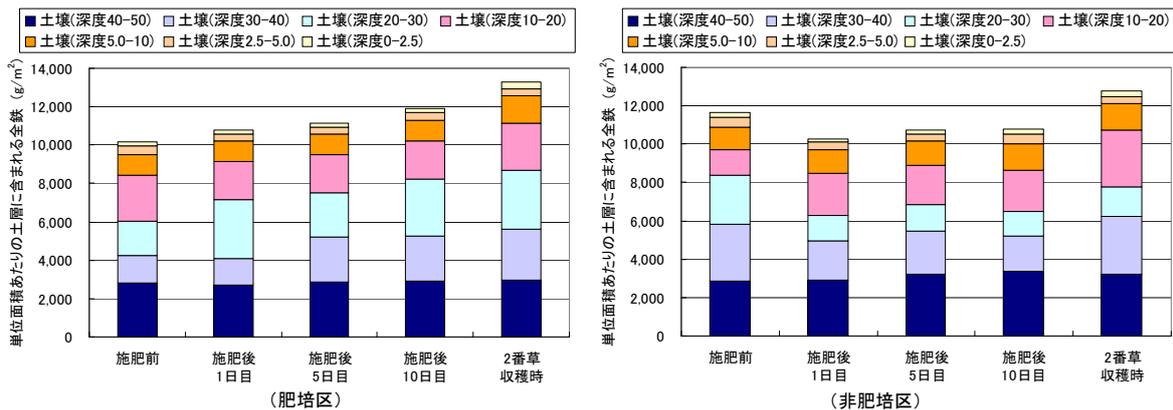


図-39 土壤中の全鉄 (左;肥培区, 右;非肥培区)

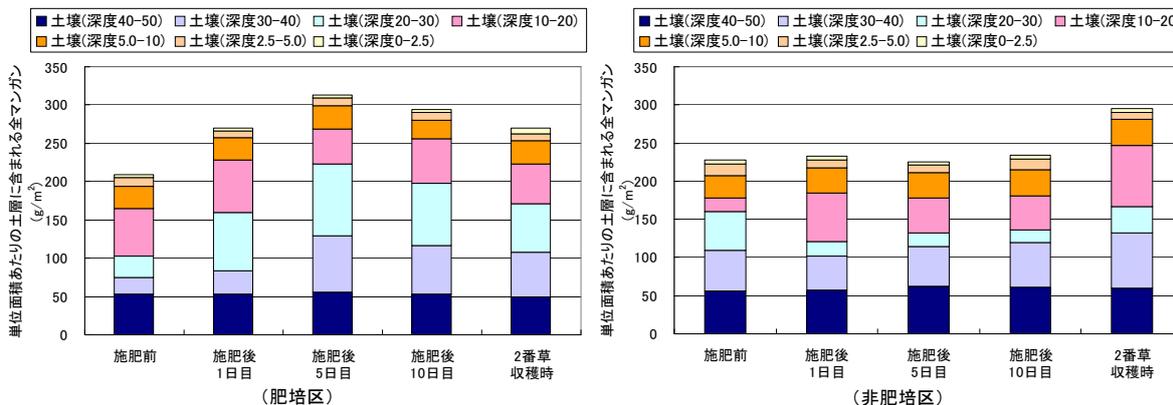


図-40 土壤中の全マンガン (左;肥培区, 右;非肥培区)

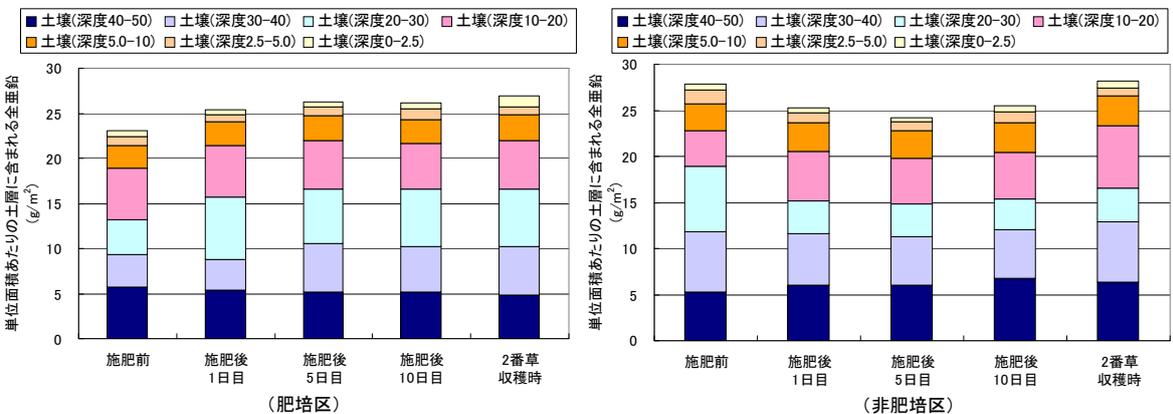


図-41 土壤中の全亜鉛 (左;肥培区, 右;非肥培区)

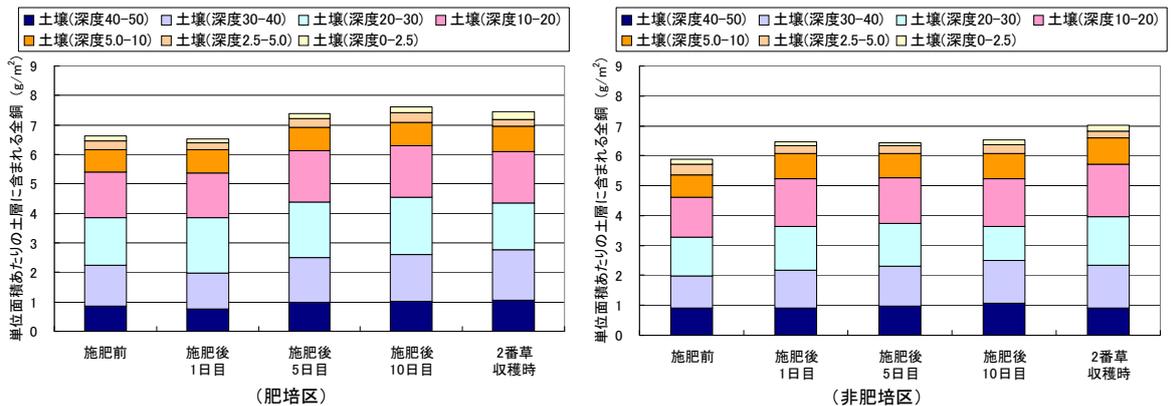


図-42 土壤中の全銅 (左;肥培区, 右;非肥培区)

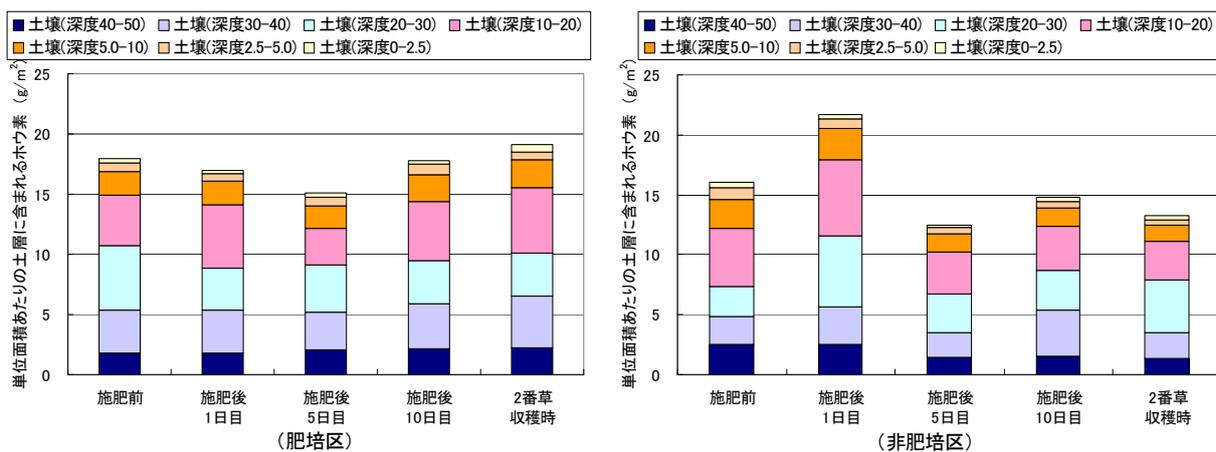


図-43 土壌中のホウ素 (左;肥培区、右;非肥培区)

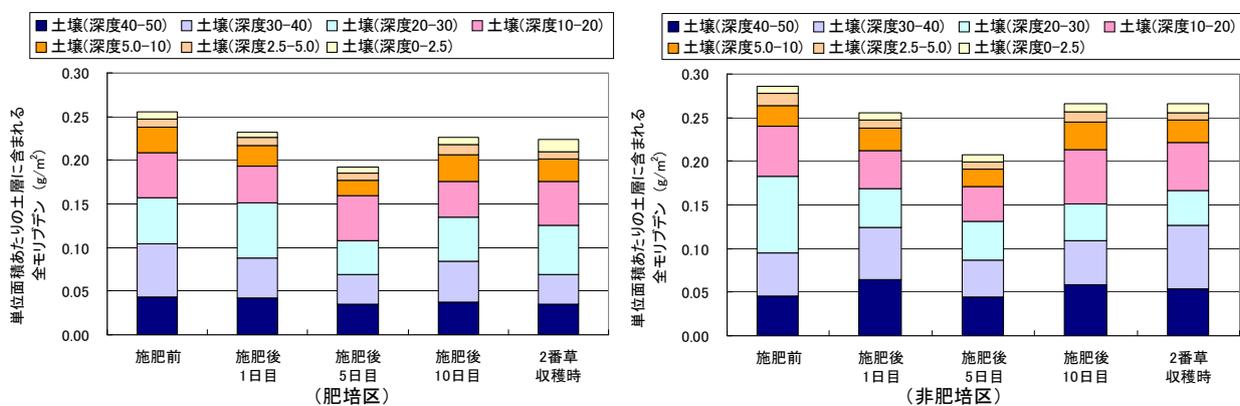


図-44 土壌中の全モリブデン (左;肥培区、右;非肥培区)

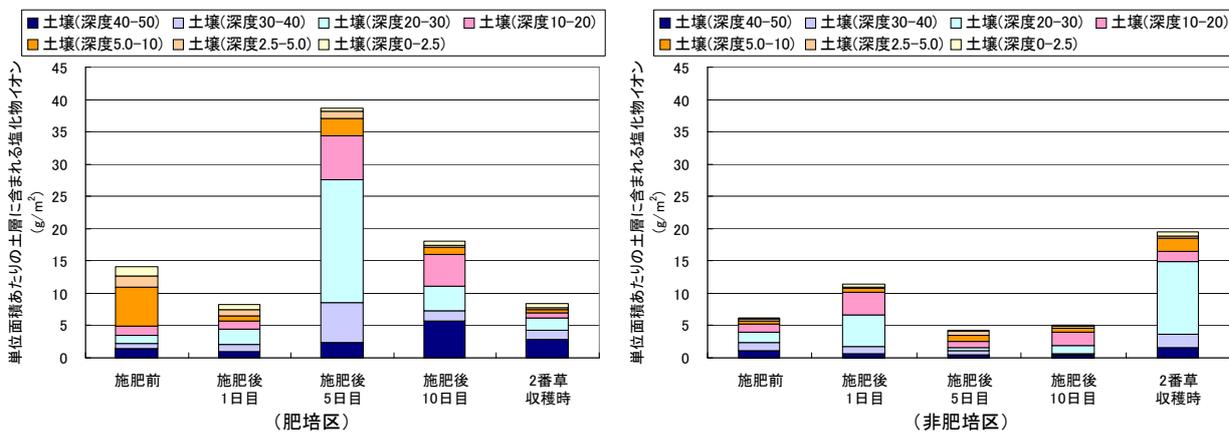


図-45 土壌中の塩化物イオン (左;肥培区、右;非肥培区)

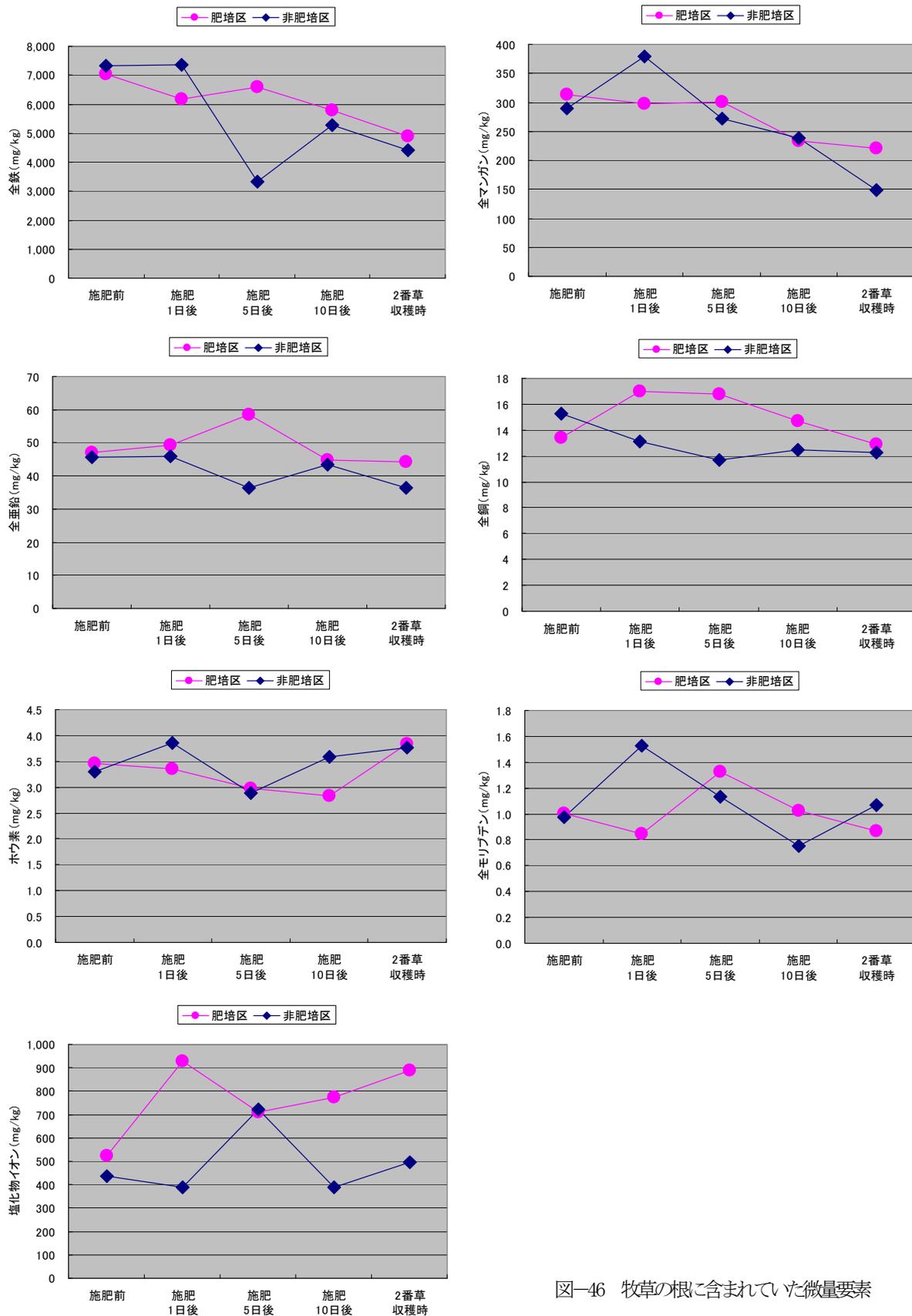


図-46 牧草の根に含まれていた微量元素

16.2 肥培灌漑による生産環境改善効果の解明

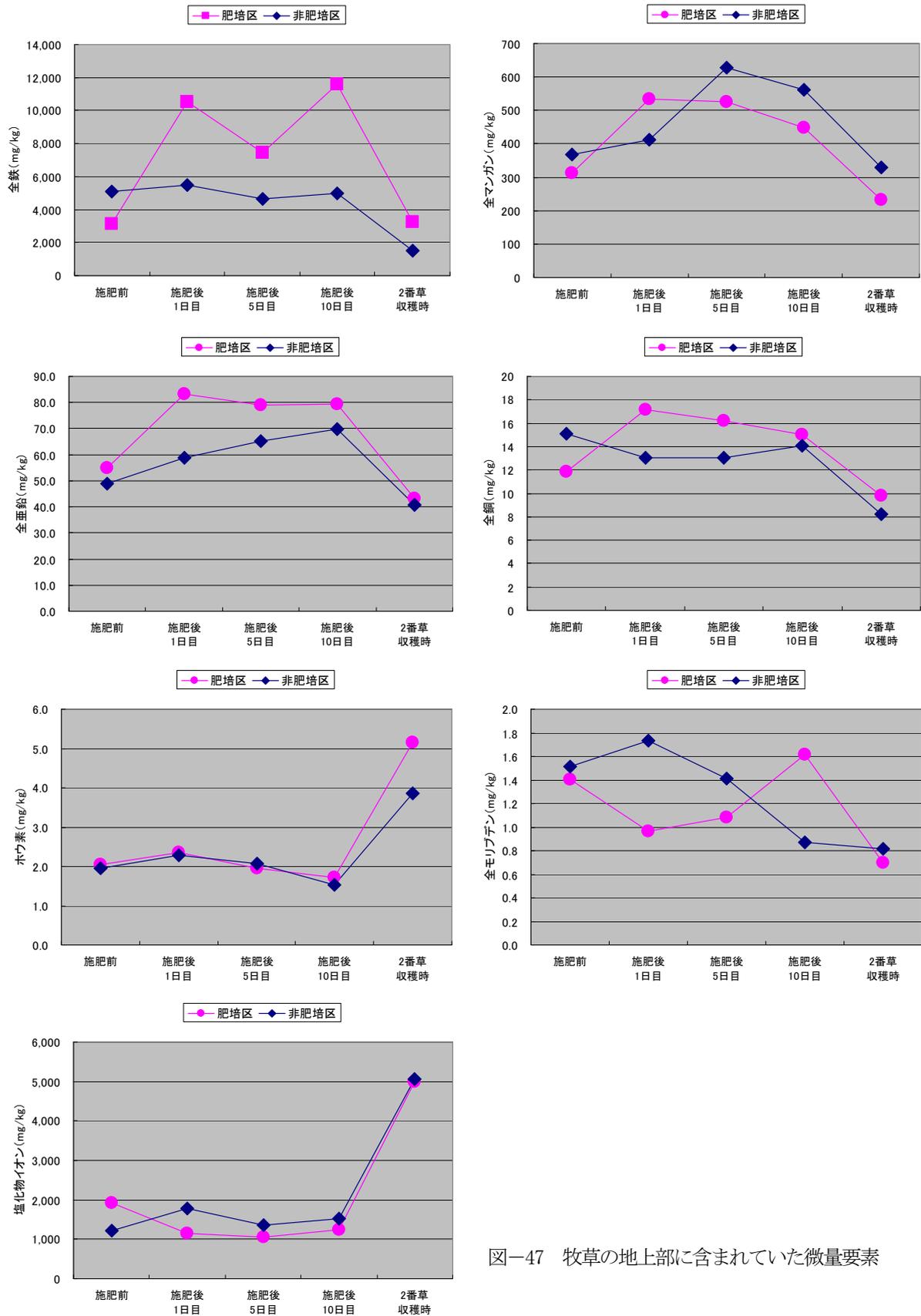


図-47 牧草の地上部に含まれていた微量元素

3. 2. 3 小活

窒素、リンなどの環境負荷物質や微量元素はどの成分においても、土壌中の含有量に対する肥料、雨水、牧草に含まれる量は小さく、土壌中の各成分動態を明できるほどの量でないことがわかった。また、肥培灌漑を従来型の化学肥料を主とした施肥方法と比べた結果、肥培灌漑によって窒素やリン酸などの環境負荷物質等の土壌や作物内への蓄積が促進することはなかった<sup>16)</sup>。

4. 個別処理システムによる環境負荷改善効果の解明

H21年度は、肥培灌漑施設導入前の従来の乳牛ふん尿処理利用システムと肥培灌漑導入後の乳牛ふん尿処理利用システムにおける地球温暖化ガス（メタン、亜酸化窒素、二酸化炭素）発生量および被害額を算出し、肥培灌漑施設導入による地球温暖化ガス削減効果を検証した。

4. 1 調査手法

肥培灌漑施設導入前後の乳牛ふん尿の各処理利用工程を表-12の左のように区分した。程ごとに各種地球温暖化ガス（表-12）の単位当たり排出量を既の文献<sup>17)~21)</sup>から整理した。

乳牛ふん尿の年間処理利用量は寒地土 研究所が別海町に保有する共同型バイオガスプラント（別海プラント）におけるH19年度実績と同様と定した（表-13）。なお、

成堆肥の量は既の研究<sup>17)</sup>より堆肥原料の1/3とした。また、乳牛ふん尿およびその処理物の有機物含量および全窒素含量はH19年度の分析結果の平均値を用いた。ただし、固形ふん尿の有機物含量および全窒素含量はH13年度分析結果の平均値で、固形ふん尿の堆肥化により生成する成堆肥の有機物含量および全窒素含量は実測できないので、下記の計算式により求めた。

①固形ふん尿からの成堆肥の有機物含量 固形ふん尿の有機物含量×分離固分からの成堆肥の有機物含量 分離固分の有機物含量、②固形ふん尿からの成堆肥の全窒素含量 固形ふん尿の全窒素含量×分離固分からの成堆肥の全窒素含量 分離固分の全窒素含量。

過年度の調査により、肥培灌漑施設設置および別海プラント導入前の受農家地先における液状ふん尿貯留槽、尿溜め液貯留槽および消化液貯留槽の形状は把握している（表-14）。この結果に基づき、地球温暖化ガスは密型では発生せず、解放型に限って発生するものとして発生量の計算を行った。

なお、有機物の分解によって発生する二酸化炭素の由来は植物が光合成により固定した大気中の二酸化炭素であり、大気中の二酸化炭素増加には寄与しないと考えられる（カーボンニュートラル）ので、地球温暖化ガスの発生量としては算入しなかった。

また、成堆肥、液状ふん尿、尿溜め液または曝気ス

表-12 地球温暖化ガスの単位当たり発生量の算出根

	メタン		亜酸化窒素		二酸化炭素	
	発生量	単位	発生量	単位	発生量	単位
堆肥発酵・堆積時	有機物1kg当たり3.3g <sup>14)</sup>		全窒素1kg当たり11.8g <sup>14)</sup>		重機での切返しによる軽油消費1L当たり2.64kg <sup>18)</sup>	
液状ふん尿・尿溜め液貯留時	有機物1kg当たり9.2g <sup>14)</sup>		全窒素1kg当たり11.8g <sup>14)</sup>		カーボンニュートラルのため0.0kgと算定	
液状ふん尿・尿溜め液の曝気時	有機物1kg当たり0.25g <sup>14)</sup>		全窒素1kg当たり0.0011g <sup>20)</sup>		カーボンニュートラルのため0.0kgと算定	
曝気スラリー貯留時	有機物1kg当たり9.2g <sup>14)</sup>		全窒素1kg当たり11.8g <sup>14)</sup>		カーボンニュートラルのため0.0kgと算定	
完成堆肥の圃場施用時	0.0g <sup>16)</sup>		全窒素1kg当たり0.94g <sup>14)</sup>		カーボンニュートラルのため0.0kgと算定	
液状ふん尿・尿溜め液の圃場施用時	0.0g <sup>16)</sup>		全窒素1kg当たり2.8g <sup>14)</sup>		カーボンニュートラルのため0.0kgと算定	
曝気スラリーの圃場施用時	0.0g <sup>16)</sup>		全窒素1kg当たり2.8g <sup>14)</sup>		カーボンニュートラルのため0.0kgと算定	
肥培灌漑施設での電力消費時	0.0g <sup>17)</sup>		1kWh当たり0.0021g <sup>17)</sup>		1kWh当たり425g <sup>17)</sup>	

備考：圃場施用機械の軽油消費に伴う二酸化炭素発生量は考慮していない。

表-13 乳牛ふん尿およびその発 生成物の年間処理利用料、有機物含量および全窒素含量

	肥培灌漑施設			従来処理方式		
	肥培灌漑施設導入後			肥培灌漑施設導入前		
	処理利用量	有機物含量	全窒素含量	処理利用量	有機物含量	全窒素含量
	(Mg)	(g kg <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )	(Mg)	(g kg <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )
堆肥原料(固形ふん尿)	—	—	—	5,124	160.5	5.0
堆肥原料(分離固分)	3,124	224.5	5.5	—	—	—
完成堆肥	937	216.0	7.7	1,537	154.4	7.0
液状ふん尿(従来方式で圃場施用)	—	—	—	7,678	54.0	3.9
尿溜め液(従来方式で圃場施用)	—	—	—	4,830	28.8	2.1
曝気スラリー(肥培灌漑施設で圃場施用)	17,970	34.5	4.0	—	—	—

表-14 各種貯留槽の型式

	肥培灌漑施設		従来処理方式
	肥培灌漑施設導入後		肥培灌漑施設導入前
	プラント	農家地先	農家地先
①液状ふん尿貯留槽	密閉型	密閉型	解放型
②尿溜め液貯留槽	なし	密閉型	密閉型
③曝気槽	密閉型	なし	
④曝気スラリー貯留槽	解放型	なし	なし

表-15 地球温暖化ガス年間発生量の試算

	①肥培灌漑施設			②従来処理方式			備考
	肥培灌漑施設導入後			肥培灌漑施設導入前			
	メタン (Mg)	亜酸化窒素 (Mg)	二酸化炭素 (Mg)	メタン (Mg)	亜酸化窒素 (Mg)	二酸化炭素 (Mg)	
堆肥発酵・堆積時	2.31	0.203	14.6	2.71	0.302	24.0	二酸化炭素はフロントローダーによる切り返し作業による
液状ふん尿・尿溜め液貯留時	0.00	0.000	0.0	3.81	0.353	0.0	
液状ふん尿・尿溜め液の曝気時	0.16	0.000	0.0	0.00	0.000	0.0	
曝気スラリーの貯留時	7.05	0.611	0.0	0.00	0.000	0.0	
完成堆肥の圃場施用時	0.00	0.007	0.0	0.00	0.010	0.0	
液状ふん尿・尿溜め液の圃場施用時	0.00	0.000	0.0	0.00	0.112	0.0	
曝気スラリーの圃場施用時	0.00	0.145	0.0	0.00	0.000	0.0	
肥培灌漑施設での電力消費時	0.00	0.003	65.5	0.00	0.000	0.0	
合計	9.52	0.969	80.1	6.52	0.777	24.0	
被害額換算値(円/kg) <sup>19)</sup>	44.16	569.2	1,714	44.16	569.2	1,714	
被害額小計(円)	420,227	551,501	137,264	287,923	442,325	41,136	
被害額合計(円)	1,108,991			771,385			

備考：カーボンニュートラルとみなされる二酸化炭素は被害に算入しない。

ラリーの圃場施用時の施用機械の軽消費に伴う二酸化炭素の発生量の算出は、各農家が施用機械の軽消費量を把握していなかったため、調査できなかった。

#### 4.2 調査結果

表-15 に肥培灌漑施設導入後の乳牛ふん尿処理利用システム（肥培灌漑施設処理）および肥培灌漑施設にらないの従来の乳牛ふん尿処理利用システム（以下、従来処理）での年間地球温暖化ガス発生量と被害額の算定結果を示す。

メタン、亜酸化窒素およびカーボンニュートラルでない二酸化炭素の年間排出量は、肥培灌漑施設処理で各々 9.52 Mg、0.969 Mg、60.1 Mg であり、従来処理で各々 6.52 Mg、0.777 Mg、24.0 Mg であった。

これらに各地球温暖化ガスの被害額換算値<sup>19)</sup>を掛け合わせるにより、メタン、亜酸化窒素およびカーボンニュートラルでない二酸化炭素の排出に伴う被害額は、肥培灌漑施設処理で各々およそ 420,000 円、552,000 円、137,000 円で合計 1,110,000 円であり、従来処理で各々およそ 288,000 円、442,000 円、41,000 円で合計 771,000 円であった。

このように、肥培灌漑施設処理で従来処理に比べて、被害額にして 44、339,000 円の増となった。これは曝気スラリー貯留中のメタンおよび亜酸化窒素の揮散量が多かったことに主に由来している。地球温暖化の防止には曝気液貯留槽の有蓋化を図るなど、曝気スラリーの貯留

中における地球温暖化ガスの揮散を防ぐことが重要と示唆している。

#### 5. まとめ

肥培灌漑による曝気スラリー散布が土壌理化学性や牧草収量に及ぼす影響について検証した結果、肥培灌漑圃場では、重粘性土や黒色火山性土といった牧草地の土壌分類の違いがあったとしてもかわらずに、土壌表層において膨軟化や、排水性、肥料の保持能力などの改善が、また、目標値以上の牧草収量の維持が認められ、肥培灌漑による作物生産性の向上効果が確認された。さらに、肥培灌漑圃場では無機態窒素の下層への集積もなく、肥培灌漑による地下水汚染は生じないものと推察された。

また、肥培灌漑土壌における環境負荷物質収支を検証した結果、窒素、リンなどの環境負荷物質や微量元素はどの成分においても、土壌中の含有量に対する肥料、雨水、牧草に含まれる量は小さく、土壌中の各成分動態を明できるほどの量でないことがわかった。また、肥培灌漑を従来型の化学肥料を主とした施肥方法と比べた結果、肥培灌漑によって窒素やリン酸などの環境負荷物質等の土壌や作物内への蓄積の促進がないことがわかった。

さらに、肥培灌漑施設導入による地球温暖化ガス削減効果を検証した結果、肥培灌漑施設処理で従来処理に比べて、被害額が増となることがわかった。地球温暖化の防止には曝気液貯留槽の有蓋化を図るなど、曝気スラリーの貯留中における対策の重要性が示唆された。

## 参考文献

- 1) 中照 : 土壌学の基礎—生成・機能・肥 度・環境—、pp. 284-289、 団法人農山 村文化 、2006.
- 2) 土壌物理研究 : 土壌の物理性と植物生育、p. 210、pp. 270-274、養 、1979.
- 3) 前 正 、 : 図解土壌の基礎 、pp. 58-73、 団法人農山 村文化 、1996.
- 4) 中照 : 土壌学の基礎—生成・機能・肥 度・環境—、pp. 222-226、 団法人農山 村文化 、2006.
- 5) 北海道農 部 : 北海道施肥ガイド(施肥標準・ 断基準・施肥対 )、p228、 団法人北海道農業改良普及 、2002.
- 6) 日本土壌肥料学 北海道支部 : 北海道農業と土壌肥料1987、pp. 396-412、 団法人北農 、1987.
- 7) 団法人畜産環境整備機構 : 家畜ふん尿処理・利用の手引き、p8、1998.
- 8) 北海道農 「土づくり」運動推進本部 : 草地の土づくり、pp. 4-6、2007.
- 9) 北海道農業試験研究推進 : 平成 11 年度研究成果 報(北海道農業)、p199、農 水産 北海道農業試験場、2000.
- 10) 酪農総合研究所 : 目で見える牧草と草地、p. 39、1999.
- 11) 農 水産 北海道農業試験所 : 北海道の牧草 培技術—基礎 —、pp. 217-226、農業技術普及 、1982.
- 12) 、大 一 、 、 本正、内海 三、新 : 畜産、pp. 30-32、 団法人農山 村文化 、1994.
- 13) 原 : 牧草の栄養と施肥、pp. 87-123、pp. 165-172、養 、1977.
- 14) 桑原淳、横濱充宏 : 曝気スラリー散布が土壌理化学性と牧草収量・品質に及ぼす影響、寒地土 研究所月報【報文】、第 668 号、2009
- 15) 桑原淳、 、 : 曝気スラリー散布が土壌理化学性に及ぼす影響、第 52 回北海道開発 技術研究発表文集、2009
- 16) 大深正 、横濱充宏、 里 二、 一 : 肥培灌漑圃場における環境負荷物質および微量要素の動態について、平成 22 年度農業農村 学 大 (発表予定)、2010
- 17) 団法人畜産技術 : 畜産における温室効果ガスの発生制 (総集 )、pp. 84-155、2002
- 18) ・ 場 ・ 本 ・ 本 ・ 小 人 ・ 高 宏 ・ : 実 消化液貯留槽からの環境負荷ガス測定例、2008 年度農業施設学 大 要旨集、pp. 7-8、2008
- 19) 農村 学研究所農村総合研究部資源循環システム研究チーム : メタン発 消化液の施用による土壌からの温室効果ガス発生量、平成 19 年度農村 学研究所研究成果 報、pp. 9-10、2007
- 20) LCA 日本フ ーラム : LCA データベース、  
p ://lca . mai.o . p/lca/ l / a l
- 21) ・ 一・東野 進 : 産業連関表による環境負荷原単位データブック、pp. 22, 34-35、2002
- 22) 宏、 著 : ライフサイクル環境影響評価手法 L ME-LCA、環境 計、環境効率のための評価手法・データベース、 団法人産業環境管理 発行、2005

## CLARIFICATION REGARDING THE IMPROVEMENT EFFECT OF ORGANIC IRRIGATION ON PRODUCTION ENVIRONMENTS

**Abstract** : This study sought to clarify improvements in the workability of slurry application using an individual animal waste disposal system as well as the resulting physical properties of soil, pasture yield/quality enhancement and other production environment improvement effects, the mass balance of environmental load substances (nitrogen, phosphoric acid, trace elements) in soil under manure irrigation, and environmental load substance reduction effects.

In 2008, a project was implemented to verify the effects of aerobically digested slurry applied by means of manure irrigation on the physical and chemical properties of soil and the pasture yield of grassland on heavy clay soil. The results revealed improvements in softening, drainage and fertilizer retention capacity for the surface soil layer of fields under manure irrigation and the maintenance of grass yields above the target value, thereby confirming the crop productivity improvement effect of manure irrigation. Additionally, no accumulation of inorganic nitrogen was found in the lower layers of fields under this type of irrigation.

In 2009, the effects of aerobically digested slurry application on the physical and chemical properties of soil and pasture yields were summarized for grassland on volcanic soil, and the results from the previous year were also referred to for comparison with grassland on heavy clay soil. It was confirmed that the physical and chemical properties of the surface soil layer were improved for both heavy clay soil and black volcanic soil. Increased cation-exchange capacity was observed regardless of the soil type. As the second task, measurement was then performed to ascertain the amounts of environmental load substances (nitrogen and phosphoric acid in this case) and trace elements contained in the grass field plow layer several years after the commencement of manure irrigation in order to clarify the behavior of individual substances. The results showed no difference in the amounts of environmental load substances and trace elements in the soil between the fertilized and non-fertilized zones. As no accumulation of these elements in pasture was observed either, the use of aerobically digested slurry in the same way as chemical fertilizer was considered applicable. As the third task, the greenhouse gas reduction effect created by introducing manure irrigation facilities was estimated by trial calculation. Life-cycle impact assessment revealed increased damage costs from treatment in manure irrigation facilities as compared to conventional treatment. This was mainly due to the high volatilization quantities of methane and nitrous oxide emitted during the storage of aerobically digested slurry, indicating the importance of covering aerated liquid tanks and implementing other measures to prevent greenhouse gas volatilization during slurry storage.

**Key words** : organic irrigation, aerobically digested slurry, physicochemical properties of soil, grass, environment