第１章　緒　　言

第１節　背景および目的

北海道東部（以下，道東）に位置する根釧地方は，夏期には海霧の影響を受けて寡照・冷涼・湿潤，冬期は寡雪・寒冷のため土壌が凍結する[21]．このように厳しい気象条件の下では，水稲や一般畑作物などの栽培は困難であると結論され，牧草が主要な作物として栽培されるようになった[21]．牧草の中でもオーチャードグラスやペレニアルライグラスなどは冬期間の厳しい気象条件のために収量の確保が不安定であり，越冬性に勝るチモシーが基幹草種として選択された[21]．このような背景のもと，当地方にはチモシーを基幹草種とする草地型酪農地帯が形成された[21]．

当地方の主要なイネ科牧草であるチモシーの施肥管理については，栄養生理的な特性に基づいた研究が行われ，乾物生産に対しての効率的な施肥量・施肥時期・施肥配分などの施肥法が体系化された[47]．また，チモシーとアカクローバやシロクローバ等のマメ科牧草を混播した草地の生産性に大きな影響を与える草種構成に関する研究に基づき，マメ科牧草の混生割合に応じて窒素（N）施肥量を増減させる施肥法が開発されている[29~31]．一方，土壌の肥沃度に対応した施肥管理という観点からは，草地土壌の特性や土壌中における肥料成分の評価法に関する研究に基づき[14,16,77~79,81,89]，牧草に対して好適な土壌診断の基準[19]が明らかにされ，地域別に設定された目標収量と良好な草種構成を安定的に維持するため，N，リン（P）およびカリウム（K）の肥沃度に基づく施肥量が明らかにされている[83]．

当地方の酪農経営では，高度経済成長の促進に伴った根釧パイロットファームや新酪農村に象徴されるように，草地面積の拡大，飼養頭数の多頭化，1 頭当たり乳量の向上を基本として，収益の拡大と生産コストの低減が図られてきた[21]．すなわち，1965 年における 1 戸当たりの乳牛飼養頭数は 9.9 頭であったのが，2004 年には 109.8 頭と 11 倍に増加し，経産牛 1 頭当たりの年間産乳量も 1965 年における全道平均値は 4,707 kg であった[2]のが，2004 年では 7,218 kg（釧路）～7,464 kg（根室）と約 1.5～1.6 倍にまで増加した．この間，単位草地面積当たりの乳牛飼養頭数は，1965 年に ha 当たり 1.3 頭であったのが徐々に増加し，1990 年以降は 1.5～1.6 頭で推移している．また，単位面積当たりの牧草生産量は 1970 年代に 30 Mg ha^{-1} を超えて以降，頭打ちとなっており，31～39 Mg ha^{-1} の範囲で推移している．このことは，この間の大幅な乳量増加が，草地で生産された牧草によるものではなく，海外から輸入された購入飼料（濃厚飼料）の多給によってもたらされたことを示唆する．

一方，環境の時代と言われる 21 世紀を迎え，環境に配慮した農業の実践が求められるなか，前述した濃厚飼料給与量の増大[48]は，酪農経営内における多量の余剰 N の発生を促し[34]，河川水質の汚濁など環境への負荷を招くことが危惧されている[43]．このような状況を受け，北海道酪農が環境汚染を避けながら，持続的に発展するためのシナリオが検討された[48]．その内容は次のとおりである．すなわち，乳牛へ給与する飼料は自給飼料を基本としたうえで，適正な乳牛飼養密度の設定により飼養規模を規制すること，また，牧草生産に要する肥料成分はふん尿処理物に含まれるものを最大限活用することが重要であり，その条件で生産される飼料の可消化養分総量（TDN）自給率を考慮すると，乳牛の乳量水準（標準乳牛の 305 日乳量 8,400kg）を下方修正する必要があると結論づけている．

これまで，草地の施肥管理は化学肥料の利用を前提として組み立てられており，ふん尿処理物の肥料的効果については，補助的な利用を想定し，減肥可能量が示されているに過ぎなかった[19]．また，その値も，家畜ふん尿の処理過程の違いにより生ずる肥料成分含有率の変動の大きさを認識しつつも[4]，平均的な成分を想定して導かれたものである．

しかし，ふん尿処理物の利用を主体とした牧草生産を行う場合，①利用するふん尿処理物によって肥料成分含有率が異なること，②肥効が緩効的に発現すること，③施用時期や施用方法によって変動することなど，肥効特性が化学肥料と異なるため，その肥効を適切に評価できなければ，必要とする牧草収量の確保や品質に悪影響を及ぼしたり[13,33]，環境汚染を引き起こす危険性がある[35]．

以上の背景に基づき，本研究では，北海道酪農が環境汚染を避けながら持続的に発展するため，その飼料生産基盤となるチモシー基幹採草地を対象に，酪農経営で発生するふん尿処理物に由来する肥料成分量を正確に評価し，その主体的な利用を前提とした条件で，目標とする牧草収量を十分達成可能とする施肥法の確立を目的とした．

第 2 節 用語の説明

本研究報告で用いたふん尿処理物の種類および草地の植生区分に関する用語について定義する.

○堆肥：主につなぎ飼い牛舎で排泄された乳牛排泄物に麦稈や乾牧草等の敷き料が混入されたもので，バーンクリーナ等に設置されたふん尿溝の副尿溝や尿切りスリットにより液状物が分離されたものが原料である．貯留場所や期間，切り返し回数などは様々に異なる．水分含有率は概ね 0.84 kg kg^{-1} より低い[24]．堆きゅう肥あるいはきゅう肥と呼ばれることもある．

○スラリー：主にフリーストール牛舎で排泄された乳牛のふんと尿の混合物を原料とし，おかくず等の敷き料が若干混入する場合もある．貯留施設の形態により，牛舎やパーラー等の洗浄水，雨水等が混入することがある．固液分離機によって処理された液状物についてもこれに含めた．水分含有率は概ね 0.87 kg kg^{-1} より高い[24]．液状きゅう肥と呼ばれることもある．

○尿液肥：主につなぎ飼い牛舎で排泄された乳牛の排泄物に麦稈や乾牧草等の敷き料が混入されたもののうち，バーンクリーナ等に設置されたふん尿溝の副尿溝や尿切りスリットにより分離された液状物が原料である．このため，乳牛が排泄した尿（牛尿）とは異なり，ふんの一部も溶け込んで含まれる．また，貯留施設の形態により，牛舎やパーラー等の洗浄水，雨水等の混入程度が大きく異なる．

○マメ科牧草混生割合（マメ科率）：チモシーとクローバの混播された草地における，マメ科牧草の生草重割合(%)を示す．北海道施肥ガイド[19]では，1 番草のマメ科率による区分に基づいて N の施肥標準量を設定している（植生区分 1：マメ科率 30%以上，チモシー率 50%以上，植生区分 2：マメ科率 15～30%，チモシー率 50%以上，植生区分 3：マメ科率 5～15%，チモシー率 50%以上，植生区分 4：マメ科率 5%未満，チモシー率 70%以上）.

第 3 節 既往の研究

1. 乳牛のふん尿排泄量および化学成分

乳牛のふん尿排泄量は体重[94]，給与飼料の種類や量，飼養形態や環境などによって異なるが[20]，平均的な搾乳牛では 1 日あたりふん 51.4 kg,尿 13.0 kg の合計 64.3 kg 程度である[74].乳牛が摂取する飼料中には肥料三要素(N, P, K）が含まれており，生体維持と牛乳生産による持ち出し分以外は概ねふん尿に移行する[59]．ふんには，飼料の未消化物の他，消化器官からの分泌物や組織片，微生物菌体などがたくさん含まれているため尿に比べて有機物含量が高い[59].また,ふんは尿に比べてカルシウム(Ca)やマグネシウム（Mg)，微量要素を多く含む[59].

三木[60]の試算によると，草地面積あたりの乳牛飼養頭数密度が 1～1.5 頭 ha^{-1} 規模の草地型酪農では,N で 100～150，P 17～26、K 75～120 kg ha^{-1} が毎年土壌に還元可能となる.これは生草 45 Mg ha^{-1}（乾物として約 9 Mg ha^{-1}）の牧草収量を得るのに必要な肥料成分量（N：150～200，P：17～26，K：183～224 kg ha^{-1} 程度）の P ではほぼ全量，N および K でもやや不足する程度の量に相当する．ふん尿処理物の肥料成分含有率は，最大値と最小値間に幅がみられ変動が大きい[95].飼料内容の違いでは，一般にかす類の利用では Ca の含有率が高く,他の成分は牧草類の利用で高まり，特に K は著しく高い[95].

ふん尿処理物中の肥料成分含有率を推定する方法について，電気伝導度（EC）との相関関係を利用した液状物中の N および K 含有率の推定法[95]や近赤外反射光分光分析法による牛ふん堆肥の全窒素（T-N)，全炭素（T-C)，粗灰分の測定[3,67]，などが検討され迅速・簡便で実用的な方法として報告されている．しかし，酪農経営で発生する様々なふん尿処理物を対象に，その肥料効果を把握し,生産現場での施肥設計に反映する目的で活用可能な,肥料成分含有率の推定法は確立されていない.

2. ふん尿処理物の施用効果

草地に対するふん尿処理物の施用効果として期待されるものには，①牧草への養分の供給，②土壌の酸性化抑制，③土壌の微生物活性の改善，④微量要素の供給，⑤土壌物理性の改善などが挙げられる.

①に関して，根釧地方の黒ボク土草地に表面施用した堆肥の肥効について，早川ら[15]や大村・赤城[80]は，施用後 3 年間持続することや連用の効果があることを，三枝・能代[85]はその N 減肥可能量が春，秋いずれの施用時期でも施用 1,2,3 年目の順に堆肥 1 Mg 当たり 1.0,0.5,0.3kg であり，混播草地においてその評価量に基づく減肥をした場合，堆肥を施用せずに標準栽培した対照区と同程度の収量と草種構成が維持できることを明らかにした．一方，草地更新時に施用し，土壌にすき込んで十分に混和した堆肥の肥料効果は，道東の黒ボク土ではその施用量に応じて 2～3 年[86]，北海道北部（以下，道北）の鉱質土では 6～8 年持続し[61]，黒ボク土における N 減肥可能量は造成後 2，3，4 年目の順に堆肥 1 Mg 当たり 1.0,0.5,0.3kg と評価できることが報告されている[86].

松中らは,根釧地方の混播採草地に対するスラリー(液

状きゅう肥）の効率的な施用時期[50]，施用量[51]，連用効果[52]およびスラリーの施用に伴う減肥可能量[53]を検討し，慣行施肥水準（N-P_2O_5-K_2O＝82-95-158 kg ha^{-1}）と同等の収量を生産するための効率的な施用法[54,55]を明らかにした．すなわち，前年秋（2番草刈取り後から10月下旬まで）あるいは早春（5 月中旬）に施用することを前提とし，スラリーの施用量が年間40～60 Mg ha^{-1}の場合には，化学肥料を併用する必要が認められず，スラリーの年間施用量がこれより少なく，20 Mg ha^{-1}程度であれば慣行施肥の半量を施肥すれば十分で，年間40～60 Mg ha^{-1}施用し，化学肥料を併用しない場合は，前年秋または早春に一度に全量を施用するより，それぞれの時期に半量ずつ（20～30 Mg ha^{-1}）分施するほうが効果的であるとしている．また，スラリーを曝気処理すると，アンモニアの揮散により肥料的価値は低下することを確認した[49]．

②について，大村・赤城[80]は，根釧地方の黒ボク土草地に対して20 Mg ha^{-1}の堆肥を9年間連用した時の土壌化学性の推移を検討し，0～5 cm 土層における T-C 含有率は堆肥無施用区に対して129%，交換性Caは281%に増大し，pH も無施用（5.2）に対し5.4 と高く維持されることを明らかにした．

③について，草地への牛ふんの施用が土壌中の微生物数や活性を高める[69]ことが報告されており，その程度は腐熟の進んだものより，切返しをあまり行わず放置した堆肥の方が高い傾向にあった[42]．しかし，草地へのふん尿処理物施用に伴う土壌微生物活性の改善が牧草生産に及ぼす影響については明らかにされていない．

④について，三枝ら[84]は亜鉛（Zn）の不足が懸念される道東の黒ボク土草地において，堆肥を40 Mg ha^{-1}連用することにより，草地土壌中のZn含有率は確実に増加し，牧草体中のZn含有率も連用3年目には増大することを明らかにした．

⑤について，Nakatsuji et al[66]は，道北の土壌物理性の劣悪な重粘土地域において，草地更新時に多量の堆肥（最大800 Mg ha^{-1}）を深層施用（60cm）し，物理性改善を図る試験を実施した．施用翌年の牧草収量は堆肥施用量の増加に伴って増加したが，物理性については土壌の粗孔隙が増大したものの，有効水分量は堆肥無施用区と差がなく，堆肥の施用により物理性が大幅に改善される結果は得られていない．

以上，ふん尿処理物の施用に伴う効果は幾つか挙げられるが，その多くは発現する効果が土地条件によって異なり，特に土壌の物理性改良を含む安定腐植としての様々な効果は，もともと土壌に含まれている腐植含有率の多少によって変化することが強調されている[99]．また，土壌条件などを問わず，目に見える形で確実にその効果を期待できるのは肥料の代替え的な効果であるが，施用時期や品質の違いなどに基づく肥効の変動は十分に評価されていない．そのため，化学肥料の代替えとして積極的にふん尿処理物の利用を推進するまでには至っていない．

3. ふん尿処理物の適正な施用量

ふん尿処理物の多量施用には，土壌や生産された作物の品質に問題が起こり，さらには飼料を給与した家畜に障害が発生するなどの様々な弊害が指摘されている[13,33,73]．松中ら[51]は，根釧地方の混播採草地において牧草収量を慣行施肥水準かそれ以上とし，マメ科牧草混生割合や牧草の無機成分からみた品質に悪影響を及ぼさないスラリーの施用量は年間 60 Mg ha^{-1}（N-P-K として246-36-252 kg ha^{-1}）程度であり，前年秋（10 月下旬）または春（5 月中旬）に全量施用するよりも両時期に半量ずつ分施する方が増収効果が高いことを明らかにしている．

近藤ら[33]は，オーチャードグラスとシロクローバの混播採草地（盛岡市，厚層多腐植質多湿黒ボク土）において，堆肥の多量施用試験を行い，混播採草地に対する堆肥の施用限界量は，堆肥を合理的に利用するという適量施用の考え方に立てば，化学肥料を併用（N-P_2O_5-K_2O＝50-25-50 kg ha^{-1}）する場合は40 Mg ha^{-1}，併用しない場合は 80 Mg ha^{-1}となり，化学肥料を併用した場合は K_2Oを施肥しないことにより，施用限界量が80 Mg ha^{-1}まで引き上げられると判断した．

一方，国内外で硝酸性窒素（NO_3-N）による地下水汚染の進行が認められ，これが畜産廃棄物やN肥料の施用などの営農活動に起因することが明らかにされている[35]．大村[75]は，ライシメータを用いた実験に基づき，草地に対する牛尿の施用量を，飼料品質を考えた場合は 40 Mg ha^{-1}（Nで200 kg ha^{-1}相当），牧草生育を維持するための施用限界量は 100 Mg ha^{-1}（N で 500 kg ha^{-1}相当）と区分した．なお，牛尿を大量に施用（200 Mg ha^{-1}）した場合には牧草生育が阻害されるとともに高濃度のNが流出したことから，浸透水中のNO_3-N濃度が環境基準（10 mg L^{-1}）を超えない施用量を許容限界量とした場合，牛尿の許容限界量は 100 Mg ha^{-1}（N で 500 kg ha^{-1}相当）と考えた．

しかし，本道のチモシーを基幹草種とする採草地を対象に，長期的な視点から牧草生産性，乳牛の健康，環境のいずれに対しても悪影響を及ぼさない，ふん尿処理物の施用上限量は明らかにされていない．

4. 環境への影響を考慮した乳牛ふん尿処理物の施用

甲田[34]は北海道立根釧農業試験場（以下，根釧農試）をモデルとして酪農経営におけるN収支の試算を行った．その結果によると，投入されたNのうち，生産物として出荷されるNは牛乳へ12％，乳牛の売却・廃棄として3％で，両者を合計してもわずか15％にすぎなかったが，系外へ環境負荷を伴って流出するNはアンモニア（NH_3）および亜酸化窒素（N_2O）ガスの揮散で19％，NO_3-Nとしての表面流去が3％，NO_3-Nの地下浸透が10％で合計32%にのぼり，その他に行方を特定できない不明分が15%あるとしている．一方，ふん尿処理物の施用に伴うNの損失を対象とした研究として，スラリーからのNH_3揮散に影響を及ぼす諸要因について検討が行われている．スラリーからのNH_3揮散量は，気温[7,91]が上昇すると増加し，降水[7,12]によって抑制される．風速[88,91]は合計揮散量との関係でみるとその影響は少ないが，NH_3揮散を促進する効果を有し，風速0.5～3.0 m s^{-1}の範囲では5日間合計の揮散量は1.29倍に増加した．一方，スラリーからのNH_3揮散はスラリー自体のpH[36,88]と深く関連し，pHが高ければ揮散率も高まった．しかし，土壌pHとの関連は少なく，スラリーに酸を添加してpHが1.0低下した場合，NH_3揮散率は15％低下した[88]．スラリーの乾物含有率とNH_3揮散の関係を検討した例によると，スラリー施用後6日間の積算損失量は，乾物含有率9 g kg^{-1}のスラリーでは施用したスラリーに含まれるNH_3の19％であったのに対し，乾物率156 g kg^{-1}のスラリーでは100％と高く，特に施用後6時間までの積算損失量は乾物含有率と直線的な関係にあった[90]．スラリー施用量[93]を20, 40, 60, 80, 100, 120 Mg ha^{-1}とした時の施用後6日間におけるNH_3揮散率は60, 56, 49, 40, 44, 44%であり，その関係は6日間の合計揮散量の57～77％が発生した施用後24時間において最も顕著であった．

草地に施用したNに由来するNO_3-Nの溶脱については，N施用量が100 kg ha^{-1}を下回る条件では5 kg ha^{-1}に満たない程度で少ないが，N施肥量が200 kg ha^{-1}を超えると著しく増加する[32,97]ことが明らかにされている．ペレニアルライグラス草地においてライシメータ[6]や重窒素[5]を用いて行われたN用量試験の結果では，N施用量を250, 500, 900 kg ha^{-1}とした時のN溶脱率は2.6～30.1, 8.2～56.9, 18.9～71.0％と，施肥N量の増加に伴って高まる傾向を示した．

Matsunaka et al[58]は，バイオガスプラントで生産された乳牛ふん尿の嫌気発酵消化液について，チモシー草地に対する施用時期（秋：10月下旬，早春：4月下旬）と施用量（適量：NH_4-Nとして年平均107 kg ha^{-1}，多量：同213 kg ha^{-1}）に関する処理を設けたライシメータ試験を行い，牧草生産への寄与が高く，環境へのN負荷（NH_3揮散，NO_3-N溶脱，N_2O発生）を最少とする方法を検討した．その結果，N負荷に占めるN_2Oの割合はわずかであり，N負荷の50%以上を占めたNH_3揮散は，施用時期や施用量の制御による低減は難しいことが示唆された．また，NH_3揮散に次ぐ負荷量を示したNO_3-N溶脱は，消化液を秋施用した場合と比べ，早春に施用することで低減可能なことから，高い牧草生産量と環境負荷の低減を両立するための当面の対策として，適量を早春に重点的に利用することが効果的であることを明らかにした．

一方，英国では，ふん尿処理物の施用に伴うN肥効を評価するためのソフトウエア（MANNER Ver3.0）が開発されている[8]．N評価に必要な情報は，ふん尿処理物のデータとして①ふん尿の種類（17種類），②施用量，③分析値（予め組み込まれている標準値あるいは独自の分析値のいずれかを選択可能），圃場データとして④表土の土性（16種），⑤下層土の土性，⑥ふん尿処理物の施用月日，⑦圃場排水終了日の7項目であり，これらが入力されれば，施用後の降水量と作物の利用可能なN量が自動的に計算され，提示される仕組みになっている．本ソフトウエアは，ふん尿処理物に由来するNの無機化と施用後のNH3揮散の評価を基本とするもので，内容は一見簡単であるが，すべての土壌，気象，ふん尿施用条件に対応してNの挙動（作物利用可能N，NH_3揮散，NO_3溶脱）を量的に明示することが可能である[17]．

本ソフトウエアの利用は，環境汚染を避けながら持続的な酪農の発展を推進していくうえで，大きく貢献するものと考えられるが，英国と北海道では，土壌や気象，草地の利用条件等が異なるため，本ソフトウエアを直接利用することは困難である．また，北海道で利用可能な同様のソフトウエア開発に必要となる基礎的な知見の集積は十分ではない．

このように，ふん尿処理物の施用に伴う肥料的効果の存在については，多くの報告がなされてきたものの，作業性が良好で安定した肥効が期待できる化学肥料を安価に入手可能な環境下において，ふん尿処理物の利用を主体とした草地の施肥管理は推進されてこなかった．一方，国内外でNO_3-Nによる地下水汚染の進行[35]，N_2OやNH_3の発生と畜産廃棄物やN肥料の施用など営農活動との関係が指摘されるなか，酪農においても経営内におけるN循環を考慮し，環境汚染を避けながら営農活動を行うことが求められつつある．この場合，購入肥料として外部か

ら持ち込むＮ量を増やすのは適切ではなく，経営内で発生するふん尿処理物の利用を推進すべきである．しかし，個々の経営によって性状が異なるふん尿処理物中の肥料成分含有率を簡易に把握する方法，施用時期や品質の違いに起因する肥効の変動は十分に評価されていない．

以上のことから，酪農経営で発生するふん尿処理物に由来する肥料成分量を正確に評価し，その主体的な利用を前提とした条件で，目標とする牧草収量を十分達成可能とする施肥法を検討する必要がある．

第 2 章　供試草地および試験方法

第 1 節　供試草地と収穫時の刈取り高さ

本研究の大部分は，根釧地方の主要な黒ボク土の一つである普通黒ボク土（農耕地土壌分類第 3 次改訂版[72]）に立地する，根釧農試（北海道標津郡中標津町）の試験圃場に造成された草地において実施した。供試土壌の理化学性は各章の実験方法の項で述べる．供試草地はチモシーを基幹草種とする維持管理段階の採草地で，目的に応じてチモシー単播草地およびマメ科牧草との混播草地とした．マメ科牧草はシロクローバを供試した．収穫時の刈取り高さは根ぎわから約 5 cm である．

第 2 節　試験方法

1 区面積 6.25 ㎡（2.5m×2.5m），1～4 反復で試験を行った．刈取りは年 2 回とし，いずれの番草もチモシーの出穂始めから出穂期に収穫した．牧草の生草収量は野外で 3.3 ㎡当たりの生草重量を測定して求めた．刈取った牧草の一部を持ち帰り，草種ごとに選別し，生草重量割合から草種別の生草収量を求めた．選別後の試料を 70℃で 24 時間乾燥し，得られた乾物含有率を用いて草種別に乾物収量を算出した．乾燥した試料は粉砕して分析に供試した．

試験に供試した化学肥料は特に記述しない限り，N には硫酸アンモニウム，P には過リン酸石灰，K には硫酸カリウム，Mg には硫酸マグネシウムを用いた．施肥量および施肥方法については各章の実験方法の項で述べる．施肥時期は，チモシー草地に対して効率的とされる[47]5 月上旬（早春）と 1 番草刈取り後 10 日目前後とした．施肥配分については年間施肥量の 2/3 を早春，残り 1/3 を 1 番草刈取り後に分施した．

本研究ではふん尿処理物として酪農経営で産出される堆肥，スラリーおよび尿液肥を供試した．各々の試験において供試したふん尿処理物の種類，化学成分，施用量および施用方法については各章の実験方法の項で述べる．土壌の採取は早春と 2 番草刈取り後を標準とした．採土深は牧草根の分布範囲や ^{32}P りん酸液を用いた活力分布の調査結果[76]を考慮して 0～5 cm を標準とした．

第 3 節　牧草，土壌およびふん尿処理物の分析方法

1. 牧草分析法

牧草の T-N は水野・南の方法[63]によって分解した後，ガス拡散／フローインジェクション分析法[65]で定量した．また，P はバナドモリブデン酸法[11,25]，K，Ca および Mg は原子吸光法[11,25]で分析した．

2. 土壌分析法

pH（H_2O）はガラス電極法[10,11]，T-C および腐植はチューリン法[9,11]で風乾細土を用いて分析した．可給態 P はブレイ No.2 法[9,11,25]によった．抽出条件は土液比 1:20[25]とした．交換性陽イオンは 1 mol L^{-1} 酢酸アンモニウム溶液（pH7.0）により土液比 1：10 で抽出後，K，Ca および Mg を原子吸光法[9,11]で分析した．

3. ふん尿処理物

ふん尿処理物の乾物含有率は，試料を 105 ℃で 24 時間乾燥した後の重量を測定して求めた．EC（25 ℃補正値）および pH（H_2O）は，ふん尿の種類によって試料現物と脱塩水の混合比を変え，ガラス電極法[9,11]により測定した．詳細は各章の実験方法の項で述べる．ふん尿の T-N，P，K，Ca および Mg 含有率は牧草と同様の方法を用いて分析した．アンモニウム態窒素（NH_4-N）および NO_3-N は，試料現物の 100 g L^{-1} 塩化カリウム溶液による抽出液（抽出重量比 1：10）を各々ガス拡散／フローインジェクション分析法[65]および銅・カドミウム還元－ナフチルエチレンジアミン吸光光度法[10]により分析した．T-N 含有率から NH_4-N および NO_3-N 含有率の合量（無機態 N）を差し引いた値を有機態 N 含有率とした．

第 3 章　ふん尿処理物中における肥料成分含有率の簡易推定法

北海道では，これまで草地へふん尿処理物を施用する場合，堆肥，スラリーおよび尿液肥の種類別に N，P および K の減肥可能量を示し，施肥対応を進めてきた[19]．しかし，ふん尿処理物の利用を主体とした作物生産を行う場合，実際に施用したふん尿処理物の肥料成分含有率と想定した値との差が大きければ収量や品質に影響を及ぼし，過剰に肥料成分が施用された場合には環境汚染を引き起こす原因になり得る．堆肥中の肥料成分含有率を迅速に推定する方法として，近赤外反射光分光分析法[3,67]，比色計システムによる方法[26,98]などが検討されているが，現場で活用するためには，分析機器の整備や分析コストなどに問題が残されている．そこで，JA や農業改良普及センターなどの技術指導員が農業生産現場において活用できる，簡易・迅速な推定法を検討した．

第 1 節　電気伝導度と乾物含有率による推定法

実験方法

北海道内の主要な酪農地帯（根釧，天北，十勝，網走）において乳牛のふん尿処理物を採取した．これらを，乳牛の飼養方式やふん尿処理方式などの違いに基づき，道立農畜試が編集した手引き書[24]に従い，堆肥（採取試料数 128，採取地域：天北 105，根釧 23），スラリー（同 183，同：根釧 171，十勝 12），尿液肥（同 129，同：根釧 91，十勝 12，網走 19）に分類した．分析用試料は，堆肥では堆積物の表面より約 30 cm までの部位を取り除き，内側から採取した．スラリーおよび尿液肥は貯留槽の中を良く撹拌し，均一化したものを採取した．EC（25 ℃補正値，単位：S m^{-1}）は，堆肥では採取試料と脱塩水を重量比 1:5 で混合し，振とう器で 30 分間振とうした後の懸濁液を，スラリーでは同じく重量比 1:1 で混合し，ガラス棒で十分撹拌した後の懸濁液を，尿液肥では採取試料をそのまま測定した．乾物含有率（DM，単位：kg kg^{-1}）は，採取試料を 105 ℃で 24 時間乾燥した後の重量とした．

なお，本節では，ふん尿処理物中の肥料成分含有率は現物中の値で示し，農業生産現場における施肥対応を考して酸化物表記とした．

実験結果および考察

1) 供試試料中の肥料成分含有率

供試したふん尿処理物中の定量法による肥料成分含有率は，その種類に関わらずいずれの肥料成分でも大きく変動し，その変動係数は 32～117%の範囲にあった（表 3-1-1）．

このことから，草地におけるふん尿処理物の利用促進と適正な施肥対応を両立するため，個別の経営から産出される各々のふん尿処理物について肥料成分含有率を把握することの必要性が改めて確認された．

表 3-1-1　供試したふん尿処理物中の肥料成分含有率[a]

種類別		乾物	T-N	P_2O_5	K_2O	CaO	MgO	NH_4-N
		(kg kg^{-1})	(g kg^{-1})					
堆肥	平 均 値	0.27	5.7	3.9	5.1	4.7	2.2	0.3
(n=128)	標準誤差	0.11	2.3	1.7	3.0	3.7	1.3	0.4
	変動係数[b]	41	41	44	58	78	57	117
スラリー	平 均 値	0.08	3.6	1.6	3.8	1.8	0.7	1.7
(n=183)	標準誤差	0.03	1.3	0.7	1.2	1.0	0.3	0.7
	変動係数[b]	40	36	43	32	53	43	40
尿液肥	平 均 値	0.02	3.7	0.3	6.2	0.3	0.3	2.1
(n=129)[c]	標準誤差	0.02	2.2	0.3	3.5	0.2	0.3	1.1
	変動係数[b]	76	61	96	57	86	109	55

[a] ふん尿処理物新鮮物中の含有率．
[b] 単位：%．
[c] P_2O_5，CaO，MgO 含有率を測定した試料数は 70，NH_4-N 含有率を測定した試料数は 37．

2)EC と DM による肥料成分含有率の推定式の作成

酪農経営において産出されるふん尿処理物のうち，スラリーでは，EC と T-N および K_2O 含有率の相関が高いこと[95]，また pH，EC および DM から T-N 含有率を推定できることが報告されている[18]．そこで，供試試料の T-N，P_2O_5，K_2O および NH_4-N 含有率について，定量法による分析値を目的変数，EC 単独または EC と DM の双方を説明変数として回帰分析を行った．

堆肥の NH_4-N および K_2O 含有率では，EC と DM を説明変数とする重回帰式から求めた推定値と定量法による分析値との決定係数（0.562 および 0.687）は，EC を説明変数とする単回帰式から求めた推定値と定量法による分析値との決定係数（0.562 および 0.610）と大きな差は認められなかった（図 3-1-1）．一方，堆肥の T-N および P_2O_5 含有率では，EC と DM を説明変数とする重回帰式から求めた推定値と定量法による分析値との決定係数（0.510 および 0.433）は，EC を説明変数とする単回帰式から求めた推定値と定量法による分析値との決定係数（0.187 および 0.113）よりも高い値を示した（図 3-1-1）．このため，堆肥中の肥料成分含有率を推定する簡易法として，T-N および P_2O_5 含有率は EC および DM，NH_4-N および K_2O 含有率は EC を測定することとした（表 3-1-2）．

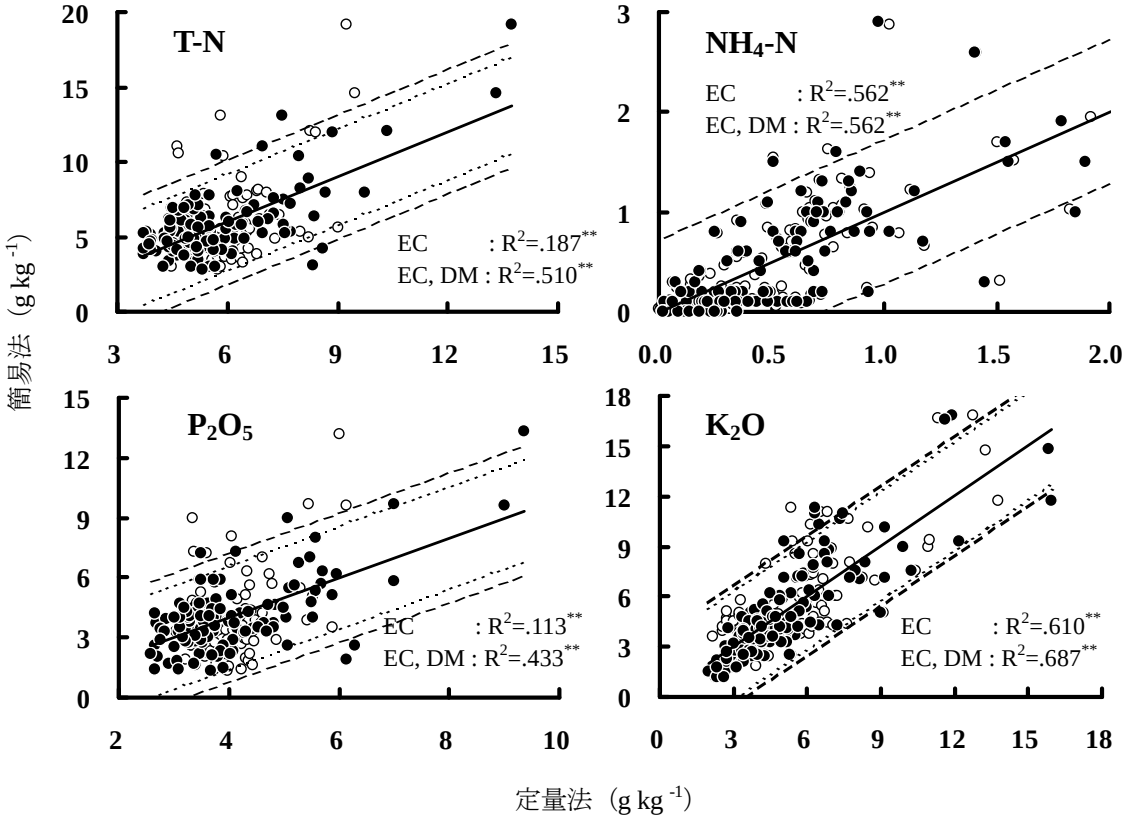

図 3-1-1　定量法による堆肥中肥料成分含有率と簡易法の比較

○：EC を変数とした回帰式による推定値，●：EC と DM を変数とした回帰式による推定値．
図中の長破線は EC，短破線は EC と DM を変数とした回帰式による 95%予測信頼区間．
** 危険率 1%水準で有意．

スラリーの T-N，NH_4-N および K_2O 含有率では，EC と DM を説明変数とする重回帰式から求めた推定値と定量法による分析値との決定係数（0.882，0.827 および 0.698）は，EC を説明変数とする単回帰式から求めた推定値と定量法による分析値との決定係数（0.792，0.800 および 0.684）と大きな差は認められなかった（図 3-1-2）．一方，スラリーの P_2O_5 含有率では，EC と DM を説明変数とする重回帰式から求めた推定値と定量法による分析値との決定係数（0.518）は，EC を説明変数とする単回帰式から求めた推定値と定量法による分析値との決定係数（0.376）よりも高い値を示した（図 3-1-2）．このため，スラリー中の肥料成分含有率を推定する簡易法として T-N，NH_4-N および K_2O 含有率は EC，P_2O_5 含有率は EC および DM を測定することとした（表 3-1-2）．

尿液肥の T-N，NH_4-N および K_2O 含有率では，EC を説明変数とする単回帰式から求めた推定値と定量法による分

析値との決定係数が 0.909，0.858，0.914 と極めて高かった（図 3-1-3）．一方，尿液肥の P_2O_5 含有率では，DM を説明変数とする重回帰式から求めた推定値と定量法による分析値との決定係数（0.670）は，EC を説明変数とする単回帰式から求めた推定値と定量法による分析値との決定係数（0.167）よりも高い値を示した（図 3-1-3）．このため，尿液肥中の肥料成分含有率を推定する簡易法として T-N，NH_4-N および K_2O 含有率は EC，P_2O_5 含有率は DM を測定することとした（表 3-1-2）．

表 3-1-2　電気伝導度[a]および乾物含量[b]を変数としたふん尿処理物中の肥料成分含有率推定式

種類別	項目[c]	推定式	(R^2)	(n)
堆肥	T-N	4.592 EC + 12.42 DM + 1.249	0.510** [d]	128
	P_2O_5	2.383 EC + 9.191 DM + 9.185	0.433**	128
	K_2O	14.37 EC + 1.629	0.610**	128
	NH_4-N	2.551 EC − 0.1537	0.562**	128
スラリー	T-N	4.448 EC − 0.4383	0.792**	183
	P_2O_5	0.6836 EC + 11.93 DM + 0.0938	0.518**	183
	K_2O	3.867 EC + 0.2675	0.684**	183
	NH_4-N	0.8770 EC^2 + 0.9135 EC + 0.0800	0.800**	183
尿液肥	T-N	1.484 EC − 0.3657	0.909**	129
	P_2O_5	355.0 DM^2 − 2.471 DM +0.1378	0.670**	70
	K_2O	2.351 EC − 0.2676	0.914**	129
	NH_4-N	0.8636 EC − 0.0308	0.858**	37

[a] EC（S m^{-1}）.
[b] DM（kg kg^{-1}）.
[c] 肥料成分含量は現物中（g kg^{-1}）.
[d] ** 危険率 1%水準で有意.

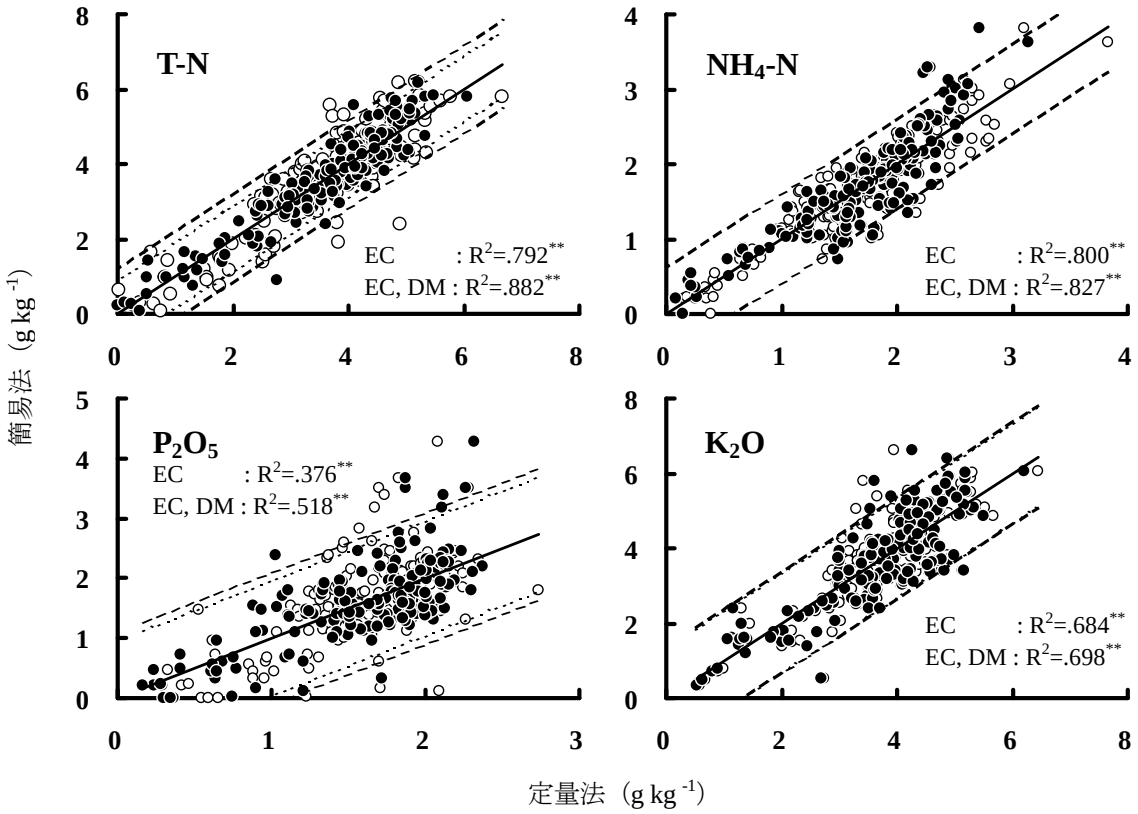

図 3-1-2　定量法によるスラリー中肥料成分含有率と簡易法の比較
凡例は図 3-1-1 を参照.

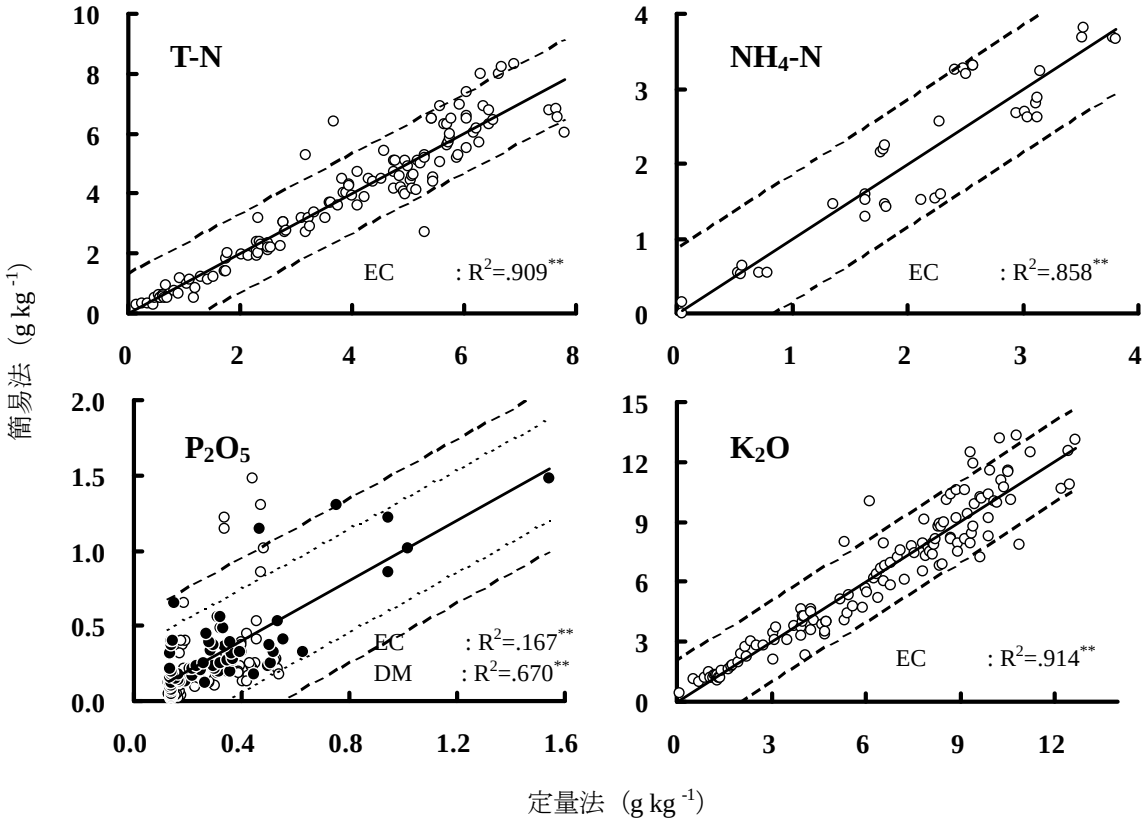

図 3-1-3　定量法による尿液肥中肥料成分含有率と簡易法の比較
凡例は図 3-1-1 を参照.

3)EC と DM による肥料成分含有率の推定式の検証

簡易法による推定精度を検討するため，平均二乗平方根誤差（Root Mean Square Error：RMSE）を求めた（表 3-1-3）. RMSE 値をふん尿処理物の種類別に比較すると，堆肥ではほとんどの成分について，スラリーおよび尿液肥よりも高い値を示し，推定誤差が大きかった.

本推定法は，乳牛の排泄するふん尿中における各肥料成分の比率がほぼ一定で [1]，その多少と EC あるいは DM との相関が高いことを利用している．スラリーや尿液肥は牛舎で排泄されたふん尿が貯留槽に連続的に投入されるため,雨水などによる希釈作用を受けることはあるが,強制的なばっ気処理等を加えない限り，各成分の相対的な比率が変化することは考えにくい．これに対し，堆肥では給与飼料は牧草サイレージを主体とする場合が多くほぼ同一であるが,水分調整に用いる副資材の種類や量,堆積場所の構造や堆積期間および切返し頻度などが様々に異なるため，含まれる各肥料成分の比率に変化が生じたことが推察される．このことが堆肥の推定精度がスラリーや尿液肥に比べやや劣った要因であろう.

しかし，現場で用いられるふん尿処理物中の肥料成分含有率は，いずれも大きな変動があるため（表 3-1-1），本簡易法を用いることは，ふん尿処理物中の肥料成分含有率を把握し，適正な肥培管理を推進するうえで十分に活用できると考えられる.

表 3-1-3　定量法と簡易法の平均二乗平方根誤差 [a]

種類別	T-N	P_2O_5	K_2O	NH_4-N
	(g kg^{-1})			
堆肥	1.64	1.31	1.64	0.37
スラリー	0.60	0.48	0.69	0.30
尿液肥	0.67	0.17	1.04	0.41

[a] N を試料数，Ye を簡易法，Yo を定量法による値としたとき，$RMSE = [\Sigma(Ye-Yo)^2/N]^{0.5}$.

一方，本報告において供試した堆肥のほとんどは屋外に堆積されたものであった．浅井ら [4]は牛ふん堆肥の堆積場所と肥料成分含有率の違いについて検討し，屋外に堆積した堆肥中の K_2O 含有率は屋内に堆積した場合よりも著しく低いことを報告している．このため，今後，家畜排せつ物法の適用により屋根付き堆肥舎等の導入が進んだ場合，そこで生産される堆肥については T-N，P_2O_5

および NH_4-N と K_2O 含有率の相対的な比率が本報告と大きく異なることが想定される．また，スラリーや尿液肥などの液状物についても，貯留施設の形態によっては降水や積雪などの影響を強く受けたり，過度の曝気処理などにより特定の成分が失われている場合は定量法により肥料成分含有率を把握するか，新たな推定式を作成することが必要となる．

第 2 節　簡易型反射式光度計による NH_4-N 含有率の測定法

実験方法

実験 1. 堆肥中 NH_4-N 測定を目的とした前処理法の検討

(1) 抽出液の種類

根釧地方および北海道北部の天北地方において採取した 128 点の堆肥（根釧 23，天北 105）を供試し，抽出液の種類（脱塩水，100 g L^{-1} 塩化カリウム）について検討した．堆肥（現物）と抽出液の比率は 1：5，振とうは振とう機を用いて 30 分間実施し，懸濁液の NH_4-N をそのまま測定した．

(2) 振とう方法

根釧地方で採取した 23 点の堆肥を供試し，抽出時の振とう方法（振とう機で 30 分，手で激しく 30 秒）と NH_4-N の抽出率の関係について検討した．抽出液は脱塩水を用い，堆肥（現物）と抽出液の比率は 1：5 とし，懸濁液の NH_4-N をそのまま測定した．

(3) 堆肥の前処理法

根釧，天北および北海道東部の十勝地方において採取した 169 点の堆肥（根釧 23，天北 105，十勝 41）を供試し，前処理の条件を堆肥新鮮物（現物）（抽出比率 1：5）と風乾粉砕物（抽出比率 1：10）に変えた時の NH_4-N 含有率を測定した．抽出液は 100 g L^{-1} 塩化カリウムとし，振とう機を用いて 30 分間振とうした後の懸濁液中 NH_4-N をそのまま測定した．

実験 2. 簡易型反射式光度計による堆肥中 NH_4-N 測定法の検討

(1) 抽出液の希釈法

天北地方で採取した 105 点の堆肥を供試し，簡易型反射式光度計（商品名：RQ flex，Merck 社製）を用いた測定時における抽出液の希釈方法（原液，10 倍希釈）について検討した．堆肥（現物）と抽出液（100 g L^{-1} 塩化カリウム）の比率は 1：5，振とうは振とう機を用いて 30 分間実施し，5A の濾紙を用いて速やかに濾過した濾液を測定に供した．

(2) 高濃度用試験紙による測定

十勝地方で採取した 41 点の堆肥を供試し，堆肥（現物）と抽出液（100 g L^{-1} 塩化カリウム）を 1：10 の比率で振とう機により 30 分間振とうした後の濾液について高濃度用試験紙（測定範囲：20～180 mgNH_4 L^{-1}）を用いて NH_4-N を測定した．標準液を用いて分析精度を確認した結果，高濃度用試験紙を用いる場合，NH_4 濃度が 60 mg L^{-1} を超えると，測定値が実際の濃度よりも低く表示される傾向を認めたため，簡易型反射式光度計による表示値が 60 を超えた場合は，濾液の希釈倍率を上げて測定した．

(3) 低濃度用試験紙による測定

36 点の堆肥（根釧 23，天北 13）を供試し，堆肥（現物）と抽出液（100 g L^{-1} 塩化カリウム）を 1：5 の比率で振とう機により 30 分間振とうした後の濾液を 10 倍に希釈して低濃度用試験紙（測定範囲：0.2～7.0 mg NH_4 L^{-1}）を用いて NH_4-N を測定した．簡易型反射式光度計による読値が Hi を表示した場合（低濃度用試験紙の濃度範囲以上という表示），濾液の希釈倍率を上げ，逆に Lo を表示した場合（低濃度用試験紙の濃度範囲以下という表示），濾液の希釈倍率を下げて再測定した．

実験 3. 簡易型反射式光度計によるスラリー中 NH_4-N 含有率の測定法

86 点のスラリー（根釧 64，十勝 22）を供試し，スラリー（現物）と抽出液（100 g L^{-1} 塩化カリウム）を 1：10 の比率で 30 分間振とうした後，5B の濾紙による濾液を 5 倍希釈して簡易型反射式光度計で NH_4-N 濃度を測定した．NH_4-N 測定用の試験紙は基本的に高濃度用試験紙（測定範囲：20～180 mg NH_4 L^{-1}）を用い，非常に濃度の低い試料を分析する際は低濃度用試験紙（測定範囲：0.2～7.0 mg NH_4 L^{-1}）を用いた．測定結果が試験紙の範囲を超えた場合は，適宜希釈倍率を変えて再分析した．

実験結果

実験 1. 堆肥中 NH_4-N 測定を目的とした前処理法の検討

(1) 抽出液の種類

抽出液の種類として，脱塩水および 100 g L^{-1} 塩化カリウム溶液を用い，同一の抽出操作を行った後，抽出液を適宜希釈し常法により NH_4-N を定量したところ，抽出液を脱塩水とした場合の測定結果は 100 g L^{-1} 塩化カリウム溶液によって抽出される堆肥中 NH_4-N 含有率と比べて 30～40 %程度低い値を示すことが明らかになった（図 3-2-1）．

(2) 振とう方法

振とう操作については，振とう機で 30 分振とうした場合と手で激しく 30 秒振とうした場合とで測定結果に差は認められなかった（図 3-2-2）．

(3) 堆肥の前処理法

分析に供する試料の前処理法として，風乾粉砕物と現物を比較した結果，風乾粉砕処理した試料では現物試料よりも NH_4-N 含有率が著しく低下した．また，その程度

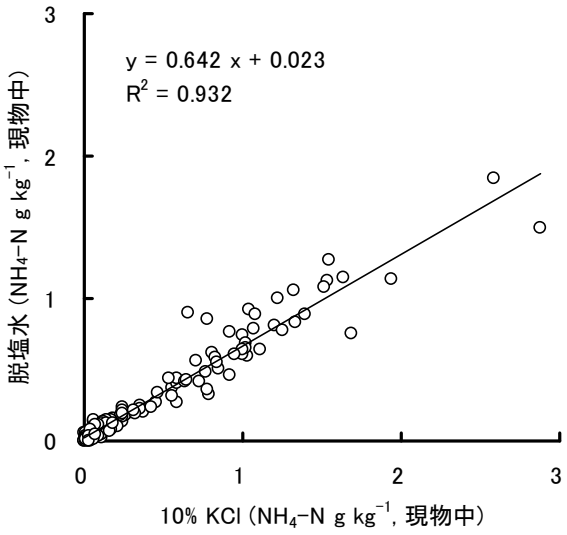

図 3-2-1　抽出液の種類と堆肥中アンモニウム態窒素含有率の測定結果の関係

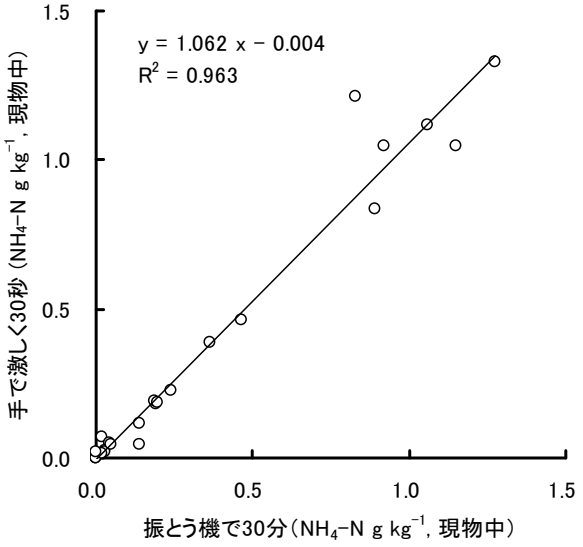

図 3-2-2　振とう方法とと堆肥中アンモニウム態窒素含有率の測定結果の関係

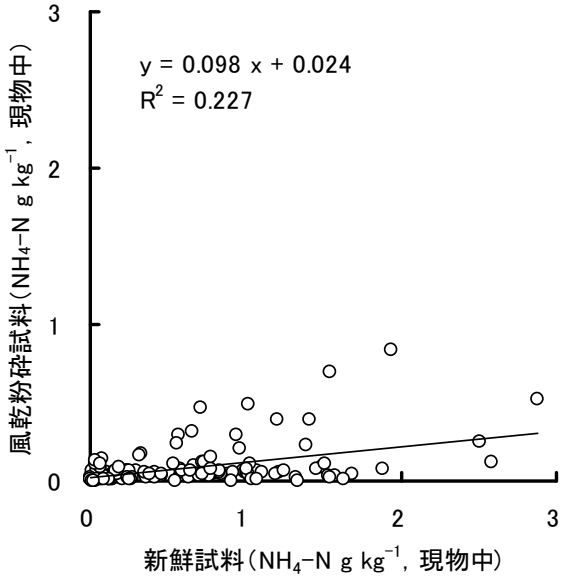

図 3-2-3　堆肥の前処理法と堆肥中アンモニウム態窒素含有率の測定結果の関係

は試料によって大きな変動があった（図 3-2-3）．以上の結果から，堆肥中の NH_4-N 含有率を測定する場合の抽出方法として，分析試料は堆肥現物を用い，100 g L^{-1} 塩化カリウム溶液を抽出液として，手で激しく 30 秒または振とう機で 30 分間振とうした後，濾過して得られる抽出液を分析に供することが望ましいと考えられた．

実験 2. 簡易型反射式光度計による堆肥中 NH_4-N 測定法の検討

(1) 高濃度用試験紙による測定

高濃度用試験紙を用いて堆肥中の NH_4-N 含有率を測定する手順として，①抽出液の希釈の有無，②抽出液の希釈程度を検討した．堆肥現物 100 g に対して 100 g L^{-1} 塩化カリウム溶液を 500 ml 加え(抽出比率 1：5)，振とう機で 30 分振とうした後，濾過して得られた濾液（原液）をそのまま，又は 10 倍希釈液として簡易型反射式光度計で測定した．堆肥の抽出液は濃い褐色に着色する場合が認められ，常法による分析値との決定係数は原液では 0.34 と低かったのに対し，10 倍希釈液では 0.94 と高く，希釈により測定値が安定することが示された（図 3-2-4）．

しかし，堆肥現物中の NH_4-N 含有率が 1 g kg-1 を上回る試料では測定結果が常法による実測値を下回る傾向がうかがわれた．そこで，堆肥（現物）と 100 g L^{-1} 塩化カリウム溶液の抽出比率を高め（1:10），簡易型反射式光度計の表示値が信頼濃度（60 mg NH_4 L^{-1}）を越えた場合は，抽出液の希釈倍率を高めて再度分析する方法を検討した（図 3-2-5）．その結果，簡易型反射式光度計による推定値と常法による実測値は概ね適合した．

(2) 低濃度用試験紙による測定

低濃度用試験紙による分析結果を図 3-2-6 に示した．簡易型反射式光度計による測定値と常法による実測値の回帰式における X 係数は 1.15，決定係数は 0.963 で，簡易型反射式光度計による測定値が実測値よりも 1 割程度過小評価される傾向はあったものの，高い精度で推定で

きることが示唆された.

以上のことから，簡易型反射式光度計を用いて堆肥の NH_4-N 含有率を測定する場合には，堆肥と 100 g L^{-1} 塩化カリウム溶液の抽出比率を 1：10 とし，必要に応じて抽出液を希釈することによって，高精度に推定できることが明らかになった.

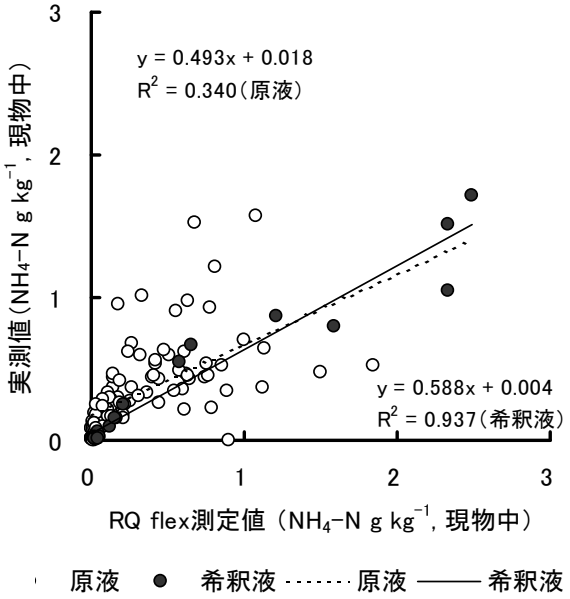

図 3-2-4　抽出液の希釈の有無と堆肥中アンモニウム態窒素含有率の測定結果の関係

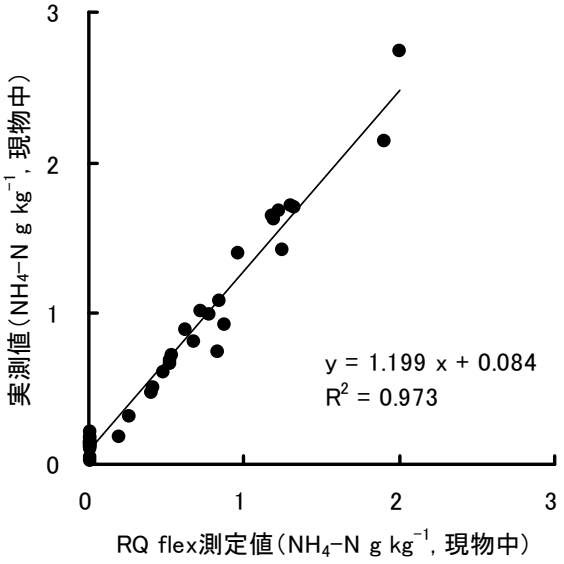

図 3-2-5　簡易型反射式光度計（RQ-flex：高濃度用試験紙）による堆肥中アンモニウム態窒素含有率の測定値と実測値との関係

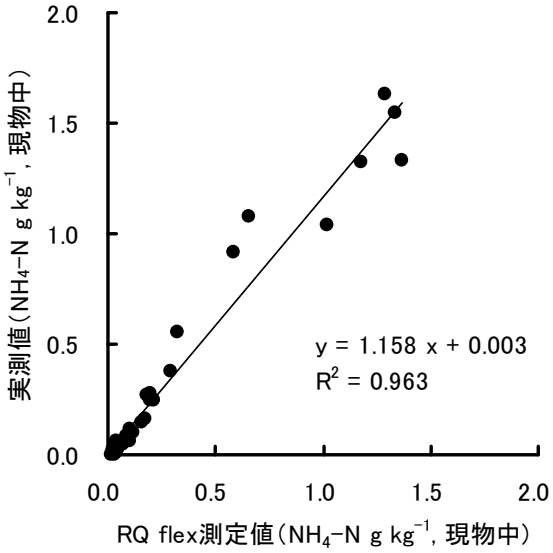

図 3-2-6　簡易型反射式光度計（RQ-flex：低濃度用試験紙）による堆肥中アンモニウム態窒素含有率の測定値と実測値との関係

実験 3. 簡易型反射式光度計によるスラリー中 NH_4-N 含有率の測定法

図 3-2-7 に簡易型反射式光度計によるスラリー中 NH_4-N 含有率の測定結果と常法による実測値との関係を示した.

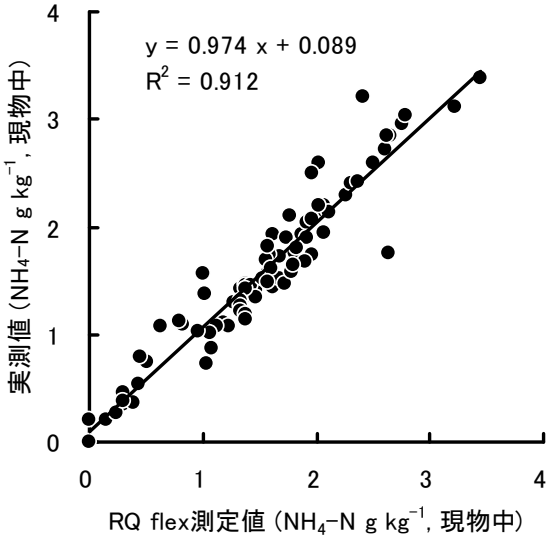

図 3-2-7　簡易型反射式光度計（RQ-flex）によるスラリー中アンモニウム態窒素含有率の測定値と実測値との関係

本試験で供試したスラリーのうち，ほとんどの試料は供試原液を 5 倍に希釈することによって簡易型反射式光

度計の高濃度用アンモニウム試験紙の濃度範囲に調整することが可能であり，その際の試料の着色程度は極めてわずかであった．簡易型反射式光度計を用いたスラリー中 NH_4-N 含有率の測定によって常法による実測値を高い精度で推定でき（R^2=0.91），両者はほぼ一致していた．

考　察

堆肥中の NH_4-N を簡易型反射式光度計の高濃度用試験紙で測定する場合，反応時間が短いため簡易な分析手段としては好ましい．しかし，本試験紙の測定原理としてネスラー試薬との反応による黄茶色の呈色反応が採用されているため，堆肥現物を 100 g L^{-1} 塩化カリウム溶液で抽出した液のように濃い褐色に着色した試料の分析を行う場合は，希釈倍率を高めなければ，試験紙自体に抽出液の色が残り，過大評価される可能性がある．一方，低濃度用試験紙の測定範囲は 0.2～7.0 mg NH_4 L^{-1} であり，NH^{4+} イオンと塩素化試薬の反応によって生成するモノクロラミンが徐々にフェノール化合物と反応することで形成される青色のインドフェノール誘導体を測定する原理を採用している．このため，黄～褐色を帯びた堆肥抽出液の影響が少ないこと，また堆肥現物の抽出液を低濃度用試験紙の測定濃度範囲に調整するためには概ね 10 倍程度の希釈が必要であるため，実際に分析に供する溶液については着色が極めて少ないことが分析結果の安定化に寄与しているものと考えられた．ただし，低濃度用試験紙を用いる方法は，測定に要する反応時間が長い（1 検体あたり 480 秒）ため，複数の試料を分析する際には本機器が推奨する連続測定法を採用する必要がある．
本実験において，簡易型反射式光度計を用いることにより堆肥やスラリー中の NH_4-N 含有率を高精度に測定できることが明らかになった．しかし，本装置は，必要な成分や濃度範囲を網羅した試験紙が準備されていなければ利用することができない．また，本体の価格は比較的廉価（10 万円程度）であるが，試験紙の費用は 1 回の測定に約 100 円程度必要となる．

以上のことから，ふん尿処理物中における肥料成分含有率の簡易な推定法を有効に活用するためには，分析を必要とする試料の点数や求められる測定精度に応じて適切な方法を選択することが必要である．

一方，ふん尿処理物中の肥料成分含有率は採取位置や方法によっても大きく変動する．そのため，同一の場所に貯留したものでも，複数の試料を採取し，分析値の変動を抑える必要がある．特に，堆肥では外気に曝された表面とその内側では性状や肥料成分含有率が大きく異なるため，性状の異なる表面部分を取り除き，内側から採取することが望ましい．また，保存中の品質変化を避けるため，試料採取後は早急に分析することが望ましく，やむを得ず保管が必要な場合は密閉し冷蔵保存することが必要である．

第 4 章　草地に施用したふん尿処理物の肥効評価法

ふん尿処理物の有効利用を前提とし，環境保全に考慮した持続的な酪農の発展を推進するためには，ふん尿処理物の肥効を正確に把握し，効率的な施肥管理を実施する必要がある．第３章では乳牛の飼養形態やふん尿の貯留・管理方法によって大きく変動する堆肥，スラリー，尿液肥などの肥料成分含有率を簡易に推定する方法を明らかにした．

本章では，ふん尿処理物に含まれる肥料成分のうち，化学肥料の代替えとして牧草に利用される成分量(以下，肥料換算量）を評価する方法を明らかにしようとした．肥料換算量は牧草生育や養分吸収の違いで変動するものと考えられるため，北海道内の気象および土壌条件を異にする複数の場所で試験を行った．

第 1 節　草地に施用した堆肥の肥料換算係数

実験方法

(1) 材料と試験処理

供試草地は，根釧農試（中標津町）および北海道立畜産試験場（新得町，以下，畜試と記述）内の普通黒ボク土に立地するチモシー（品種：ノサップ）単播草地である（表 4-1-1）．供試した堆肥は，いずれも各試験場または近隣の酪農家において生産されたもので，主な化学性は，現物中の平均値で水分 0.66 kg kg^{-1}，T-N 6.0，P 2.1，K 6.7 g kg^{-1}であった（表 4-1-2）．これらの値を道内の酪農地帯における実態[44]と比較すれば，草地Ｏに施用されたものはやや高い傾向にあったが，これを除けば概ね類似した化学性を示した．

堆肥の施用量は，根釧農試ではいずれの年次も現物で 40 Mg ha^{-1}，畜試では 2000 年に現物で 45 Mg ha^{-1}，以後は 50 Mg ha^{-1}とし，早春(4 月下旬から 5 月上旬)の可能な限り早い時期に全量を表面施用した（表 4-1-2）．

このうち，根釧農試の草地Ａ，Ｂ，Ｃおよび畜試の草地Ｍ，Ｎ，Ｏ，Ｐでは単年施用条件とし，施用翌年以降は堆肥を施用せず，残効のみを調査した．いずれの草地にも，堆肥を施用しない堆肥無施用区を設置した．さらに，化学肥料を施用する系列（以下，化学肥料併用系列）と施用しない系列（以下，化学肥料無施用系列）を設けた．なお，草地Ｂ，ＮおよびＯでは，化学肥料併用系列を設置しなかった（表 4-1-1）．

化学肥料の年間施用量(表 4-1-1)は，北海道施肥ガイド[19]に基づいて各堆肥の肥料成分含有率を考慮し，施用されるいずれの肥料成分も必要量を上回らないように設定した．試験規模は，いずれも 1 区 6～9 m^2，3 または 4 反復とした．

表 4-1-1　供試草地の土壌条件と化学肥料併用区における肥料成分施用量

試験場	土壌	圃場名	年次	肥料成分施用量(kg ha^{-1}) 窒素 N	リン P	カリウム K	備　考
根釧農試	黒ボク土	A	2000	120	18	0	堆肥施用当年
			2001	130	35	183	堆肥無施用(2 年目の残効調査)
			2002	160	35	166	同　上　(3 年目の残効調査)
		B	2002	－	－	－	注)
		C	2003	80	19	44	堆肥施用当年
畜　試	黒ボク土	M	2000	138	35	0	堆肥施用当年
			2001	151	35	183	堆肥無施用(2 年目の残効調査)
			2002	151	35	183	同　上　(3 年目の残効調査)
		N	2001	－	－	－	注)
		O	2002	－	－	－	注)
		P	2003	91	35	0	堆肥施用当年

注)草地Ｂ，ＮおよびＯは化学肥料併用系列を設置しなかった．

表 4-1-2　供試堆肥の化学性

試験場	圃場名	施用年月日	施用量	水分	肥料成分含有率（現物中，g kg^{-1}）					
					窒素		リン	カリウム	カルシウム	マグネシウム
			(Mg ha^{-1})	(kg kg^{-1})	T-N	NH_4-N	P	K	Ca	Mg
根釧農試	A	2000/05/10	40	0.76	5.7	0.4	1.4	5.2	3.2	0.9
	B	2001/05/18	40	0.63	3.6	*tr*	1.1	2.5	1.8	0.7
	C	2003/05/12	40	0.75	4.7	*tr*	1.7	5.9	3.9	1.2
畜　試	M	2000/04/29	45	0.67	3.9	0.1	1.6	4.6	3.2	0.7
	N	2001/04/27	50	0.76	6.6	0.3	1.8	6.1	4.2	1.4
	O	2002/04/25	50	0.38	9.1	*tr*	4.7	13.8	7.9	2.3
	P	2003/04/23	50	0.68	8.2	－	2.7	8.7	－	2.2
			平均	0.66	6.0	0.1	2.1	6.7	4.0	1.3
	（草地Oに施用した堆肥を除く）			0.71	5.5	0.1	1.7	5.5	3.2	1.2

注）－は欠測，*tr* は 0.1 g kg^{-1} 未満を示す．平均値は欠測値を除外し，*tr* を 0 として算出した．

(2) 肥料換算係数（*R*）

ふん尿処理物の肥効評価に際し，肥料換算係数（*R*）の考え方を以下のように整理した．ここで，ふん尿処理物の肥効評価に関する変数と係数を表 4-1-3 のように定義すると，以下の関係式が成り立つ．

$$F_{ab} = (U_F - U_0) / A_F \quad （式 1）$$

$$M_{ab} = (U_M - U_0) / A_M \quad （式 2）$$

さらに，ふん尿処理物の肥料成分のうち化学肥料と見なせる部分の割合を肥料換算係数（*R*）と定義すると，式 3 が成立する．

$$M_{ab} = R \times F_{ab} \quad （式 3）$$

ただし，*R* を直接測定することは困難である．したがって，各試験地において F_{ab} 値と M_{ab} 値を圃場試験で測定し，式 3 から導かれる式 4 に代入して *R* を求めた．

$$R = M_{ab} / F_{ab} \quad （式 4）$$

本試験では堆肥の施用に加えて，化学肥料併用の有無を設定したため，*R* が大きく変動する場合があった．そのような場合，後述する理由により，設定される *R* は実際の生産現場で目標とされる収量水準に達した条件下で得られた値とすることが望ましいと考え，化学肥料併用の条件下で得られた値を重視することとした．

本試験によって設定する肥料換算係数（*R*）をふん尿処理物中の肥料成分含有率（*C*, kg Mg^{-1}）に乗ずることにより，ふん尿処理物 1 Mg の施用に伴う肥料換算量（*S*, kg Mg^{-1}）が求められる（式 5）．

$$S = C \times R \quad （式 5）$$

表 4-1-3　ふん尿の肥効評価に関する変数と係数

区　分	記　号	単　位	意　味
施用量に関する変数	A_F	kg ha^{-1}	化学肥料による肥料成分施用量
	A_M	kg ha^{-1}	ふん尿処理物の施用に伴って投入される肥料成分量
収穫量に関する変数	U_F	kg ha^{-1}	化学肥料施用区の地上部肥料成分吸収量
	U_M	kg ha^{-1}	ふん尿処理物施用区の地上部肥料成分吸収量
	U_0	kg ha^{-1}	無施用区の地上部肥料成分吸収量
利用割合を示す係数	F_{ab}	kg kg^{-1}	化学肥料で施用された肥料成分の見かけの利用割合
	R		ふん尿処理物中の肥料成分のうち，化学肥料と見なせる部分の割合
	M_{ab}	kg kg^{-1}	ふん尿処理物で施用された肥料成分の見かけの利用割合

実験結果および考察

(1) 収量水準と残効の確認

堆肥を施用した年の年間乾物収量を図 4-1-1 に示した．化学肥料併用系列における年間乾物収量は平均 8.4 Mg ha^{-1}であり，概ね目標収量の水準 8.5 ～9.0 Mg ha^{-1}に達した．これに対し，化学肥料無施用系列における平均の年間乾物収量は,化学肥料併用系列の45 %に相当する3.8 Mg ha^{-1}と低く，目標収量の水準に至らなかった．

そこで，堆肥の残効を確認するため，根釧農試と畜試で 3 年間肥効を追跡できた草地Ａと草地Ｍについて，施用後 3 年目までの年間乾物収量を図 4-1-2 に示した．堆肥施用区の乾物収量は，化学肥料併用の有無にかかわらず，施用 3 年目まで堆肥無施用区を上回った．堆肥施用による増収は，概ね，施用当年（1 年目）で大きく，2～3 年目では小さい傾向にあった．

これらの結果は，本試験でも，従来の報告[15,61,80,85]と同じように乾物収量に対する堆肥の施用効果が，施用後 2～3 年間持続することを示唆している．それゆえ，以後の堆肥の肥効評価においても，施用 3 年目までを対象に検討することとした．

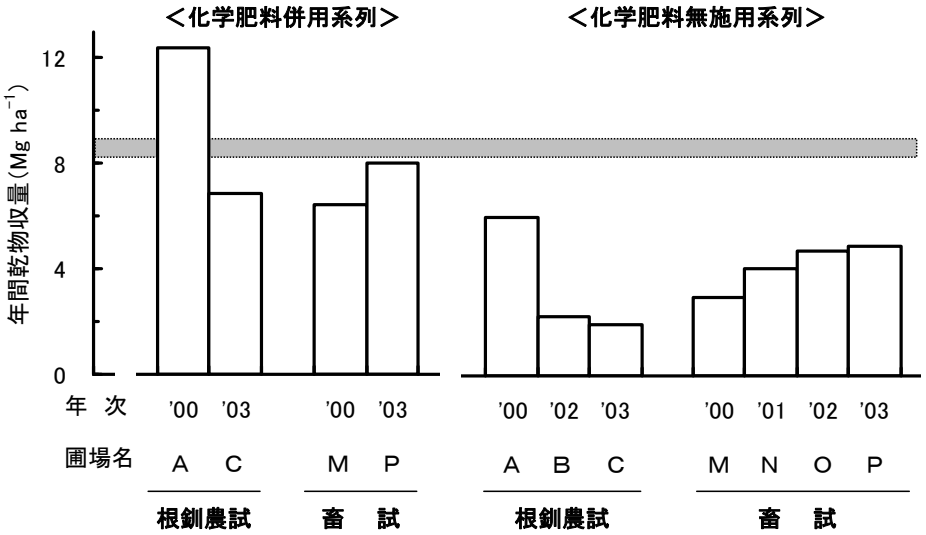

図 4-1-1　堆肥を施用した年の年間乾物収量

：目標収量水準（8.5～9.0 Mg ha^{-1}）

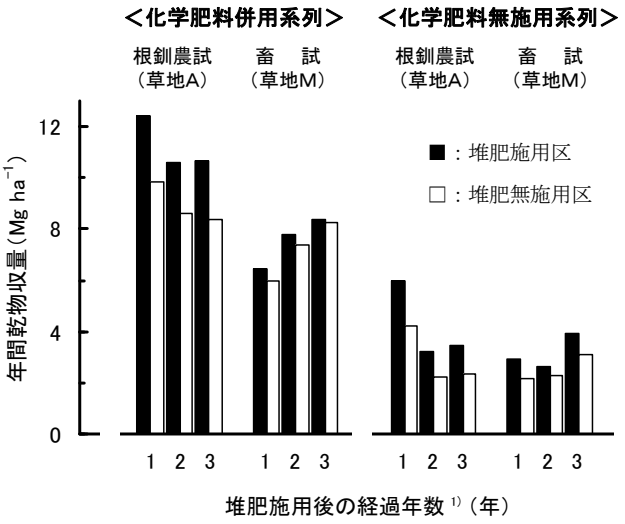

図 4-1-2　堆肥を施用した年以降の年間乾物収量

1）堆肥施用当年を 1 年目とする．

(2) 単年施用条件における堆肥の肥効

根釧農試と畜試の単年施用条件で得られた施用当年から 3 年目までの年間肥料成分吸収量，堆肥中肥料成分のみかけの肥料成分利用割合（M_{ab}）および肥料換算係数（R：堆肥中肥料成分のうち化学肥料と同等に利用されるとみなせる成分の割合）を，N，P および K について集計した．

1) N

N の肥効を表 4-1-4 に整理した．堆肥施用当年における化学肥料併用系列の年間 N 吸収量は，化学肥料無施用系列を危険率 1 %水準で有意に上回り，前述した乾物収量の違いを明瞭に反映した．化学肥料併用系列における堆肥中 N のチモシーによるみかけの利用割合（M_{ab}）は平均 0.11 kg kg^{-1}で，化学肥料無施用系列の 0.06 kg kg^{-1}よりも大きな数値となったが，統計的な有意差は得られ

なかった(P = 0.18)．これと同様に，化学肥料併用系列の R 値は 0.2±0.07(平均値±標準偏差)となり，化学肥料無施用系列の約 2 倍に相当する大きな数値を得たが，この差も統計的に有意とはいえなかった（P = 0.15）．それゆえ，ここでは，統計的に有意ではなかったが，両系列の R 値は異なると判断し，化学肥料併用系列の 0.2 を，後述する肥料換算係数（R）に設定した．

堆肥施用当年に認められた化学肥料併用系列と化学肥料無施用系列の違いは，2 年目にも同様に発現した．ただし，R 値は前年度に対して半減し，化学肥料併用系列で 0.1±0.07 の値を得た．

堆肥施用3年目におけるみかけのN利用割合(M_{ab})は，化学肥料の有無による違いが判然としなくなった．R は小さくなり，標本数も減少したため，両系列における差の判断が難しくなった．このため，前 2 年間と同様に，化学肥料併用系列の R 値を肥料換算係数に採用し，0.03 を得た．

表 4-1-4　堆肥の単年施用条件における窒素の肥効

年　次	系　列	場所	年間窒素吸収量(kg ha^{-1})				みかけの利用割合(M_{ab}, kg kg^{-1})				肥料換算係数 R			
			2000	2001	2002	2003	2000	2001	2002	2003	2000	2001	2002	2003
1 年目 (施用当年)	化学肥料	畜試	46.3	64.1	82.7	81.5	0.07	0.07	0.05	0.11	0.12	0.08	0.08	0.17
	無施用	根釧	87.7	—	28.8	22.0	0.12	—	0.04	-0.04	0.13	—	0.07	-0.07
	平均±標準偏差		59.0±26.9				0.06^{a}±0.05				0.1^{a} ±0.07			
	化学肥料	畜試	137.9	—	—	135.8	0.08	—	—	0.04	0.14	—	—	0.07
	併　用	根釧	197.9	—	—	81.0	0.16	—	—	0.14	0.18	—	—	0.24
	平均±標準偏差		138.2±47.8				0.11^{a}±0.05				0.2^{a} ±0.07			
2 年目	化学肥料	畜試	—	41.9	55.5	70.3	—	0.03	-0.01	0.02	—	0.03	-0.02	0.04
	無施用	根釧	—	41.9	—	36.3	—	0.03	—	0.06	—	0.04	—	0.10
	平均±標準偏差		49.2±13.8				0.03^{a}±0.03				0.04^{a}±0.04			
	化学肥料	畜試	—	155.6	—	—	—	0.03	—	—	—	0.03	—	—
	併　用	根釧	—	146.4	—	—	—	0.11	—	—	—	0.13	—	—
	平均±標準偏差		151.0± 6.5				0.07^{a}±0.06				0.1^{a} ±0.07			
3 年目	化学肥料	畜試	—	—	47.4	45.2	—	—	0.05	0.03	—	—	0.07	0.05
	無施用	根釧	—	—	42.4	—	—	—	0.06	—	—	—	0.07	—
	平均±標準偏差		45.0± 2.5				0.05^{a}±0.02				0.07^{a}±0.01			
	化学肥料	畜試	—	—	146.9	—	—	—	-0.02	—	—	—	-0.02	—
	併　用	根釧	—	—	141.7	—	—	—	0.07	—	—	—	0.08	—
	平均±標準偏差		144.3± 3.6				0.03^{a}±0.06				0.03^{a}±0.07			

各年次の同一列内において，異文字を付した値の間には 1%水準で有意差がある．

2)P

P の肥効を表 4-1-5 にまとめた．畜試では P について化学肥料無施用区を設けなかったため，P の肥効は評価しておらず，根釧農試単独の試験結果では標本数が少なかったため，統計的な検定を行わなかった．

堆肥施用当年の化学肥料併用系列におけるみかけの P 利用割合（M_{ab}）と R 値は，前述の N と同様に，化学肥料無施用系列よりも大きな値を示した．そこで，肥料換算係数（R）を決定するうえでは化学肥料併用系列の R 値（0.2±0.08）を尊重することとした．

施用 2 年目における M_{ab} 値は，化学肥料の有無による違いが判然とせず，R 値は 0.07～0.08 と算出された．

施用 3 年目の R 値は 0.16～0.17 と算出された．しかし，堆肥単年施用の条件で，前年よりも P の肥効が高まることは考えにくい．そこで，3 年目の肥料換算係数（R）は 2 年目の値と同等かそれを下回る値に設定することとした．

3)K

K の肥効を表 4-1-6 にまとめた．施用当年の化学肥料併用系列におけるみかけの K 利用割合（M_{ab}）は平均 0.58 kg kg^{-1} となり，化学肥料無施用系列の平均値 0.12 kg kg^{-1} を，危険率 1 %水準で有意に上回った．これを反映して，化学肥料併用系列の R 値も，化学肥料無施用系列の値を危険率 1 %水準で有意に上回り，0.7±0.29 を得た．

施用 2 年目以降になると，M_{ab} 値と R 値はともに，化学肥料の有無による差が小さくなり，いずれの年次の R 値も 0.1 程度と見積もられた．

4)堆肥中肥料成分の肥料換算係数（R）

チモシー単播草地において，年間収量の主体を占める 1 番草で高収を得るには，萌芽期から幼穂形成期終了時までの短い期間内に約 50 kg ha^{-1} の N を茎葉部に吸収させる必要があり，そのためには，早春の N 施肥量として約 100 kg ha^{-1} を要する [47]．一方，堆肥施用当年における N の肥効を，現物 1 Mg 当たり 1 kg という従来の目安 [80] で概算すると，本試験の堆肥施用量 40～50 Mg ha^{-1} か

ら期待されるＮは 40～50 kg ha^{-1}となり，上記の必要量 100 kg ha^{-1}を満たすことは難しい．その上，堆肥のＮは緩効的であるため，幼穂形成期終了時までの短期間で牧草に供給できるＮ量はさらに限定される．この結果，化学肥料無施用系列では乾物収量の低下がより顕著になり，本来吸収利用の可能なＮを利用しきれず，*R* 値の低下に至った可能性が高い．このような，牧草生育の違いによってもたらされる肥料換算係数への影響は，Ｎ のみならず，ＰやＫにおいても認められた．そのため，本実験で明らかにしようとしている堆肥の肥料換算係数（*R*）は，実際の生産現場で目標とされる収量水準に達した条件下で得られた値とすることが望ましいと考えた．

以上を考慮し，根釧農試と畜試の黒ボク土に立地するチモシー草地において，化学肥料併用条件で単年施用した堆肥中肥料成分の *R* 値を根拠として堆肥中肥料成分の肥料換算係数（*R*）を設定した（表 4-1-7）．施用当年の肥料換算係数（*R*）はＮ 0.2，Ｐ 0.2，Ｋ 0.7，施用２年目はいずれの肥料成分も 0.1，施用３年目はＮ 0.03 ，ＰとＫは 0.1 とした．

表 4-1-5　堆肥の単年施用条件におけるリンの肥効

年　次	系　列	年間リン吸収量(kg ha^{-1})				みかけの利用割合($M_{ab,}$ kg kg^{-1})				肥料換算係数 *R*			
		2000	2001	2002	2003	2000	2001	2002	2003	2000	2001	2002	2003
1 年目	化学肥料無施用	16.0	－	5.9	5.0	0.09	－	0.02	-0.002	0.14	－	0.05	-0.01
	平均±標準偏差	9.0± 6.1				0.04^{a}±0.05				0.1^{a} ±0.07			
(施用当年)	化学肥料併用	29.4	－	－	14.5	0.10	－	－	0.08	0.16	－	－	0.27
	平均±標準偏差	21.9±10.5				0.09^{a}±0.01				0.2^{a} ±0.08			
2 年目	化学肥料無施用	－	4.3	－	7.3	－	0.02	－	0.06	－	0.03	－	0.13
	平均±標準偏差	5.8± 2.2				0.04±0.03				0.08±0.07			
	化学肥料併用	－	13.8	－	－	－	0.04	－	－	－	0.07	－	－
3 年目	化学肥料無施用	－	－	11.6	－	－	－	0.10	－	－	－	0.16	－
	化学肥料併用	－	－	26.6	－	－	－	0.11	－	－	－	0.17	－

試験場所は根釧農試．各年次の同一列内において，異文字を付した値の間には 1%水準で有意差がある．

表 4-1-6　堆肥の単年施用条件におけるカリウムの肥効

年　次	系　列	場所	年間カリウム吸収量(kg ha^{-1})				みかけの利用割合($M_{ab,}$ kg kg^{-1})				肥料換算係数 *R*			
			2000	2001	2002	2003	2000	2001	2002	2003	2000	2001	2002	2003
1 年目	化学肥料	畜試	79.3	104.6	157.3	114.8	0.12	0.12	0.09	0.15	0.18	0.14	0.10	0.19
	無施用	根釧	151.6	－	47.2	50.6	0.30	－	0.09	-0.02	0.35	－	0.10	-0.02
	平均±標準偏差		100.8±44.4				0.12^{a}±0.1				0.1^{a} ±0.11			
(施用当年)	化学肥料	畜試	183.0	－	－	219.6	0.62	－	－	－	0.93	－	－	－
	併　用	根釧	272.1	－	－	190.6	0.73	－	－	0.38	0.84	－	－	0.39
	平均±標準偏差		216.3±40.4				0.58^{b}±0.18				0.7^{b} ±0.29			
2 年目	化学肥料	畜試	－	65.7	85.7	94.0	－	0.05	0.06	0.03	－	0.05	0.07	0.04
	無施用	根釧	－	58.1	－	54.7	－	0.13	－	0.16	－	0.15	－	0.16
	平均±標準偏差		71.6±17.4				0.08^{a}±0.06				0.1^{a}±0.06			
	化学肥料	畜試	－	217.1	－	－	－	0.11	－	－	－	0.12	－	－
	併　用	根釧	－	168.2	－	－	－	0.16	－	－	－	0.17	－	－
	平均±標準偏差		192.7±34.6				0.14^{a}±0.04				0.1^{a} ±0.03			
3 年目	化学肥料	畜試	－	－	70.6	58.1	－	－	0.06	0.05	－	－	0.07	0.06
	無施用	根釧	－	－	64.7	－	－	－	0.16	－	－	－	0.18	－
	平均±標準偏差		64.5± 6.2				0.09^{a}±0.06				0.1^{a}±0.07			
	化学肥料	畜試	－	－	201.3	－	－	－	0.04	－	－	－	0.04	－
	併　用	根釧	－	－	205.5	－	－	－	0.17	－	－	－	0.20	－
	平均±標準偏差		203.4± 3.0				0.10^{a}±0.09				0.1^{a}±0.11			

各年次の同一列内において，異文字を付した値の間には 1%水準で有意差がある．

表 4-1-7　チモシー草地に表面施用した堆肥の肥料換算係数（*R*）[1)]

肥料成分	当年	2 年目	3 年目
窒　　素	0.2	0.1	0.03
リ　　ン	0.2	0.1	0.1
カリウム	0.7	0.1	0.1

第 2 節　乳牛スラリーおよび尿液肥の肥料換算係数

実験方法

供試草地は根釧農試および畜試場内の普通黒ボク土，北海道立天北農業試験場（現北海道立上川農業試験場天北支場．以下，天北農試）場内の台地土(褐色森林土)と泥炭土(中間泥炭土)に立地するチモシー(品種：ノサップ)単播草地である（表 4-2-1）．供試したスラリーおよび尿液肥は，いずれも各試験場または近隣の酪農家から得た乳牛のふん尿に由来し，スラリーの分析値は現物中平均で水分 0.94 kg kg^{-1}，T-N 3.8，P 0.6，K 3.7 g kg^{-1}であり，道内の平均値[44]である水分 0.92 kg kg^{-1}，T-N 3.6，P 0.7，K 3.2 g kg^{-1}に近い水準であった（表 4-2-2）．尿液肥は根釧農試近隣の酪農家から得た 2 点のみである．

ふん尿処理物の施用量は，根釧農試ではいずれの年次も現物で 40 Mg ha^{-1}，畜試では 2000 年に現物で 45 Mg ha^{-1}，2001 年以後は 50 Mg ha^{-1}，天北農試では北海道施肥ガイド[19]に基づいて算出した各試験圃場の施用上限量とし，いずれも早春(4 月下旬から 5 月上旬)の可能な限り早い時期に全量を表面施用した（表 4-2-2）．草地D，JおよびLは連用条件で試験を実施した．その他の草地では単年施用とし，施用翌年にはふん尿処理物を施用せず，残効のみを調査した．各草地にはふん尿処理物を施用しないふん尿処理物無施用区を配置した．さらに，化学肥料を施用する系列（以下，化学肥料併用系列）と施用しない系列（以下，化学肥料無施用系列）を設けた．なお，草地EおよびGでは化学肥料無施用系列のみで試験を実施した．

化学肥料の年間施用量(表 4-2-1)は，北海道施肥ガイド[19]に基づいて各ふん尿処理物の肥料成分含有率を考慮し，施用されるいずれの肥料成分も必要量を上回らないように設定した．こうして決めた年間施用量のうち，早春に全量の 2/3 を，1 番草収穫後に残りの 1/3 を分施した．試験規模は，いずれも 1 区 6.25～9 m^2，3 または 4 反復とした．

ふん尿処理物の肥効評価に際し，第 1 節における堆肥と同様の考え方で肥料換算係数（*R*）を設定した．

表 4-2-1　供試草地の土壌条件と化学肥料併用区の施用量

ふん尿処理物	場所	土　壌	圃場名	年次	肥料成分施用量（kg ha^{-1}） 化学肥料 N	化学肥料 P	化学肥料 K	ふん尿処理物 N	ふん尿処理物 P	ふん尿処理物 K
スラリー	根釧	黒ボク土（普通黒ボク土）	D	2000	99	26	62	168	28	132
				2001	100	26	8	116	24	152
			E	2002	―	―	―	112	20	144
			F	2003	80	26	17	92	16	108
	天北	台地土（褐色森林土）	J	2000	50	19	0	276	26	166
				2001	114	20	0	116	22	138
				2002	114	20	0	116	22	138
				2003	107	20	0	133	23	141
		泥炭土（中間泥炭土）	L	2000	0	25	0	350	33	211
				2001	73	25	0	168	31	199
				2002	73	25	0	168	31	199
				2003	62	25	0	196	34	207
	畜試	黒ボク土（普通黒ボク土）	Q	2000	97	35	0	194	41	185
			R	2001	102	35	64	145	20	130
			S	2002	0	35	0	175	35	165
			T	2003	0	35	33	130	25	105
尿液肥	根釧	黒ボク土（普通黒ボク土）	G	2002	―	―	―	64	4	148
			H	2003	80	26	17	84	1>	136

表 4-2-2　供試スラリーおよび尿液肥の化学性

施用ふん尿	試験場	圃場名	施用日	施用量 (Mg ha^{-1})	水分 (kg kg^{-1})	肥料成分含有率 (g kg^{-1}) 窒素 T-N	窒素 NH_4-N	リン P	カリウム K	カルシウム Ca	マグネシウム Mg
スラリー	根釧	D	00/05/10	40	0.91	4.2	2.3	0.7	3.3	1.2	0.5
			01/05/18	40	0.92	2.9	1.6	0.6	3.8	0.9	0.4
		E	02/05/01	40	0.96	2.8	1.5	0.5	3.6	0.8	0.3
		F	03/05/01	40	0.96	2.3	0.7	0.4	2.7	1.0	0.3
	天北	J	00/05/08	52	0.96	5.3	—	0.5	3.2	—	—
			01/04/27	27	0.95	4.3	2.3	0.8	5.1	—	—
			02/04/25	27	0.95	4.3	2.3	0.8	5.1	—	—
			03/04/25	38	0.96	3.5	2.0	0.6	3.7	—	—
		L	00/05/08	66	0.96	5.3	—	0.5	3.2	—	—
			01/04/27	39	0.95	4.3	2.3	0.8	5.1	—	—
			02/04/25	39	0.95	4.3	2.3	0.8	5.1	—	—
			03/04/25	56	0.96	3.5	2.0	0.6	3.7	—	—
	畜試	Q	00/04/29	45	0.88	4.3	1.5	0.9	4.1	1.2	0.6
		R	01/04/27	50	0.93	2.9	1.1	0.4	2.6	1.3	0.7
		S	02/04/25	50	0.90	3.5	1.3	0.7	3.3	1.9	0.8
		T	03/04/23	50	0.95	2.6	1.2	0.5	2.1	2.3	1.4
	平均				0.94	3.8	1.7	0.6	3.7	1.3	0.6
尿液肥	根釧	G	02/05/01	40	0.99	1.6	1.2	0.1	3.7	0.1	0.1
		H	03/05/01	40	0.99	2.1	0.9	0.0	3.4	< 0.1	0.1
	平均				0.99	1.8	1.0	0.1	3.6	< 0.1	0.1

実験結果および考察

(1) 収量水準と残効の有無

ふん尿処理物の施用当年における年間乾物収量を図 4-2-1 に示した．化学肥料併用系列における年間乾物収量は，スラリー区平均 9.9 Mg ha^{-1}，尿液肥区 9.8 kg Mg ha^{-1} であり，概ね目標収量の水準 8.5 ～ 9.0 Mg ha^{-1} に達した．一方，化学肥料無施用系列における年間乾物収量は化学肥料併用系列に対し，スラリー区で約 77 %，尿液肥区では約 61 %に低下し，目標収量水準に至らない場合が多かった．

次に，スラリーおよび尿液肥区における残効調査の結果を図 4-2-2 に示した．従来，スラリーの肥効は施用翌年の残効を無視し，単年度で評価されてきた[19]．このため，本試験では一部の試験地で連用処理を単年施用と見なして実施しており，連用効果が無視できることを確認しておく必要がある．

化学肥料無施用系列の乾物収量は，スラリー，尿液肥ともに，施用当年では明らかにふん尿処理物無施用区を上回ったが，施用翌年ではいずれもふん尿処理物無施用区と同程度になった．また，スラリー区の化学肥料併用系列でも，スラリー施用翌年にはふん尿処理物無施用（化学肥料のみ施用）区とほぼ同等の乾物収量を得た．このように，施用翌年の増収効果は化学肥料併用の有無にかかわらず，ほとんど認められなかったので，本試験でもスラリーおよび尿液肥では翌年以降の残効を無視し得ると判断した．

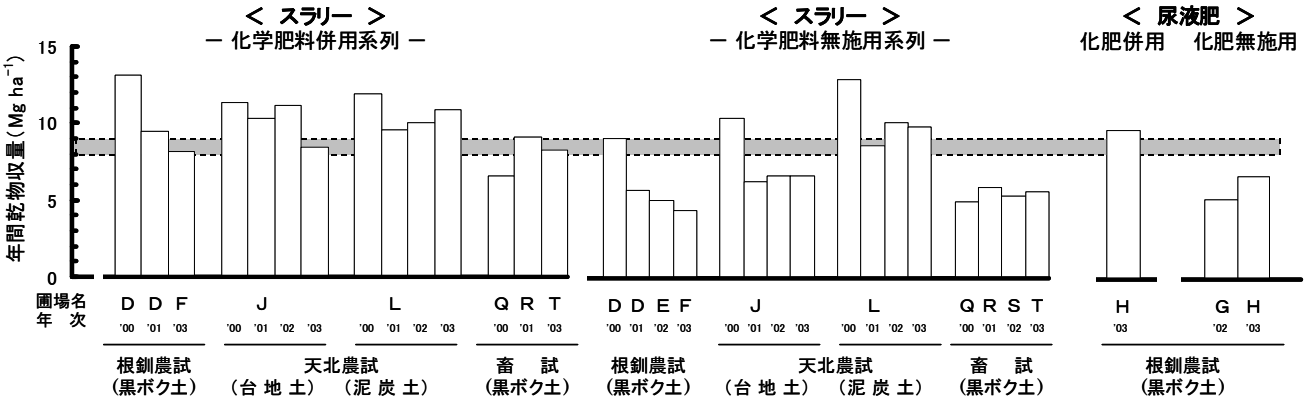

図 4-2-1　スラリーおよび尿液肥を施用した草地における施用当年の年間乾物収量

：目標収量水準（8.5～9.0 Mg ha^{-1}），天北農試は連用条件．

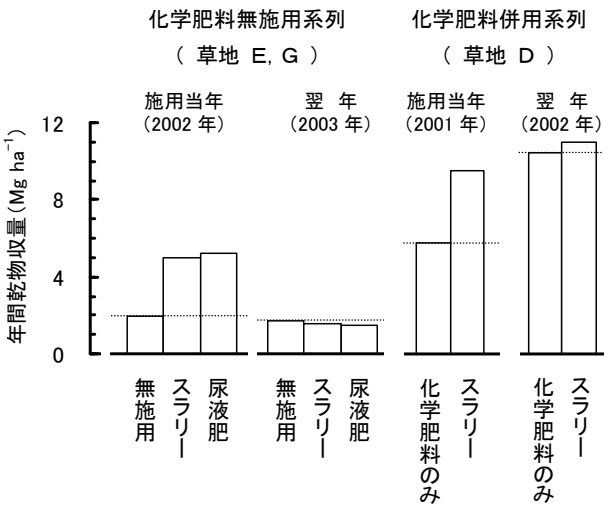

図 4-2-2　スラリーおよび尿液肥を施用した草地における施用当年と翌年の年間乾物収量

(2)スラリーの肥効

スラリー区の年間肥料成分吸収量，スラリー中肥料成分のみかけの利用割合(M_{ab}値)およびR値（スラリー中肥料成分のうち化学肥料と同等に利用されるとみなせる成分の割合）を表 4-2-3 に示した．前述のように，草地Ｄ，ＪおよびＬは連用条件で試験を実施したが，本試験では施用翌年以降の残効を無視することにしたので，各年次の結果を単年施用時のものと見なして計算した．なお，畜試ではＰについて無施用区を設けなかったので，Ｐの肥効は評価していない．各試験地で得られたR値を同一の母集団からの標本と見なし，化学肥料処理の系列ごとにR値を平均して整理した．

1)N

みかけのＮ利用割合（M_{ab}）は平均 0.3 kg kg^{-1}程度であり，R 値は化学肥料併用の有無によって，危険率 5 %水準で異なるとは言えなかった．より広い収量水準で同一の肥効評価を適用できることは望ましいことであるので，全 R 値を平均して係数を算出し，0.4±0.1(平均値±標準偏差)の値を得た．

2)P

みかけの P 利用割合（M_{ab}）は平均 0.3～0.4 kg kg^{-1}であり，R 値は化学肥料の併用によって，危険率 5 %水準で有意に低下した．スラリーのＰ含有率はＮやＫよりも低いので(表 4-2-2)，化学肥料併用系列では，年間 P 吸収量(表 4-2-3)の大半を占める 18.8 ～26.2 kg ha^{-1}のＰを化学肥料で補填した(表 4-2-1)．しかし，チモシーのＰ吸収量は低い水準で頭打ちになるため，M_{ab}値とR値が低下したと思われた．

3)K

みかけの K 利用割合（M_{ab}）は平均 0.6～0.7 kg kg^{-1}であり，R 値は化学肥料の併用により，危険率 5 %水準で有意に高まった．スラリーのＫ含有率は高いので，本試験では 108 ～ 216 kg ha^{-1}という大量のＫがスラリーによって早春に全量施用される(表 4-2-2)．チモシーのＫ吸収量は高い水準まで増加する[83]ので，化学肥料併用系列でも見かけのＫ利用割合は大きく低下しなかった．これに対し，化学肥料無施用系列では，収量水準が低いために(図 4-2-1)，牧草がスラリーによって施用された Ｋを利用しきれず，M_{ab}値とR値が低下したと考えられた．

(3)スラリー中肥料成分の肥料換算係数（R）

以上を考慮し，各試験地のチモシー草地において，化学肥料併用条件で施用したスラリー中肥料成分の肥料換算係数の平均値を根拠としてＮ 0.4，Ｐ 0.4 およびＫ 0.8 と設定した（表 4-2-4）．

表 4-2-3a　スラリーの肥効評価（窒素）

系　列	場　所	土　壌	年間窒素吸収量 (kg kg^{-1})				みかけの利用割合(M_{ab} kg kg^{-1})				肥料換算係数 R			
			2000	2001	2002	2003	2000	2001	2002	2003	2000	2001	2002	2003
化学肥料無施用	天　北	台 地 土	116.2	88.3	81.0	89.0	0.18	0.28	0.26	0.32	0.46	0.53	0.41	0.52
		泥 炭 土	246.9	160.6	118.0	141.0	0.33	0.38	0.42	0.36	0.42	0.48	0.53	0.46
	畜　試	黒ボク土	89.3	86.0	81.4	82.0	0.25	0.37	0.15	0.29	0.33	0.46	0.23	0.43
	根　釧	黒ボク土	144.9	83.9	60.0	50.7	0.50	0.35	0.33	0.23	0.57	0.40	0.58	0.38
	平均±標準偏差		107±48				0.3[a]±0.1				0.4[a]±0.1			
化学肥料併用	天　北	台 地 土	159.9	166.5	154.0	127.0	0.23	0.42	0.34	0.14	0.58	0.78	0.47	0.19
		泥 炭 土	252.0	167.6	155.0	166.0	0.29	0.21	0.49	0.47	0.37	0.26	0.48	0.40
	畜　試	黒ボク土	145.7	169.0	－	154.1	0.18	0.36	－	0.36	0.23	0.44	－	0.55
	根　釧	黒ボク土	236.3	181.4	－	107.5	0.46	0.48	－	0.20	0.53	0.55	－	0.34
	平均±標準偏差		167±38				0.3[a]±0.1				0.5[a]±0.2			

各年次の同一列内において，異文字を付した値の間には 1%水準で有意差がある．

表 4-2-3b　スラリーの肥効評価（リン）

系　列	場　所	土　壌	年間リン吸収量（kg kg^{-1}）				みかけの利用割合（M_{ab} kg kg^{-1}）				肥料換算係数 R			
			2000	2001	2002	2003	2000	2001	2002	2003	2000	2001	2002	2003
化学肥料無施用	天　北	台 地 土	24.8	20.1	21.8	14.8	0.40	0.35	0.39	0.30	0.66	0.62	0.57	0.59
		泥 炭 土	37.4	32.2	31.0	33.6	0.57	0.48	0.61	0.70	1.15	0.87	0.99	0.86
	根　釧	黒ボク土	22.4	7.9	12.3	11.3	0.37	0.17	0.35	0.35	0.61	0.28	0.78	0.89
	平均±標準偏差		22±10				0.4^{a}±0.1				0.7^{a}±0.2			
化学肥料併用	天　北	台 地 土	32.1	37.6	34.0	26.2	0.48	0.55	0.25	0.24	0.69	0.79	0.36	0.35
		泥 炭 土	34.0	32.6	35.8	29.7	0.44	0.16	0.34	0.55	0.25	0.17	0.41	0.19
	根　釧	黒ボク土	33.2	13.4	－	18.8	0.21	0.19	－	0.25	0.35	0.31	－	0.64
	平均±標準偏差		30± 7				0.3^{a}±0.1				0.4^{b}±0.2			

各年次の同一列内において，異文字を付した値の間には 1%水準で有意差がある．

表 4-2-3c　スラリーの肥効評価（カリウム）

系　列	場　所	土　壌	年間カリウム吸収量（kg kg^{-1}）				みかけの利用割合（M_{ab} kg kg^{-1}）				肥料換算係数 R			
			2000	2001	2002	2003	2000	2001	2002	2003	2000	2001	2002	2003
化学肥料無施用	天　北	台 地 土	209.5	136.4	147.8	141.1	0.69	0.57	0.68	0.76	0.81	0.56	0.67	0.68
		泥 炭 土	259.7	225.8	200.1	204.2	0.63	0.79	0.79	0.83	0.64	0.81	0.81	0.70
	畜　試	黒ボク土	135.8	153.1	146.9	116.0	0.42	0.81	0.34	0.43	0.55	0.85	0.43	0.55
	根　釧	黒ボク土	206.2	112.6	109.6	112.0	0.87	0.42	0.50	0.54	1.02	0.51	0.54	0.55
	平均±標準偏差		164±47				0.6^{a}±0.2				0.7^{a}±0.2			
化学肥料併用	天　北	台 地 土	201.1	194.3	203.4	157.7	0.55	0.79	0.67	0.69	0.75	0.78	0.67	0.77
		泥 炭 土	252.5	218.4	207.5	224.1	0.62	0.69	0.80	0.98	0.64	0.71	0.82	1.01
	畜　試	黒ボク土	182.8	251.3	－	209.3	0.64	0.82	－	0.91	0.84	0.86	－	－
	根　釧	黒ボク土	294.7	177.2	－	192.3	0.83	0.61	－	0.73	0.97	0.73	－	0.74
	平均±標準偏差		212±35				0.7^{a}±0.1				0.8^{b}±0.1			

各年次の同一列内において，異文字を付した値の間には 1%水準で有意差がある．

表 4-2-4　チモシー草地に表面施用したスラリーの肥料換算係数（R）

ふん尿処理物	肥料換算係数（R）		
	窒　素	リ　ン	カリウム
スラリー	0.4	0.4	0.8

(4) 尿液肥中肥料成分の肥料換算係数（R）

本試験では，尿液肥の施用試験を根釧農試の 2 例しか実施できなかった．そこで，尿液肥中肥料成分におけるみかけの利用割合（M_{ab}）の信頼性を向上させるため，1997～1998 年に根釧農試が実施した試験結果[23]を引用し，表 4-2-5 に示した．

実験は本試験の 2003 年度を除き化学肥料無施用条件で実施されたため，年間乾物収量の平均値は 7.0 Mg ha^{-1} と，目標収量には至らなかった．みかけの肥料成分利用割合（M_{ab}）の平均値は，N 0.54 kg kg^{-1}，K 0.66 kg kg^{-1} であった．前述したスラリーの場合，みかけの N 利用割合は化学肥料の有無に大きな影響を受けず，K 利用割合は化学肥料の併用によって高まっていた（表 4-2-3）．尿液肥の場合も，2003 年に化学肥料を併用した結果，みかけの N 利用割合は 0.5 kg kg^{-1} で他の区に類似した水準にあり，K 利用割合は 1.0 kg kg^{-1} と他の値よりも高い値を示した（表 4-2-5）．目標収量を得るために化学肥料を併用した場合，ここで得られたみかけの K 利用割合の平均値 0.66 kg kg^{-1} は，やや過小評価されている可能性が考えられる．

引用した成績は化学肥料無施用条件なので，化学肥料の利用割合を計算できない．そこで，本試験の 2000～2003 年に根釧農試で得られた化学肥料の利用割合を平均して表 4-2-6 に示した．表 4-2-5 で得られた尿液肥中肥料成分におけるみかけの利用割合の平均値を，表 4-2-6 で得られた平均値で除すことにより，各肥料成分の肥料換算係数を推定し，N 0.8，K 0.8 程度と設定した（表 4-2-7）．

一方，P については算出されたみかけの肥料成分利用割合（M_{ab}）が平均 3.0 kg kg^{-1} 以上の値を示し，本来 M_{ab} 値の上限であるはずの 1.0 を上回った（表 4-2-5）．この理由としては，尿液肥中の P 含有率が極めて少なく，尿液肥の施用に伴って投入される P の量が 5 kg ha^{-1} 未満となり，大きな誤差が生じたことが一因と思われる．尿

液肥中のＰ含有率が著しく低いことは，既往の実態調査[44]においても明らかであり，実際の利用場面を想定した場合,尿液肥の施用に伴うＰ減肥の必要性は極めて低い.以上を考慮し，尿液肥の肥料換算係数をＮ 0.8 およびＫ 0.8 と設定し，Ｐ の肥効は評価しないこととした（表 4-2-8).なお,みかけのＫ利用割合の項で述べたように,本試験の尿液肥ではＫの肥料換算係数をやや過小評価した可能性がある.

表 4-2-5　尿液肥中における肥料成分のみかけの利用割合

試験	処理	乾物収量（Mg ha^{-1}）				みかけの利用割合（M_{ab}, kg kg^{-1}）											
						N				P				K			
		'97	'98	'02	'03	'97	'98	'02	'03	'97	'98	'02	'03	'97	'98	'02	'03
本試験	化学肥料無施用			5.2				0.7				1.9				0.5	
	同　上				6.7				0.6				5.1				0.8
	化学肥料併　用				9.8				0.5				5.2				1.0
根釧農試 (1999)[23]	N 100kg ha^{-1}：春	5.9				0.6				3.9				0.6			
	N 200kg ha^{-1}：春	7.4				0.6				2.9				0.5			
	N 100kg ha^{-1}：秋		5.9				0.3				2.3				0.6		
	N 200kg ha^{-1}：秋		8.7				0.4				2.0				0.6		
	N 100kg ha^{-1}：春		6.1				0.6				1.2				0.6		
	平　均			7.0				0.54				3.01				0.66	

根釧農試他(1999)[23]の試験は化学肥料無施用の条件で実施.

表 4-2-6　根釧農試における化学肥料のみかけの利用割合[1,2]

肥料成分	みかけの利用割合（F_{ab} kg kg^{-1}）
窒　　素	0.66±0.18
リ　　ン	0.44±0.17
カリウム	0.86±0.13

1）平均値±標準偏差.
2）2000～2003 年の値.

表 4-2-7　尿液肥中の窒素およびカリウムにおける R 値の推定

肥料成分	みかけの利用割合(kg kg^{-1})				R
	尿液肥[1]		化学肥料[2]		
窒　　素	0.54	÷	0.66	＝	0.8
カリウム	0.66	÷	0.86	＝	0.8

1）表 4-2-5 より.
2）表 4-2-6 より.

表 4-2-8　尿液肥の肥料換算係数

ふん尿	肥料換算係数(R)		
	窒　　素	リ　　ン	カリウム
尿液肥	0.8	―	0.8

第 3 節　草地に施用したふん尿処理物の施用時期に対応した窒素肥効の評価法

第１節と第２節では，北海道の標準的な肥料成分含有率のふん尿処理物（堆肥，スラリー，尿液肥）を供試し，早春の最も施肥効率の高い時期[47]に施用する条件で，ふん尿処理物に含まれる肥料成分のうち，化学肥料の代替えとして牧草に利用される成分量を把握するための肥料換算係数（*R*）を設定した．

しかし，ふん尿処理物の施用時期が上記の条件と異なる場合には，N の肥効が変化する[50,55]ので，これに対応してふん尿処理物の N 肥効をより正確に評価するためには，肥料換算係数を補正するための値（補正係数）を設定する必要がある．そこで，北海道内の気象と土壌の異なる 3 試験場でふん尿処理物の施用試験を実施し，N の肥料換算係数（*R*）に対する施用時期の補正係数を検討した．

実験方法

(1) 材料と試験処理

供試草地および供試したふん尿処理物は，第１節および第２節において供試したものと同一である．この条件に新たな試験処理として，ふん尿処理物の施用時期を配置した．施用時期は試験地と試験年度によってやや異なるが，基本的に前年最終収穫後の 9 月，10 月，11 月，当年 4 月下旬～5 月上旬（以下，4-5 月上旬），5 月中旬および 5 月下旬の合計 6 時期とし，それぞれ年間施用量を全量施用した．ふん尿処理物の施用量は，表 4-3-1 のように試験地と試験年度によって異なる．しかし，いずれの試験地でも，同一試験年度内の各施用時期（前年 9 月から当年 5 月）におけるふん尿処理物の施用量は等量とした．

多くの試験地には，化学肥料を併用した系列（化学肥料併用系列）と併用しない系列（化学肥料無施用系列）を設けた．化学肥料併用系列における肥料成分の施用量は，北海道施肥ガイド[19]に基づいて，各ふん尿処理物の肥料成分含有率を考慮し，施用されるいずれの肥料成分も，必要量を上回らないようにした（表 4-3-2）．

表 4-3-1　供試したふん尿の化学性[1]

供試ふん尿	試験場	土壌	圃場名	施用量 (Mg ha^{-1})	水分 (kg kg^{-1})	窒素 T-N (g kg^{-1})	窒素 NH_4-N (g kg^{-1})	リン P	カリウム K
堆肥	根釧	黒ボク土	A～C	40	0.63～0.76	3.6～ 5.7	*tr* ～0.4	1.1～1.7	2.5～ 5.9
	天北	台地土	I	27～38	0.75～0.79	6.5～ 7.9	*tr*	2.6～3.3	3.2～ 4.2
		泥炭土	K	35～55	0.75～0.79	6.5～ 7.9	*tr*	2.6～3.3	3.2～ 4.2
	畜試	黒ボク土	M～P	45～50	0.25～0.79	3.9～12.4	*tr* ～0.3	1.4～6.2	4.1～19.9
スラリー	根釧	黒ボク土	D～F	40	0.91～0.96	2.3～ 4.2	0.7～2.3	0.4～0.7	2.7～ 3.8
	天北	台地土	J	27～52	0.95～0.96	3.5～ 5.3	2.0～2.3	0.5～0.8	3.2～ 5.1
		泥炭土	L	39～66	0.95～0.96	3.5～ 5.3	2.0～2.3	0.5～0.8	3.2～ 5.1
	畜試	黒ボク土	Q～T	45～50	0.88～0.95	2.6～ 4.3	1.1～1.5	0.4～0.9	2.2～ 4.2
尿液肥	根釧	黒ボク土	G，H	40	0.99	1.6，2.1	0.9～1.2	*tr* ～0.1	3.4～ 3.7

1) 最小値～最大値，試験期間は 2000～2003 年で圃場により異なる．

表 4-3-2　化学肥料併用系列における化学肥料の年間施用量（kg ha^{-1}）[1]

供試ふん尿	試験地 試験場	試験地 土壌	試験地 圃場名	窒素 N	リン P	カリウム K
堆肥	根釧	黒ボク土	A，C	80，120	18，19	0，44
	天北	台地土	I	94～116	0～0.4	0～43
		泥炭土	K	41～ 83	0～0.4	0～74
	畜試	黒ボク土	M，P	92，138	35	0
スラリー	根釧	黒ボク土	D，F	80～100	26	8～62
	天北	台地土	J	50～114	19～20	0
		泥炭土	L	0～ 73	25	0
	畜試	黒ボク土	Q～T	0～102	35	0～64
尿液肥	根釧	黒ボク土	H	80	26	17

1) 最小値～最大値，試験期間は 2000～2003 年で圃場により異なる．草地Ｂ，Ｅ，Ｇ，Ｎ，Ｏは化学肥料併用区を配置しなかった．

(2) 肥効解析のための変数及び係数と解析の視点

第１節および第２節では，化学肥料に含まれるＮのみかけの利用割合(F_{ab}，kg kg^{-1})を式1，ふん尿処理物に含まれるＮのみかけの利用割合(M_{ab}，kg kg^{-1})を式2，ふん尿処理物に含まれるＮのうち，化学肥料と見なせるＮの割合(R)を式3によって定義した．

$$F_{ab} = (U_F - U_{F0}) / A_F \qquad (式1)$$

$$M_{ab} = (U_M - U_{M0}) / A_M \qquad (式2)$$

$$R = M_{ab} / F_{ab} \qquad (式3)$$

ここで，U_F は化学肥料施用区の N 吸収量(kg ha^{-1})，U_{F0} は化学肥料無施用区の N 吸収量(kg ha^{-1})，A_F は化学肥料による N 施用量(kg ha^{-1})，U_M はふん尿処理物施用区の N 吸収量(kg ha^{-1})，U_{M0} はふん尿処理物無施用区の N 吸収量(kg ha^{-1})，A_M はふん尿処理物による N 施用量(kg ha^{-1})である．

Ｎの肥料換算係数（R）は，ふん尿処理物の施用時期によって変化するため，肥料換算係数（R）に対し，実際の施用時期に応じて補正係数（T）を乗じ，これをふん尿処理物中のＮ含有率（C_N，kg Mg^{-1}）に乗じることにより，ふん尿処理物の施用に伴うＮの肥料成分換算量（S_N，kg Mg^{-1}）を求める（式4）．

$$S_N = C_N \times R \times T \qquad (式4)$$

チモシーの吸収したＮが乾物生産に寄与する程度は，施用時期によって異なることが知られている[47,50]．このため，みかけのＮ利用割合のみに注目して補正しても，乾物収量がそれに応じて得られない懸念がある．そこで，ここでは，N の利用性と乾物生産性の双方について検討した．乾物生産性の指標として，ふん尿処理物による N 施用量 1 kg 当たりの乾物増加量(M_e，kg kg^{-1})を，下記の式5により算出した．

$$M_e = (Y_M - Y_{M0}) / A_M \qquad (式5)$$

ここで，Y_M はふん尿処理物施用区の乾物収量(kg ha^{-1})，Y_{M0} はふん尿処理物無施用区の乾物収量(kg ha^{-1})，A_M はふん尿処理物によるＮ施用量(kg ha^{-1})である．

実験結果

ふん尿処理物施用区のうち4-5月上旬区とふん尿処理物無施用区の年間乾物収量を，各試験場ごとの平均値として表4-3-3に示した．ふん尿処理物施用区における化学肥料併用系列の収量は，概ね北海道の目標収量水準である8.5～9.0 Mg ha^{-1}を得たのに対し，化学肥料無施用系列は低収の傾向にあった．

前年秋から当年春までのふん尿処理物の施用時期の違いが年間乾物収量に及ぼす影響について図4-3-1に示した．年間乾物収量は，各試験地・年度における4-5月上旬区の値を100とする相対値を施用時期ごとの平均値として示した．また，2003年に根釧農試で調査した1番草有穂茎数の値もあわせて示した．ふん尿処理物の種類にかかわらず，早春の施用時期が遅れると，乾物収量は低下した．これに対し，前年秋に施用すると，堆肥では4-5月上旬区と同等の乾物収量を得たが，スラリーと尿液肥では減収した．これら施用時期の違いに対する乾物収量の反応は，化学肥料の有無によらず同様であった．また，ふん尿処理物の施用時期の違いによる1番草有穂茎数の多少は，乾物収量の傾向と良く対応していた（図4-3-1）．

表4-3-3　各試験場におけるふん尿の早春施用区と無施用区の年間乾物収量[1)]

試験場（土壌）	化学肥料	ふん尿無施用区	ふん尿施用区 堆肥	ふん尿施用区 スラリー	ふん尿施用区 尿液肥
根釧農試（黒ボク土）	併用系列	7.6±2.1	9.6±3.9	10.3±2.6	8.7
	無施用系列	2.4±1.3	3.4±2.3	6.0±2.1	6.3±1.5
天北農試（台地土）	併用系列	7.6±0.9	9.9±0.7	10.3±1.3	－
	無施用系列	4.3±1.0	5.8±0.5	7.7±2.3	－
天北農試（泥炭土）	併用系列	7.6±1.3	9.9±0.9	10.5±1.3	－
	無施用系列	5.3±1.3	7.8±1.2	10.6±1.8	－
畜試（黒ボク土）	併用系列	6.4±0.5	7.2±1.1	8.0±1.3	－
	無施用系列	2.8±0.7	4.3±1.0	5.4±0.4	－

1) 2000～2003年のふん尿施用当年における4月下旬～5月上旬区の平均値±標準偏差，Mg ha^{-1}.
天北農試の堆肥は連用条件，尿の化学肥料併用系列は2003年の1年のみ.

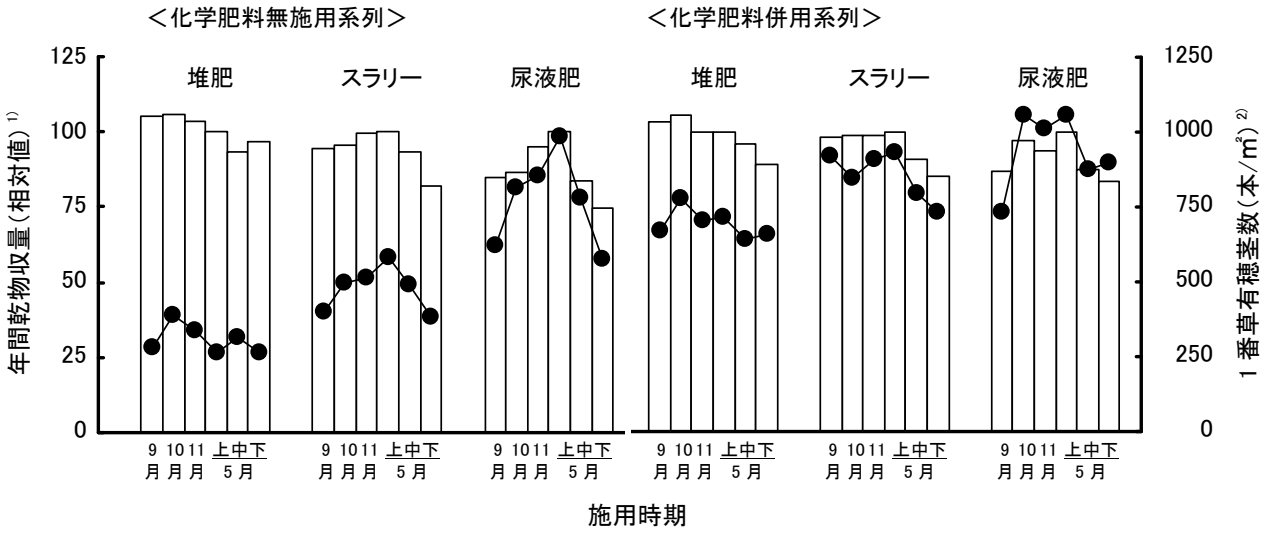

図 4-3-1　前年 9 月から当年 5 月下旬までのふん尿施用時期がチモシー単播草地の年間乾物収量と 1 番草有穂茎数に及ぼす影響

□：年間乾物収量，●：1 番草有穂茎数

1）各試験値の 4～5 月上旬施用区を 100 とした相対値を年度ごとに求め，各施用時期の相対値を全試験地・年度の平均値で示した．

2）根釧農試における 2003 年の調査結果．

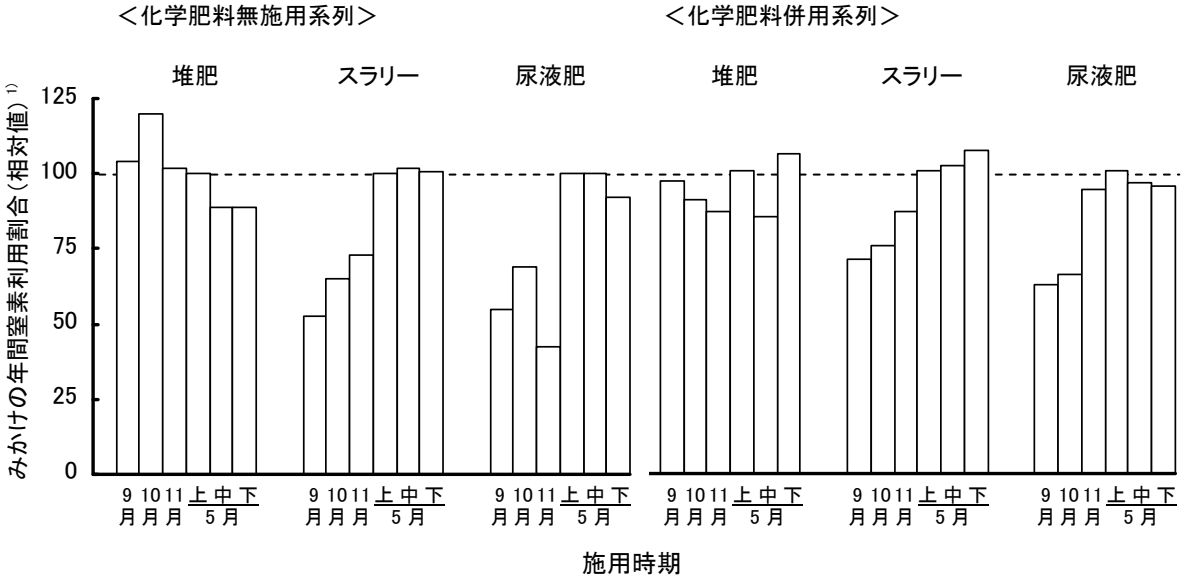

図 4-3-2　前年 9 月から当年 5 月下旬までのふん尿施用時期がチモシー単播草地におけるみかけの年間窒素利用割合に及ぼす影響

1）みかけの窒素利用割合(kg kg^{-1}) ＝ $\dfrac{\text{ふん尿施用区の年間窒素吸収量(kg ha}^{-1}\text{)} - \text{ふん尿無施用区の年間窒素吸収量(kg ha}^{-1}\text{)}}{\text{ふん尿施用に伴う窒素投入量(kg ha}^{-1}\text{)}}$

各試験値の 4～5 月上旬施用区を 100 とした相対値を年度ごとに求め，各施用時期の相対値を全試験地・年度の平均値で示した．

図 4-3-2 には，式 2 によるみかけのＮ利用割合を，図 4-3-1 と同様の相対値で示した．乾物収量の場合と異なり，スラリーと尿液肥の早春施用時期が遅れても，みかけのＮ利用割合に明瞭な低下傾向は認められず,むしろ,前年秋施用区における低下傾向の方が顕著であった．一方，堆肥では施用時期の違いがみかけのＮ利用割合に及ぼす影響について，一定の傾向が認められなかった．

考　察

本試験のうち，スラリーと尿液肥の施用時期による乾物収量とＮ吸収量の反応の違いは，スラリーを用いた既往の知見[50,55]によって，以下のように説明できる．

チモシーの年間収量は１番草収量に大きく影響される．チモシーの１番草で高収を得るには，早春可能な限り早期にＮを施用し，１番草の有穂茎数を十分に確保する必要がある[47]．前年秋に施用されたふん尿処理物のＮは越冬前後に一部損失する．しかし，チモシーは，残ったＮを翌春の萌芽とともに利用できるので，吸収されたＮは１番草の有穂茎数を効果的に増大させる．これに対し，ふん尿処理物を５月中旬以降に施用すると，施用後におけるＮの損失は少ない．この場合，チモシーのＮ吸収量は多いにもかかわらず，一部が有穂茎数の確保に間に合わない６月以降の時期に吸収されるので，吸収されたＮの有穂茎数への寄与は秋施用区よりも小さい.すなわち，秋施用区のＮ吸収量は少ないが，吸収されたＮは高い増収効果を発揮する．一方，５月中旬以降の施用区におけるＮ吸収量は多いが，遅効きのため増収効果が小さい．このような要因が関与した結果，秋施用区と５月中旬区は，ともに 4-5 月上旬区よりも低収となり，さらに，施用時期が５月下旬まで遅れると，収量の低下が助長されたと理解できる．

一方，堆肥施用時の反応が，スラリーや尿液肥の施用時と異なった理由は，含まれるＮの形態に起因すると推察する．スラリーと尿液肥は堆肥よりも多くの NH_4-N を含む(表 4-3-1)．このため，前年秋にスラリーや尿を施用すると，施用時に NH_3 揮散が起こりやすく，秋の降雨や融雪水の影響によって無機態Ｎが流亡しやすい．これに対し，堆肥では，NH_4-N 含有率が低いため(表 4-3-1)，無機態Ｎの損失が少ない．その結果，堆肥の前年秋施用区では,十分なＮ吸収量が有穂茎数の確保に有効に働き，4-5 月上旬区と同等の収量が得られたと考えられる．

一方，９月区におけるみかけのＮ利用割合は，10 月，11 月区よりも小さな場合が多かった．松中[46]は，チモシー地上部の一部は越冬期間中に枯れ上がり，植物体から脱落するため，越冬後におけるチモシーの茎数および地上部Ｎ含有量は越冬前よりも減少し，これに伴って損失したＮが翌年のチモシー1 番草において再吸収されないことを報告している．ふん尿処理物の施用後，積雪・土壌凍結までの日数の多い９月区の値が小さかったことから，前年秋施用区のみかけのＮ利用割合が低下した理由は，施用後から越冬前までにチモシーの吸収したＮが，その枯死・脱落に伴って失われたことに起因する可能性が高い．一方，12 月中旬の土壌凍結期に施用されたスラリーの肥効は，顕著に低下することが知られている[50,55]．これを本試験結果と考え合わせれば，前年秋に施用されたふん尿処理物のＮは，施用後積雪・土壌凍結までの期間が短いほど損失が少ないが，積雪・土壌凍結後に施用された場合には，その多くが翌春の融雪・融凍とともに損失すると予想される．根雪や土壌凍結の始まりには大きな年次間差があることから，安全性を見込むとＮ損失を回避するためには 10 月末までにふん尿処理物の施用を終了することが望ましい．

以上のように，チモシー草地ではみかけのＮ利用割合のみならず，吸収したＮの増収効果も施用時期によって異なる．ふん尿処理物主体の施肥設計を行うにあたり，目標収量の確保は重要であるため，施用時期の補正係数はみかけのＮ利用割合ではなく，乾物生産性に注目して設定する必要がある．

ふん尿によるＮ施用量が異なるので(表 4-3-1)，式 5 によって施用Ｎ 1kg 当たりの乾物増加量を試験地ごとに算出し，4-5 月上旬区に対する相対値として表 4-3-4 および表 4-3-5 に示した．図 4-3-1 からも分かるように，堆肥とスラリー・尿液肥では，前年秋施用時の乾物収量への反応が異なったので，それぞれに補正係数を設定することとした．堆肥の前年秋施用時における相対値は，4-5 月上旬区を上回ったが，補正係数は実用上の確実性を重視して 1.0 とした（表 4-3-4）．なお，いずれのふん尿処理物でも，５月下旬は施用時の低収が明らかであり，11 月は前述したように降雪・土壌凍結等の懸念があることから，施用時期としては不適切なので推奨できない．それゆえ,５月下旬と 11 月の補正係数は設定しなかった．以上の整理に基づき，ふん尿に由来するＮの肥料換算係数に対する施用時期の補正係数を堆肥，スラリーおよび尿の各々について設定した（表 4-3-6）．

表 4-3-4　施用窒素 1kg 当たりの乾物増加量[1)]（相対値）に基づく堆肥の施用時期による窒素の補正係数

施用時期	化学肥料併用	化学肥料無施用	平均	補正係数
9 月	1.38	1.14	1.26	1.0
10 月	1.42	1.22		
11 月	1.18	1.02	1.10	－
4-5 月上旬	1.00	1.00	1.00	1.0
5 月中旬	0.91	0.73	0.82	0.8
5 月下旬	0.53	0.78	0.66	－

1）施用窒素 1kg 当たりの乾物増加量(kg kg^{-1})＝ $\dfrac{\text{ふん尿施用区の年間乾物収量(kg ha}^{-1}\text{)－ふん尿無施用区の年間乾物収量(kg ha}^{-1}\text{)}}{\text{ふん尿施用に伴う窒素投入量(kg ha}^{-1}\text{)}}$

各試験値の 4～5 月上旬施用区を 1.0 とした比を年度ごとに求め，各施用時期の相対値を全試験地・年度の平均値で示した．

表 4-3-5　施用窒素 1kg 当たりの乾物増加量[1)]（相対値）に基づくスラリーおよび尿液肥の施用時期による窒素の補正係数

施用時期	スラリー		尿液肥		平均	補正係数
	化学肥料併用	化学肥料無施用	化学肥料併用	化学肥料無施用		
9 月	0.97	0.92	0.65	0.82	0.89	0.8
10 月	1.08	0.93	0.86	0.86		
11 月	0.99	1.01	0.74	0.99	0.93	－
4-5 月上旬	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.0
5 月中旬	0.87	0.94	0.69	0.80	0.83	0.8
5 月下旬	0.35	0.66	0.53	0.65	0.55	－

1）施用窒素 1kg 当たりの乾物増加量(kg kg^{-1})＝ $\dfrac{\text{ふん尿施用区の年間乾物収量(kg ha}^{-1}\text{)－ふん尿無施用区の年間乾物収量(kg ha}^{-1}\text{)}}{\text{ふん尿施用に伴う窒素投入量(kg ha}^{-1}\text{)}}$

各試験値の 4～5 月上旬施用区を 1.0 とした比を年度ごとに求め，各施用時期の相対値を全試験地・年度の平均値で示した．

表 4-3-6　チモシー基幹採草地に対するふん尿施用時期に対応した N の補正係数（*T*）

施用時期	堆肥	スラリー・尿液肥
9 月上旬～10 月下旬	1.0	0.8
4～5 月上旬	1.0	1.0
5 月中旬	0.8	0.8

1）9～5 月の補正係数は年間施肥量に換算するための肥効率を算出する．
2）補正の対象は施用当年のみとする．

第 4 節　草地に表面施用した堆肥の窒素無機化率を考慮した窒素肥効の評価法

ふん尿処理物を最大限利用して牧草生産を行う場合，その肥効を適切に評価できなければ，牧草の収量や品質に悪影響を及ぼす可能性が高い．特に，過剰に肥料成分が施用された場合には，環境汚染を引き起こす危険性も生じる．第 1 節では標準的な性状の堆肥を供試し，チモシー草地に施用された堆肥から供給される肥料成分を化学肥料に換算するための係数（肥料換算係数）を設定した．しかし，この係数は堆肥の生産来歴の違いによってもたらされる性状の違いを考慮した値ではなく，より正確に肥効を把握するための方法を明らかにする必要がある．そこで，根室地域の酪農場で生産された来歴の異なる堆肥を供試し，N を中心とした化学成分の違いが，チモシー草地に対する肥料的効果に及ぼす影響を検討した．

実験方法

(1) 供試草地と土壌条件

試験は，1994 年に根釧農試場内に造成したチモシー（品種：ノサップ）単播草地において実施した．草地の土壌は普通黒ボク土（農耕地土壌分類第 3 次改訂版[72]）である．pH（H_2O）は 6.5，可給態 P（ブレイ No.2 法[10]），交換性 K[10]，Ca[10] および Mg[10] 含有率はそれぞれ 145，117，2028 および 114 mg kg^{-1} であった．

(2) 供試堆肥の化学性

根室地域の酪農家で採取した 17 種類の堆肥を供試した（表 4-4-1）．堆肥には敷料として用いられた乾牧草が混入しており，すべて屋外に堆積されていた．堆肥の水分含有率は 0.53～0.83 kg kg^{-1}，T-N 含有率は 2.88～5.38 g kg^{-1}，NH_4-N 含有率は 0.01～0.10 g kg^{-1}，NO_3-N 含有率は 0.01～0.35 g kg^{-1}，炭素率（C/N）は 10.2～21.3 の範囲にあった．これら供試堆肥の化学成分は，いずれの項目についても変動幅が大きかったが，概ね道内の酪農地帯における実態[44]を反映していた．堆肥の水分および肥料成分含有率は，現物当たりの値で示した．

表 4-4-1　供試した堆肥の化学成分[1)]

堆肥	水分 (kg kg^{-1})	pH	EC (S m^{-1})	T-N	NH_4-N	NO_3-N	P	K	Ca	Mg	C/N
				(g kg^{-1})							
A	0.79	8.80	0.32	4.55	0.01	0.03	1.35	3.77	6.65	0.60	17.7
B	0.76	8.44	0.30	5.38	0.01	0.05	1.76	4.90	4.22	0.75	13.1
C	0.59	7.36	0.05	5.17	0.04	0.07	2.30	0.73	17.95	0.65	11.4
D	0.83	8.25	0.24	2.88	0.02	0.05	1.00	1.37	2.33	0.39	21.3
E	0.80	7.52	0.18	4.31	0.02	0.10	1.39	1.21	4.10	0.50	14.5
F	0.76	8.22	0.36	5.18	0.10	0.01	1.76	4.15	3.54	0.80	16.4
G	0.79	8.42	0.22	4.65	0.03	0.05	2.12	2.73	5.35	1.01	11.8
H	0.79	8.48	0.36	4.08	0.02	0.04	0.48	3.13	2.41	0.31	13.3
I	0.69	7.62	0.17	4.89	0.03	0.10	1.59	2.59	4.05	0.57	11.4
J	0.65	7.15	0.09	3.60	0.04	0.09	0.78	2.09	2.33	0.22	10.2
K	0.83	8.09	0.27	3.22	0.04	0.02	1.07	1.95	1.94	0.40	14.5
L	0.79	7.11	0.13	4.07	0.02	0.06	1.74	1.17	2.94	0.54	13.1
M	0.66	7.11	0.06	4.66	0.02	0.03	0.61	1.27	3.67	0.53	11.6
N	0.80	8.12	0.29	3.62	0.03	0.04	0.87	2.46	1.97	0.33	17.5
O	0.69	7.44	0.19	4.46	0.06	0.35	1.16	2.11	5.10	0.47	11.9
P	0.59	8.02	0.12	3.64	0.02	0.02	0.58	2.57	5.42	0.36	13.0
Q	0.53	6.92	0.03	4.20	0.06	0.04	0.59	1.07	3.69	0.37	11.3
平均値	0.73	7.83	0.20	4.27	0.03	0.07	1.24	2.31	4.57	0.52	13.8
標準偏差	0.09	0.58	0.11	0.71	0.02	0.08	0.57	1.17	3.70	0.20	2.9

1) 水分および肥料成分含有率は現物当たりの値.

(3) 堆肥および化学肥料の施用方法

1995 年 10 月 26 日に堆肥を草地表面に現物で 40 Mg ha^{-1} 施用した．また，化学肥料のみを施用する堆肥無施用区も併置した．試験は 1 区面積 6.25 m^2（2.5m×2.5m），無反復で実施した．

北海道では，一般的な品質の堆肥を秋に表面施用した場合，翌年の牧草に供給される N，P，K 量を，年間でそれぞれ 1.0，0.44，2.5 kg Mg^{-1} としている[19]．また，その量で不足する肥料成分は化学肥料で補給することとしている．そこで本試験でも，堆肥から供給される肥料成分の不足分を補うため，化学肥料を用いて N,P,K を 80，21，86 kg ha^{-1}，早春（5 月上旬）と 1 番草収穫後（7 月上旬）に 2：1 に分けて施用した．この条件では，一般的な化学成分の堆肥を想定した場合，堆肥施用区における堆肥と化学肥料を合計した施肥成分量は，N，P，K として 120，38，186 kg ha^{-1} となる．これを当地域におけるチモシー単播草地の施肥標準量（N,P,K として 160,35，183 kg ha^{-1}）[19] と比較すると，N はやや不足，P および K は十分な量が供給されたことになる．

(4) 堆肥の N 無機化率

供試した堆肥のうち 8 点（A，C，E，F，J，K，M，P；表 4-4-1 を参照）について，土壌の可給態 N の測定法 10）に準じて，N 無機化率を測定した．すなわち，培養びんに供試草地の 0～5 cm から採取した生土 20 g（4 mm のふるいを通したもの）を秤取し，堆肥（風乾後粉砕し，2 mm のふるいを通したもの）0.5 g とよく混合し，培養びんの口をポリエチレンフィルムで覆い，30 ℃で 90 日間保温静置した．別に，生土のみの試料を準備し，これをブランクとした．以上の実験は 2 連で行った．培養終了後，堆肥と同様の方法で NH_4-N および NO_3-N を定量し，ブランクとの差し引きにより求めた N 無機化量を添加 N 量で除して N 無機化率を求めた．

(5) 堆肥の施用に伴う増収効果の評価法

本試験は，現物で同重量の堆肥を施用する条件としたため，堆肥由来 N 施用量は各区で異なっている．そのため，単純に乾物収量や N 吸収量の違いだけで各供試堆肥の肥効を比較できない．そこで，松中ら[49]が行った解析に準じ，堆肥の施用に伴う N の単位重量当たりの乾物生産効率（M_e と略）および堆肥由来 N の牧草によるみかけの吸収利用率（M_{ab} と略）により堆肥の N 肥効を比較した．M_e および M_{ab} は次の式（1）および式（2）により求める．

$$M_e = (Y_M - Y_{M0}) / A_M \quad \cdots (1)$$

$$M_{ab} = (U_M - U_{M0}) / A_M \quad \cdots (2)$$

ここで，Y_M，U_M は堆肥施用区の，Y_{M0}，U_{M0} は，堆肥無施用区の年間乾物収量，年間 N 吸収量を示す．A_M は堆肥からの N 施用量である．M_e の単位は kg（乾物重）・kg^{-1}（施用 N），M_{ab} の単位は kg（吸収 N）・kg^{-1}（施用 N）である．

実験結果および考察

(1) 牧草収量および N 吸収量

堆肥施用区の年間乾物収量と N 吸収量は，堆肥無施用区を上回り，年間乾物収量の最高値は当地方の目標収量レベル[19]である年間 8.5～9.0 Mg ha^{-1} に達していた（図 4-4-1）．また，同重量の堆肥を施用したにもかかわらず，堆肥によって N 吸収量は 70.3～120.0 kg ha^{-1}，乾物収量は 5.9～8.8 Mg ha^{-1} と大きく異なった．乾物収量は N 吸収量の増加に伴って直線的に増加し，牧草に対する N 肥効が堆肥により大きく変動することが明らかに示された（図 4-4-1）．

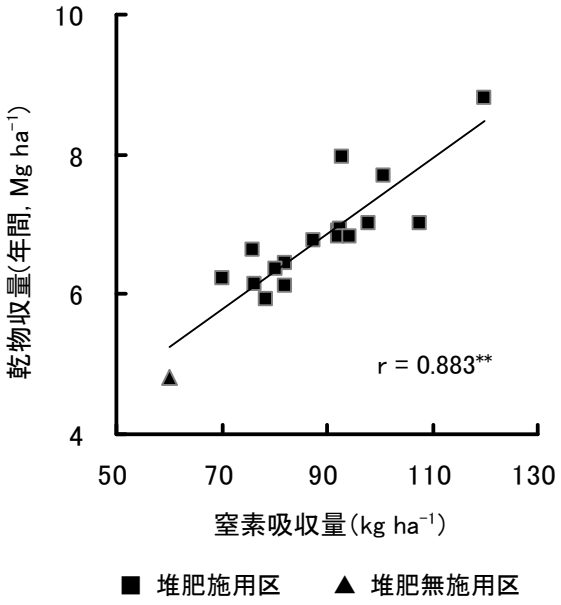

図 4-4-1　牧草の窒素吸収量と乾物収量の関係
(** 危険率 1%水準で有意)．

(2) 堆肥に由来する施用窒素の M_e および M_{ab}

M_e の平均値は 12.1 kg kg^{-1} で，最大値と最小値には約 3 倍（6.8～19.3 kg kg^{-1}），M_{ab} の平均値は 0.174 kg kg^{-1} で，同じく約 6 倍（0.061～0.368 kg kg^{-1}）の大きな幅が認められた（表 4-4-2）．

表 4-4-2　堆肥に由来する施用窒素（N）の乾物生産効率（M_e）[1)]および吸収利用率（M_{ab}）[2)]

堆肥施用区	M_e	M_{ab}
A	12.2	0.206
B	14.7	0.151
C	10.1	0.154
D	17.1	0.234
E	12.4	0.185
F	19.3	0.290
G	10.8	0.172
H	6.8	0.113
I	14.8	0.205
J	11.4	0.150
K	17.2	0.368
L	11.2	0.097
M	7.0	0.118
N	14.0	0.234
O	7.5	0.085
P	10.8	0.139
Q	8.5	0.061
最大値	19.3	0.368
最小値	6.8	0.061
平　均	12.1	0.174
標準偏差	3.7	0.078

1)　単位は kg（乾物重）・kg^{-1}（施用 N）
2)　単位は kg（吸収 N）・kg^{-1}（施用 N）

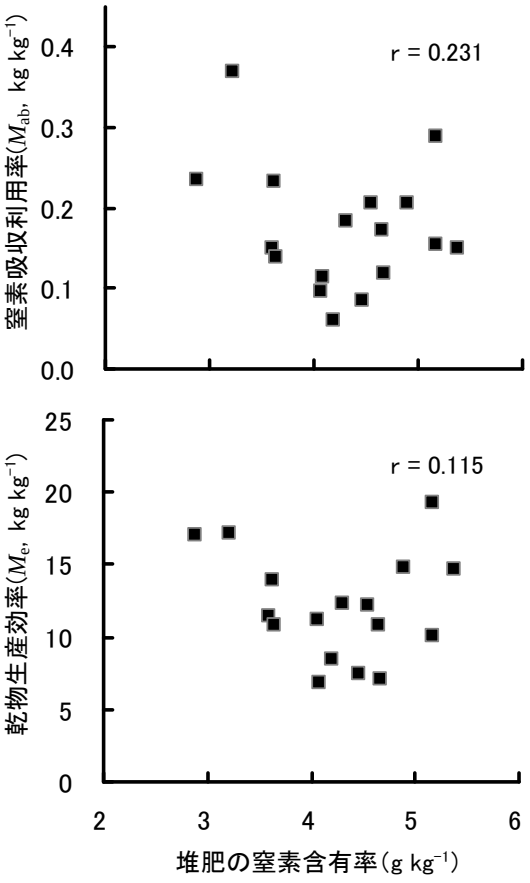

図 4-4-2　堆肥の窒素含有率と乾物生産効率（M_e）および窒素吸収利用率（M_{ab}）との関係

次に，堆肥の T-N 含有率と M_e および M_{ab} との関係を解析したところ，相関係数は 0.115 および 0.231 と低かった（図 4-4-2）．乳牛のふん尿を原料とした堆肥に含まれる N のうち，速効的に作用する無機態 N の割合は低い（表 4-4-1）．そのため，堆肥の施用に伴う N 肥効は，有機態 N の無機化によって生じたものが主体と考えられる．N の無機化が堆肥の生産来歴等の違いにかかわらず同程度であれば，堆肥の T-N 含有率を把握することにより，おおよその N 肥効を把握できると考えられる．しかし，図 4-4-2 では堆肥の T-N 含有率と N 肥効との関係は判然としなかった．このことから，給与飼料の構成[4)]や堆積場所の構造，堆積期間，切返しの頻度など生産来歴の違いによってもたらされる化学成分の違いが，堆肥に含まれる N の無機化に差を生じさせることがうかがわれた．

(3) 供試堆肥の化学成分と N 無機化率の関係

培養実験に供した堆肥 8 点の N 無機化率は 1.2～72.9 % と大きな幅が認められた（図 4-4-3）．また，この N 無機化率と圃場試験で得られた M_{ab} との相関係数は 0.739 と高く，危険率 5 %水準で両者間に有意な正の相関関係が認められた（図 4-4-3）．このことは，堆肥の施用に伴う N 肥効の変動が，T-N に占める無機化可能な N の割合に影響されることを示唆する．草地に施用した有機物の分解は，土壌や気象条件などの影響を強く受ける[61)]が，本試験ではこれらの環境要因は同一であるため，堆肥の化学成分そのものによる差が N 肥効に反映されたと考えられる．

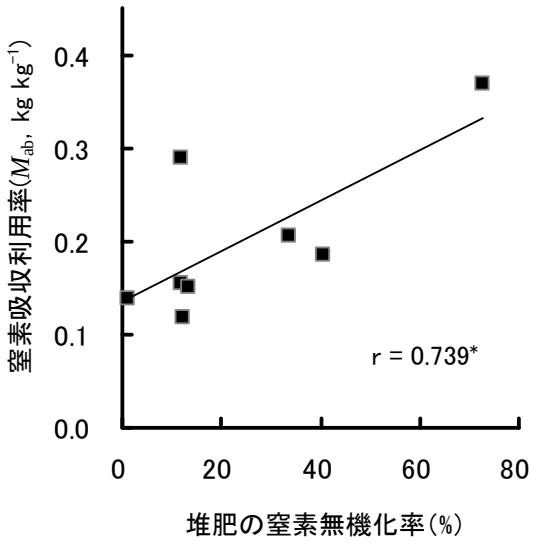

図 4-4-3　堆肥の窒素無機化率と堆肥に由来する施用窒素の吸収利用率（M_{ab}）との関係
(* 危険率 5%水準で有意)．

表 4-4-3　堆肥の窒素無機化率と水分含有率，pH，EC，C/N，全窒素および無機態窒素含有率との単相関係数

	水分 (kg kg^{-1})	pH	EC (S m^{-1})	C/N	全窒素 (g kg^{-1})	無機態窒素 (g kg^{-1})
窒素無機化率（%）	0.817*	0.306	0.462	0.391	−0.439	−0.060

＊ 危険率 5%水準で有意.

そこで，堆肥の化学成分のうちＮの無機化に影響を及ぼすと考えられる項目として，水分含有率，pH，EC，C/N，T-N および無機態Ｎ含有率とＮ無機化率との関係を検討した．その結果，Ｎ無機化率と危険率５%水準で有意な正の相関関係が認められた項目は水分含有率だけであった（表 4-4-3）.

三木[61]は，北海道の天北地域において，乳牛の排泄直後に採取した未分解の牛ふんと，年１回の切返しを行い１年間堆積した一般的な牛ふん堆肥を用いて圃場埋設試験を行い，前者のＮ無機化率が後者のそれよりも明らかに高いことを報告している．一方，根室地域において堆肥の化学成分に関する実態を調査した結果[37]では，屋外における堆積期間の延長に伴って，堆肥の水分や T-N 含有率は低下する傾向にあることが報告されている．これらから，前述した堆肥の水分含有率とＮ無機化率との間に高い正の相関関係が示された理由として，次のことが指摘される．すなわち，北海道の草地酪農地帯でみられる水分含有率の低い堆肥には，屋外での堆積期間が長いものが多く，その間に易分解性Ｎの分解が進行し，これに伴って生じた無機態Ｎは揮散や溶脱により消失するため，堆肥中に残存したＮは相対的に難分解性のものが多く，堆肥のＮ無機化率が低かったと推察される.

以上のことから，堆肥の水分含有率を指標とすることにより，N 肥効の変動を評価可能であることが示唆された.

(4) 堆肥の水分含有率を指標としたＮ供給可能量の把握

現在，農業生産現場において，堆肥の施用に伴う減肥可能量を簡単に予測する場合，肥効率を用いるのが一般的な方法である[68]．これは，堆肥などの有機物に含まれる肥料成分の肥効を，同成分量の化学肥料で作物を栽培した時の肥効を 100 とした相対値で評価する方法である．千葉県[96]では，この方法を応用し，堆肥の T-N 含有率を考慮して肥効率を段階的に設定し，減肥可能量を算定しているが，一般的には，畜種別の固有値を用いることが多い.

本試験の結果から，チモシー草地に施用した堆肥の N 肥効を評価するためには，T-N 含有率を把握するだけでは不十分であること，また堆肥のＮ無機化率は水分含有率と密接な関係にあることが示唆された．そこで，堆肥のＮ肥効を変動させる主要な要因と考えられるＮ無機化率を，堆肥の水分含有率を指標として把握し，これを考慮して堆肥のＮ肥効を総合的に評価することを試みた．まず，各堆肥の水分含有率からそれぞれのＮ無機化率を推定する関係式を導いた（図 4-4-4）.

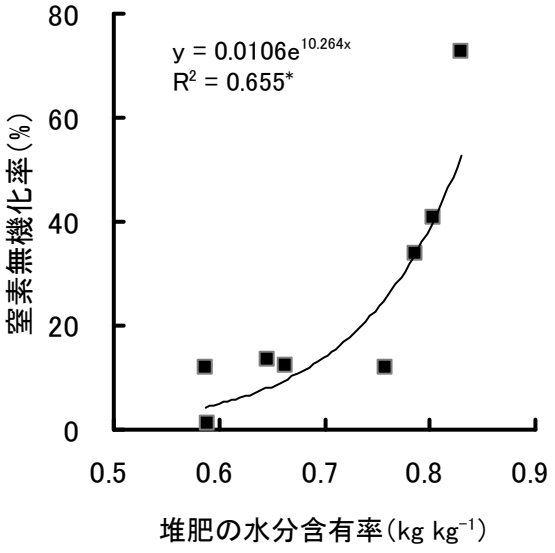

図 4-4-4　堆肥の水分含有率と窒素無機化率の関係
(* 危険率 5%水準で有意).

この式により各堆肥のＮ無機化率を求め，これに堆肥の T-N 含有率を乗じて得た値を，それぞれの堆肥のＮ供給可能量と定義した．このＮ供給可能量と堆肥の施用に伴う増収効果（M_e および M_{ab}）との関係を図 4-4-5 に示した．両者の間にはそれぞれ，0.485 および 0.536 と危険率 5%水準で有意な正の相関関係が認められ，相関係数は T-N 含有率単独で評価した場合（図 4-4-2，M_e：r=0.115，M_{ab}：r=0.231）と比較して明らかに高くなった．このように，チモシー草地に施用した堆肥のＮ肥効をある程度の精度で評価するためには，堆肥の水分含有率を指標としてＮ無機化率を推定し，これを T-N 含有率に乗じてＮ供給可能量を把握する方法が有効であると考えられた.

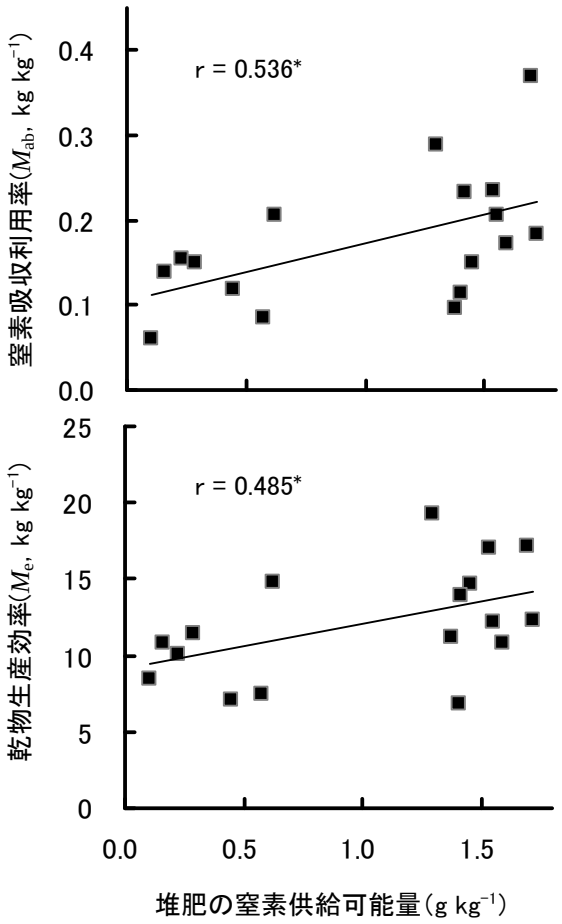

図 4-4-5　堆肥の窒素供給可能量と乾物生産効率（M_e）
および窒素吸収利用率（M_{ab}）との関係
(* 危険率 5%水準で有意).

第 5 節　草地に表面施用したスラリーの化学成分変動に対応した窒素肥効の評価法

第２節では標準的な性状のスラリーを供試し，チモシー草地に施用されたスラリーから供給される施肥成分を化学肥料に換算するための係数（肥料換算係数）を設定した．しかし，この係数はスラリーの性状の違いを考慮した値ではないため，より正確に肥効を把握するための方法を明らかにする必要がある．そこで，根室地域の酪農場で生産された来歴の異なるスラリーを供試し，N を中心とした化学成分の違いが，チモシー草地に対する肥料的効果に及ぼす影響を検討した．

実験方法

(1) 供試草地と土壌および気象条件

試験は，1997 年に根釧農試場内に造成したチモシー（品種：ノサップ）単播草地において実施した．供試した草地の土壌は普通黒ボク土（農耕地土壌分類第 3 次改訂版[72]）で，pH は 5.9，可給態 P_2O_5（ブレイ No.2 法[10]），交換性 K_2O[10]，CaO[10] および MgO[10] 含有率は各々135，146，1286 および 111 mg kg^{-1} であった．スラリー施用時における気象条件の推移を，5 月中旬におけるアメダス準平年値[28] と比較して表 4-5-1 に示した．

表 4-5-1　スラリー施用時における気象条件(1998 年)[1]

月日	降水量 (mm)	平均風速 (m s^{-1})	気温（℃） 平均	最高	最低
5 月 11 日	－	4.1	7.1	14.6	-1.5
5 月 12 日	3.5	4.6	10.3	18.1	1.3
5 月 13 日	21.5	2.8	7.6	10.1	2.4
5 月 14 日	－	2.9	4.8	9.9	1.1
5 月 15 日	－	3.6	9.0	18.9	1.8
5 月 16 日	0.5	2.5	19.8	30.9	6.7
5 月 17 日	2.0	4.6	12.8	17.3	10.3
5 月 18 日	0.5	2.4	15.7	22.1	9.8
平年値[2]	35.2	2.5	8.0	14.1	2.7

1) 中標津町（北海道立根釧農業試験場）におけるアメダス観測値.
2) 5 月中旬におけるアメダス準平年値[27]．降水量は積算値.

(2) 牧草の調査方法

スラリー施用当年および翌年の牧草生育に対する影響を調査した．牧草の刈取り（収穫）は 6 月下旬と 8 月下旬の年 2 回とした(1998 年 1 番草,6 月 24 日;同 2 番草,8 月 24 日；1999 年 1 番草，6 月 28 日；同 2 番草，8 月 25 日)．

(3) 供試スラリー

根室地域の酪農家で採取した 18 種類のスラリーを供試した(表 4-5-2)．スラリーは，ふん尿貯留用サイロ[24]，コンクリート製ピット[24] およびふん尿貯留用ため池（ラグーン）[24] など異なるタイプの施設に貯留されていた．また，供試スラリーの中には，近年，スラリーの取り扱い性改善や固形物を堆肥化する目的で導入が進んでいるふん尿固液分離機[24] によって分離された液分（以下，分離液と略）が 2 点含まれた．スラリーの乾物含有率は 53～116 g kg^{-1}，T-N 含有率は 2.88～6.10 g kg^{-1}，NH_4-N 含有率は 0.91～3.25 g kg^{-1} の範囲にあり，NO_3-N はいずれのスラリーにおいても検出されなかった．T-N に占める NH_4-N の割合は 30～58 %であった．K 含有率は 2.62～4.23 g kg^{-1} であり，P 含有率は 0.54～1.58 g kg^{-1} と T-N および K 含有率に比べて低い値を示した．これら供試スラリーの化学成分は，いずれの項目についても大きな変動幅を有したが，概ね道内の酪農地帯における実態[44] を反映していた．

(4) スラリーの施用法

1998 年 5 月 11 日にスラリー（50 Mg ha^{-1}）を草地表面に施用した．また，スラリー無施用区も併設した．N および K は無施用としたが，P は各区に P_2O_5 として 35 kg ha^{-1} を過リン酸石灰を用いて早春（5 月上旬）と 1 番草収穫後（7 月上旬）に 2：1 に分けて施用した．この理由は，スラリーの P 含有率は N，K よりも低く，これが生育の規制要因となることを防ぐためである．1999 年はスラリーを施用せず，P のみ 1998 年と同様に施用した．試験は 1 区面積 6.25 m^2（2.5m×2.5m），無反復で実施した．

実験結果および考察

(1) スラリーの N 含有率と牧草の収量および N 吸収量

表 4-5-3 に牧草収量を示した．施用当年におけるスラリー施用区の年間合計収量は，いずれもスラリー無施用区（1.18 Mg ha^{-1}）を上回り，同量のスラリーを施用したにも関わらず，3.20～5.80 Mg ha^{-1} と大きな差があった．また，牧草の年間合計収量は，スラリーの T-N 含有率との間に 1 %水準で有意な正の相関関係にあった（図 4-5-1）．一方，施用翌年におけるスラリー施用区の年間合計収量は，無施用区を上回ったものの，施用当年と比較すると増収効果は小さく，施用区間の差も小さかった．これは，スラリーの施用翌年において N の残効が認められないとした本章第 2 節の結果と一致している．したがって，N に関する以降の検討は施用当年（1998 年）の結果についてのみ行った．

スラリーの T-N 含有率と施用当年における牧草の 1 番草，2 番草および年間 N 吸収量の相関係数は，各々0.753，0.624 および 0.842 と高く，いずれも危険率 1 %水準で両者間に有意な正の相関関係が認められた（図 4-5-2）．ま

た，牧草の1番草，2番草および年間N吸収量と収量の相関係数は，各々0.955，0.975および0.962と高く，いずれも危険率1%水準で両者間に有意な正の相関関係が認められた．このことから，スラリーのT-N含有率を把握することにより，そのN肥効を化学肥料の代替として評価できることが示唆された．同様に，スラリーの形態別N含有率との関係をみると，牧草のN吸収量と最も高い相関を示すNの形態は番草によって異なり，1番草ではNH_4-N，2番草では有機態Nであった．このうち，分離液はNH_4-N含有率が同程度である他のスラリーと比較して，1番草におけるN吸収量が著しく高かったことが注目される．これに関する解析は後述する．

表4-5-2　供試したスラリーの化学成分[1)]

スラリー	貯留[2)]施設	乾物 (g kg^{-1})	pH	EC (dS m^{-1})	T-N	NH_4-N	有機態N	P	K	Ca	Mg
					(g kg^{-1})						
A	LG	70	7.10	9.2	2.99	0.91	2.08	0.73	2.72	1.04	0.44
B	MS	116	7.01	10.7	5.30	2.09	3.21	1.23	2.62	2.50	0.55
C	MS	102	7.25	12.8	5.25	2.40	2.85	0.98	2.94	2.22	0.50
D	MS	101	7.34	13.1	5.25	2.62	2.64	1.02	3.08	2.18	0.51
E	MS	96	7.51	11.8	4.28	1.80	2.47	0.88	2.82	1.27	0.48
F	CP	96	7.26	12.5	4.72	2.56	2.17	0.95	3.62	1.56	0.63
G	CP	115	7.58	13.3	6.10	2.93	3.17	1.58	3.11	2.39	0.75
H	LG	104	7.19	12.6	5.73	3.25	2.48	0.99	3.39	1.34	0.61
I	CP	93	7.06	11.4	4.84	2.41	2.43	0.93	4.09	1.21	0.44
J	LG	105	6.91	10.3	4.16	1.94	2.22	0.77	3.35	1.52	0.56
K	CP	111	7.22	12.0	4.81	2.34	2.47	0.89	2.99	2.08	0.67
L	CP	73	7.11	9.0	3.05	1.30	1.75	0.65	3.10	0.95	0.39
M	CP	65	7.13	9.4	2.88	1.40	1.48	0.54	2.68	0.81	0.31
N	MS	101	7.33	13.8	5.41	2.92	2.48	0.99	4.23	2.19	0.58
O	LG	108	7.10	11.4	4.73	1.64	3.09	0.99	3.19	2.54	0.72
P	MS	87	7.00	9.2	3.07	1.13	1.94	0.62	3.18	1.06	0.37
Q[3)]	MS	65	7.00	11.4	4.44	1.46	2.98	0.99	3.12	1.83	0.48
R[3)]	CP	53	7.50	11.6	3.62	1.91	1.71	0.78	3.62	0.90	0.58
最大値		116	7.58	13.8	6.10	3.25	3.21	1.58	4.23	2.54	0.75
最小値		53	6.91	9.0	2.88	0.91	1.48	0.54	2.62	0.81	0.31
平均		92	7.19	11.4	4.48	2.06	2.42	0.92	3.21	1.64	0.53
標準偏差		19	0.20	1.5	1.00	0.67	0.51	0.24	0.45	0.60	0.12
変動係数 (%)		21	3	13	22	33	21	26	14	36	23

1)　新鮮物中の値．2)　MS：ふん尿貯留用サイロ，CP：コンクリート製地下ピット，LG：ふん尿貯留用ため池
3)　スラリーを固液分離機によって分離した液分

表4-5-3　牧草収量（乾物，Mg ha^{-1}）

スラリー施用区	1998年 1番草	1998年 2番草	1998年 合計	1999年 1番草	1999年 2番草	1999年 合計
A	2.35	0.87	3.22	1.01	0.95	1.96
B	2.98	1.71	4.69	1.07	1.17	2.24
C	3.22	1.25	4.46	1.41	1.29	2.70
D	3.60	1.07	4.67	0.98	0.72	1.70
E	3.19	1.02	4.20	1.26	0.89	2.15
F	3.72	0.93	4.65	1.02	0.73	1.75
G	4.12	1.26	5.38	1.16	0.69	1.85
H	4.77	1.03	5.80	1.05	0.76	1.81
I	3.71	1.02	4.74	0.97	0.71	1.68
J	2.81	1.10	3.91	1.43	1.69	3.11
K	3.28	0.97	4.26	1.06	1.58	2.64
L	3.10	0.74	3.84	0.69	0.70	1.38
M	2.71	0.89	3.61	0.65	0.84	1.49
N	4.18	1.07	5.25	1.05	0.77	1.82
O	3.11	0.97	4.08	1.19	0.69	1.89
P	2.47	0.73	3.20	1.00	0.69	1.69
Q	4.17	1.07	5.24	0.98	0.73	1.72
R	4.75	0.96	5.71	1.21	0.73	1.94
無施用	0.79	0.40	1.18	0.56	0.77	1.33

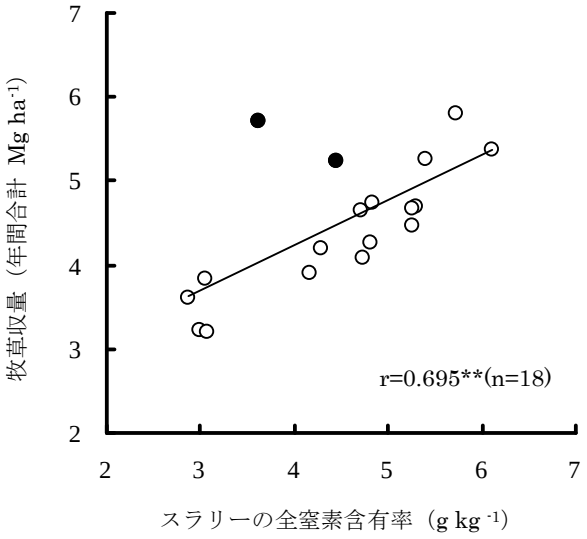

図 4-5-1　スラリーの全窒素含有率と施用当年における牧草収量の関係

早春にスラリーを 50 Mg ha^{-1} 施用した条件．●は分離液の値．

図中の直線は分離液を含む供試スラリー全体による回帰直線を示す（** 危険率 1%水準で有意）．

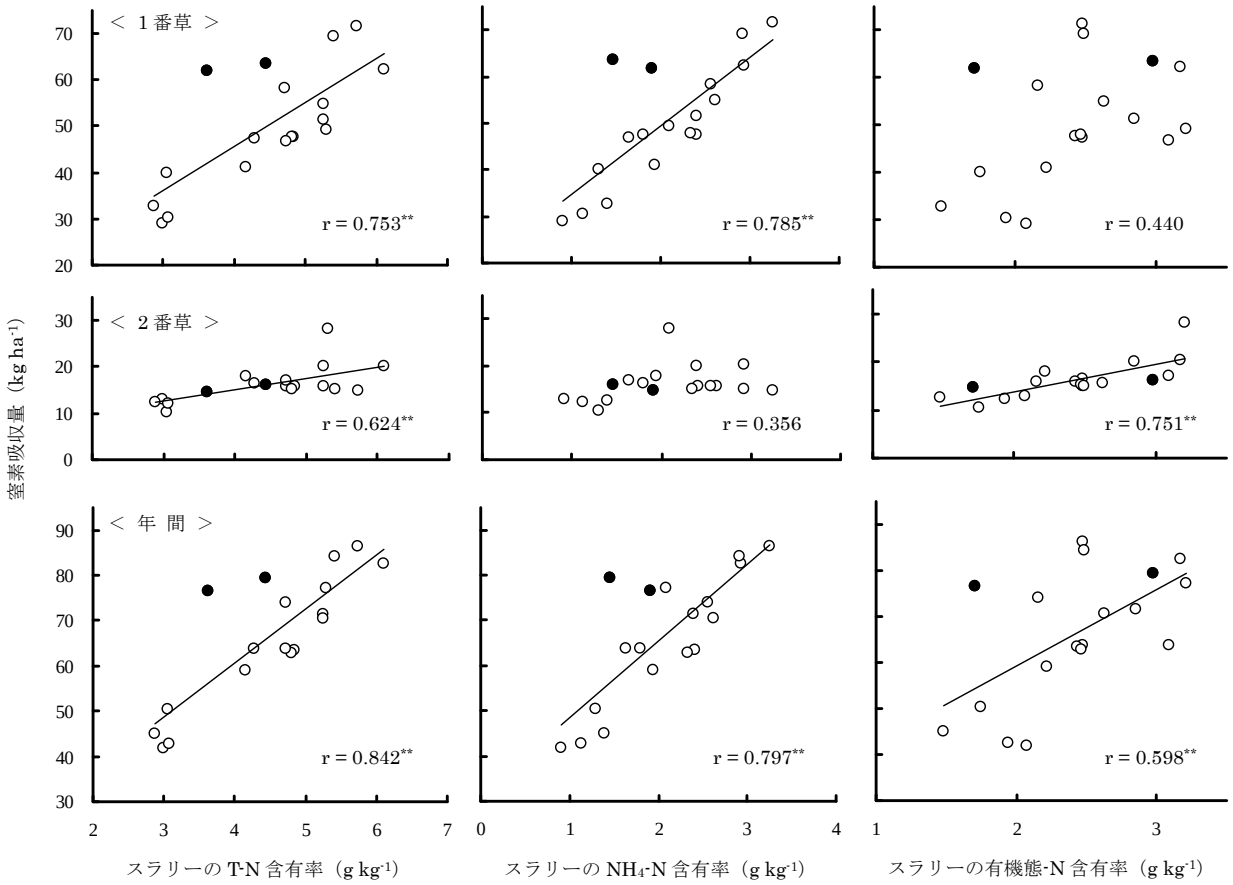

図 4-5-2　スラリーの全窒素（T-N），アンモニウム態窒素（NH_4-N）および有機態窒素含有率と施用当年における牧草の窒素吸収量との関係

早春にスラリーを 50 Mg ha^{-1} 施用した条件．●は分離液の値．

図中の直線は分離液を含む供試スラリー全体による回帰直線を示す（** 危険率 1%水準で有意，n=18）．

(2) スラリー由来Nの利用率とその変動要因

本試験では現物で同量のスラリーを施用したため，スラリー由来のN施用量は各区で異なっている．そこで，スラリー由来Nの牧草による利用率（M_{ab}と略）を求めた（表4-5-4）．年間のM_{ab}には0.172～0.333と大きな幅が認められ，その平均値は0.223であった．したがって，単位N量当たりのM_{ab}で評価したスラリー由来Nの肥効は，2倍近く変動したことになる．また，M_{ab}はいずれのスラリーにおいても1番草>2番草の関係にあった．本試験では，スラリーの全量を早春に施用したため，スラリー由来Nの多くが1番草において吸収利用されたものと推察される．

表4-5-4　スラリー施用当年における施用窒素（N）の牧草による利用率（M_{ab}）

スラリー施用区	施用窒素の吸収利用率（M_{ab}）		
	1番草	2番草	年間
A	0.127	0.044	0.172
B	0.148	0.082	0.231
C	0.158	0.053	0.211
D	0.171	0.036	0.207
E	0.175	0.047	0.222
F	0.205	0.040	0.245
G	0.172	0.046	0.217
H	0.215	0.030	0.245
I	0.155	0.039	0.195
J	0.150	0.056	0.206
K	0.157	0.037	0.195
L	0.197	0.027	0.224
M	0.158	0.043	0.201
N	0.219	0.033	0.252
O	0.156	0.045	0.201
P	0.133	0.039	0.172
Q	0.241	0.044	0.285
R	0.287	0.047	0.333
最大値	0.287	0.082	0.333
最小値	0.127	0.027	0.172
平均	0.179	0.044	0.223
標準偏差	0.041	0.012	0.039

そこで，チモシーの1番草生育との関連でスラリーの化学成分変動とN肥効の関係を次のように考えた．すなわち，チモシー草地において1番草収量を高めるには，幼穂形成期までのN吸収量を効率良く増加させ，有穂茎数を増やすことが重要である[47]．これに対し，幼穂形成期以降に吸収されたNは有穂茎数の増加に寄与しない[47]．一方，スラリー中のNはNH_4-Nと有機態Nによって構成されている．このうち，NH_4-Nは化学肥料のように速効的に作用するが，有機態Nは微生物による無機化作用を受けた後，牧草に吸収利用されるため緩効的に作用する．したがって，速効性のNH_4-Nが多いほど，幼穂形成期までに吸収されるN量が増え，1番草の収量やM_{ab}が増加することになる．このことから，スラリー中のNに占める速効性および緩効性画分の割合がスラリー由来Nの肥効を変動させる要因の一つと推察される．

しかし，T-Nに占めるNH_4-Nの割合（NH_4-N／T-N比）と，1番草のM_{ab}との間には有意な相関関係が認められなかった（図4-5-3）．

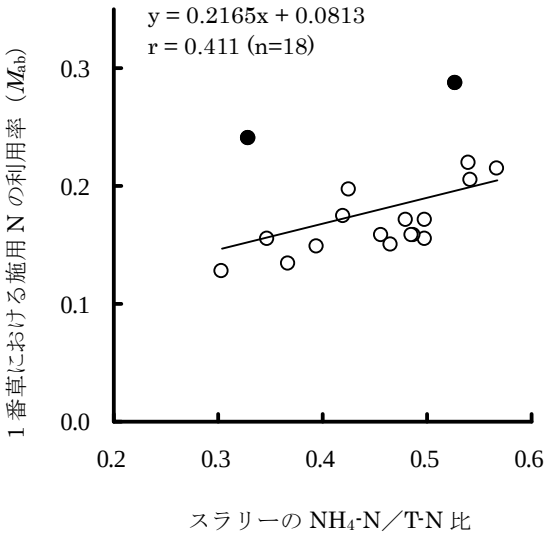

図4-5-3　スラリーのアンモニウム態窒素／全窒素（NH_4-N／T-N）比と1番草における施用窒素（N）の利用率（M_{ab}）との関係

早春にスラリーを50 Mg ha^{-1}施用した条件．
●は分離液の値．
図中の直線は分離液を含む供試スラリー全体による回帰直線を示す．

この理由に関係する要因として，スラリーからのNH_3揮散によるN損失の影響を指摘できる．草地に表面施用されたスラリーに含まれるNの一部は，NH_3揮散によって損失する．その量は，風速[91]・風量[88]，気温[88,90,91]，湿度[91]，降水量[7]等の気象条件，スラリーの施用量[12]，乾物含有率[90]，pH[36,88]等に左右される．本試験は，同一の圃場において実施したので気象や土壌に関わる条件は共通しており，スラリーの化学成分のみが異なっている．Sommer, S.G. et al[90]は乾物含有率の高いスラリーほど施用後のNH_3揮散量が多いことを報告している．このことは，同量のNH_4-Nを含むスラリーでも，乾物含有率の低いものでは土壌への浸透が速やかに進行し，NH_3揮散によるN損失が相対的に少なくなることを意味している．したがって，早春の施用時期が同じでも乾物含有率の低いスラリーに由来するNの方が乾物含有率の高いものより，

幼穂形成期までにＮが多く吸収される可能性のあることを示唆する．本試験において，分離液を施用した区の牧草収量やＮ吸収量が，同程度のＮ含有率のスラリーよりも高かったのは，分離液の乾物含有率（DMC と略す）が低いことに起因すると考えられる（表 4-5-2，図 4-5-1，2）．

そこで，スラリーのＮ肥効を高める速効性画分の指標として NH_4-N，逆にＮ肥効を低下させる NH_3 揮散要因の指標として乾物含有率に注目し，両者の比（NH_4-N／DMC）をスラリーの性状の違いに係わる指標として設定した．乾物含有率の高いスラリーは有機態Ｎ含有率も高いので（表 4-5-2），この指標はＮ肥効に関与する速効性Ｎ画分と緩効性Ｎ画分の比を表すことにもなると考えられる．NH_4-N／DMC 比と 1 番草の M_{ab} との間には危険率 1 %水準で有意な正の相関関係が認められた（図 4-5-4）．このことから，NH_4-N／DMC 比によってスラリーの性状の違いに起因する M_{ab} の変動を把握できると判断した．

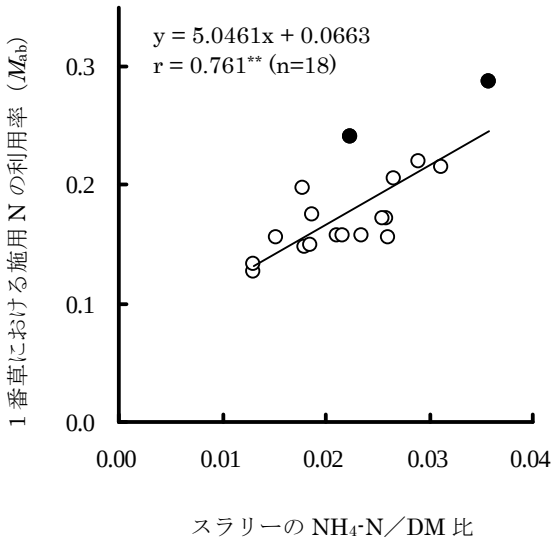

図 4-5-4　スラリーのアンモニウム態窒素／乾物（NH_4-N/DM）比と 1 番草における施用Ｎの利用率（M_{ab}）との関係

早春にスラリーを 50 Mg ha^{-1} 施用した条件．
●は分離液の値．
図中の直線は分離液を含む供試スラリー全体による回帰直線を示す（** 危険率 1%水準で有意）．

(3) スラリーの化学成分変動に対応したＮ肥効の評価

本章第 2 節では，道内の平均的な肥料成分含有率のスラリーを供試し，スラリーに含まれるＮのうち，化学肥料と同等に利用されるとみなせる成分の割合を評価するための値（肥料換算係数，R）を 0.4 と設定した．この試験に供試されたスラリーの NH_4-N／DMC 比は 0.0274 であったのに対し，本章で供試したスラリーの NH_4-N／DMC 比には 0.0127～0.0355 までの幅が認められた（表 4-5-5）．

表 4-5-5　スラリーの化学成分変動に対応してＮ肥効を評価するための補正係数（Q）

スラリー施用区	NH_4-N/DM	補正係数（Q）*
A	0.0128	0.47
B	0.0181	0.66
C	0.0235	0.86
D	0.0257	0.94
E	0.0188	0.68
F	0.0270	0.99
G	0.0253	0.92
H	0.0317	1.16
I	0.0260	0.95
J	0.0181	0.66
K	0.0208	0.76
L	0.0179	0.65
M	0.0216	0.79
N	0.0287	1.05
O	0.0149	0.54
P	0.0127	0.46
Q	0.0230	0.84
R	0.0355	1.30
最大値	0.0355	1.30
最小値	0.0127	0.46
平均	0.0223	0.82

* 肥料換算係数を求めるために供試したスラリーの NH_4-N／DMC 比（0.0274）を 1.0 とした相対値．

このため，チモシー草地に施用したスラリーの化学成分変動に対応してＮ肥効を評価するための補正係数（Q）として，肥料換算係数を求めるために供試したスラリーの NH_4-N／DMC 比（0.0274）を 1.0 とした相対値を用いることの妥当性を検討した（表 4-5-5）．具体的には，補正係数（Q）は次式(1)によって求められる．

$$Q = (NH_4\text{-N/DMC}) \div 0.0274 \quad (1)$$

(1)式によって求めた Q を用いることにより，チモシー草地に施用したスラリーの N を，次式(2)によって化学肥料に換算した．

$$S_N = C_N \times R \times Q \quad (2)$$

ここで，S_N はスラリーの化学肥料Ｎ換算量（kg Mg^{-1}），C_N はスラリー中の N 含有率（kg Mg^{-1}），R はスラリーN の肥料換算係数を示す．本試験に供した各スラリーの T-N 含有率に R（0.4）および Q を乗じて求めた S_N にスラリー施用量（50 Mg ha^{-1}）を乗じて，ha 当たりの肥料成分換算量を求め，牧草収量との関係を検討した（図 4-5-5）．その結果，両者の間には危険率 1 %水準で有意

な正の相関関係が認められ，相関係数はT-N含有率単独で評価した場合（図4-5-1，r=0.695）と比較して明らかに改善された.

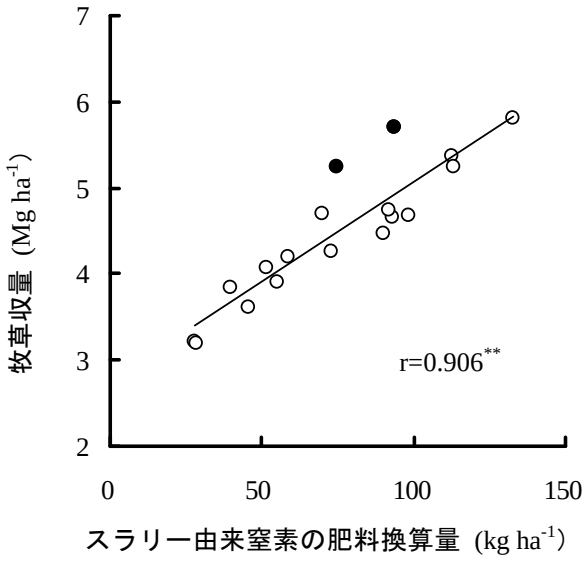

図4-5-5　スラリーに由来するNの肥料換算量と牧草収量の関係

1)早春にスラリーを50Mg ha^{-1}施用した条件. ●は分離液の値.
2)図中の直線は分離液を含む供試スラリー全体による回帰直線を示す（** 危険率1%水準で有意）.

以上のことから，スラリーのN肥効を高い精度で評価するためには，T-N 含有率の把握に加え，個々のスラリーの性状の違いに起因する変動を NH_4-N／DMC 比で評価して補正する方法が有効であると考えられた.

第 5 章　チモシーを基幹とする採草地におけるふん尿処理物主体施肥の実証

第４章では，チモシー草地に施用されたふん尿処理物から供給される肥料成分を化学肥料に換算するための係数（肥料換算係数）を設定した．北海道施肥ガイド[19]では，草種構成に応じた植生区分，土壌の種類，地域ごとに目標収量を設定し，それを生産するために必要な施肥標準量を示している．これを牧草生産に必要な肥料成分量と考えた場合,草地に施用できるふん尿処理物の量は,ふん尿処理物から供給される肥料成分量（N，P，K）のいずれかが施肥標準量に達するまでの量と考えることが出来る．この時，施肥標準量に対して不足する成分を化学肥料等で補わなければ，目標とする牧草収量を確保できない可能性がある．

そこで，チモシーを基幹草種とする採草地を対象に，ふん尿処理物を主体とし，施肥標準量に対する不足分を化学肥料等で補うことにより，目標とする牧草収量の生産が可能であることを実証しようとした．ふん尿処理物の有効利用を前提とし，環境保全に考慮した持続的な酪農の発展を推進するためには，ふん尿処理物の肥効を正確に把握し，効率的な施肥管理を実施する必要がある．第３章では乳牛の飼養形態やふん尿の貯留・管理方法によって大きく変動する堆肥，スラリー，尿液肥などの肥料成分含有率を簡易に推定する方法を明らかにした．

第１節　チモシー単播採草地におけるふん尿処理物主体施肥の実証

実験方法

実験 1．チモシー単播採草地における堆肥主体施肥の実証

試験は 1998 年に根釧農試場内に造成したチモシー(品種：ノサップ）単播草地において実施した．供試土壌の pH(H_2O)は 6.1，可給態 P，交換性 K，Ca および Mg 含有率は，それぞれ 58，100，1723 および 150 mg kg^{-1} であった．根釧農試の試験牛舎で生産された乳牛のふんと敷料（麦稈)を原料とする堆肥を供試した(表 5-1-1)．堆肥は 2000 年 5 月 10 日に現物で 40 Mg ha^{-1} を表面施用した．一般的な肥料成分含有率の堆肥を施用することを前提として肥料換算係数を考慮した場合，当地域の供試草地に対する施肥標準量[19]（N-P-K-Mg＝160-35-183-24 kg ha^{-1}）に対して不足する N，P，K および Mg は 120，18，0 および 24 kg ha^{-1} 程度であると考えられたため，これを化学肥料で補填する区（堆肥実証区）と補填しない区（堆肥区）を設けた．また，堆肥無施用の条件で，化学肥料を施用しない無肥料区，前述した補填量だけの化学肥料を施用する化肥補填量区，施肥標準区を設けた（表 5-1-2)．

実験 2．チモシー単播採草地におけるスラリー主体施肥の実証

実験 1 と同じチモシー（品種：ノサップ）単播草地を供試して実施した．根釧農試の試験牛舎で生産された乳牛のふんおよび尿に，牛舎洗浄水等の雑廃水が混合されたスラリーを供試した (表 5-1-3)．スラリーは 2000 年 5 月 10 日に現物で 40 Mg ha^{-1} を表面施用した．肥料換算係数を考慮した場合，当地域の施肥標準量[19]（N-P-K-Mg＝160-35-183-24 kg ha^{-1}）に対して不足する N，P，K および Mg は 99，26，33 および 24 kg ha^{-1} 程度であると考えられたため，これを化学肥料で補填する区（スラリー実証区）と補填しない区（スラリー区）を設けた．また，スラリー無施用の条件で，化学肥料を施用しない無肥料区，前述した補填量だけの化学肥料を施用する化肥補填量区，施肥標準区を設けた（表 5-1-4)．

表 5-1-1　供試堆肥の化学性

EC[1]	水分	T-N	P	K	Ca	Mg	NH_4-N
(S m^{-1})	(kg kg^{-1})	(g kg^{-1})					
0.267	0.755	5.70	1.35	5.15	3.14	0.95	0.40

1)現物 1 に対して 5 倍量の蒸留水を加え 30 分振とうした懸濁液の電気伝導度(25℃補正値)．

表 5-1-2　堆肥主体施肥実証試験の各処理区における肥料成分施用量

処理区	肥料成分施用量 (kg ha^{-1})								
	化学肥料			堆肥			合計		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
無肥料区	0	0	0	0	0	0	0	0	0
化肥補填量区	120	18	0	0	0	0	120	18	0
施肥標準区	160	35	183	0	0	0	160	35	183
堆肥区	0	0	0	46	11	144	46	11	144
堆肥実証区	120	18	0	46	11	144	166	29	144

表 5-1-3　供試スラリーの化学性

EC[1)]	水分	T-N	P	K	Ca	Mg	NH_4-N
(S m^{-1})	(kg kg^{-1})	(g kg^{-1})					
1.18	0.912	4.20	0.74	3.32	1.14	0.57	2.30

1)現物に同量の蒸留水を加え，良く撹拌した懸濁液の電気伝導度(25℃補正値).

表 5-1-4　スラリー主体施肥実証試験の各処理区における肥料成分施用量

処理区	肥料成分施用量 (kg ha^{-1})								
	化学肥料			スラリー			合計		
	N	P	K	N	P	K			
無肥料区	0	0	0	0	0	0	0	0	0
化肥補填量区	99	26	33	0	0	0	99	26	33
施肥標準区	160	35	183	0	0	0	160	35	183
スラリー区	0	0	0	67	12	106	67	12	106
スラリー実証区	99	26	33	67	12	106	166	38	139

実験結果

実験 1. チモシー単播採草地における堆肥主体施肥の実証

(1) 電気伝導度と乾物率による肥料成分含有率の推定

供試した堆肥の電気伝導度(25℃補正値)は 0.267 S m^{-1}，乾物含有率は 0.245 kg kg^{-1} であった．これらの値を本研究で作成した推定式（表 3-1-2）に代入して求めた堆肥中の N, P, K および NH_4-N 含有率の推定値は 5.51, 1.66, 4.54 および 0.50 g kg^{-1} で，化学分析によって定量した値（表 5-1-1）と比較すると，P および K でやや低い傾向にあったが，概ねよく適合した．

(2) 牧草収量

各処理区における乾物収量を表 5-1-5 に示した．1 番草で最も高い収量を示したのは施肥標準区（8.0 Mg ha^{-1}）で，堆肥のみを 40 Mg ha^{-1} 施用した堆肥区の乾物収量は，その半分を下回る 3.8 Mg ha^{-1} であった．一方，施肥標準に対して不足する肥料成分を化学肥料で補った堆肥実証区の乾物収量は，7.1 Mg ha^{-1} と施肥標準区を約 1 割下回ったものの，堆肥区と比べると明らかな収量の増加が認められた．2 番草では，施肥標準区と堆肥実証区でほぼ同等の乾物収量を示したが，堆肥区の収量はその 4 割程度に過ぎなかった．年間合計の乾物収量は施肥標準区で 13.2 Mg ha^{-1} と最も高く，堆肥実証区（12.4 Mg ha^{-1}）はほぼ同等の収量を示した．一方，堆肥区では 6.0 Mg ha^{-1} と施肥標準区の半分にも満たない低い収量にとどまった．

表 5-1-5　牧草乾物収量(Mg ha^{-1})

処理区	1 番草	2 番草	年間合計
無肥料区	3.0^{a}	1.6^{a}	4.6^{a}
化肥補填量区	6.2^{b}	3.6^{b}	9.8^{c}
施肥標準区	8.0^{c}	5.2^{c}	13.2^{d}
堆肥区	3.8^{a}	2.2^{a}	6.0^{b}
堆肥実証区	7.1^{b}	5.3^{c}	12.4^{d}

各列の異なるアルファベットを付した値の間に，危険率 5%水準で有意差有り．

(3) 牧草中肥料成分含有率

施肥標準区およびこれと同等の収量水準を達成した堆肥実証区における牧草中肥料成分含有率を表 5-1-6 に示した．1 番草では N，K，Mg 含有率において堆肥実証区で施肥標準区をやや上回る傾向を示した．一方，2 番草では堆肥実証区の Ca 含有率が施肥標準区をやや下回る傾向を示したが，他の成分については両区で差がなかった．

表 5-1-6　牧草中肥料成分含有率(g kg^{-1})

番草	処理区	N	P	K	Ca	Mg
1 番草	施肥標準区	11.9	2.0	17.7	2.2	0.8
	堆肥実証区	14.8	2.1	22.3	2.2	1.1
		*		*		*
2 番草	施肥標準区	16.6	2.3	19.2	3.4	1.3
	堆肥実証区	16.0	2.5	20.9	2.6	1.3
					*	

* 危険率 5%水準で有意差有り．

実験 2. チモシー単播採草地におけるスラリー主体施肥の実証

(1) 電気伝導度と乾物含有率による肥料成分含有率の推定

供試したスラリーの電気伝導度（25℃補正値）は 1.18 S m^{-1}，乾物含有率は 0.088 kg kg^{-1} であった．これらの値を本研究で作成した推定式（表 3-1-2）に代入して求めたスラリー中の N，P，K および NH_4-N 含有率の推定値は 4.81，0.85，4.01 および 2.38 g kg^{-1} で，化学分析によって定量した値（表 5-1-3）と比較すると，N および K でやや高い傾向にあったが，概ねよく適合した．

(2) 牧草収量

各処理区における乾物収量を表 5-1-7 に示した．1 番草で最も高い収量を示したのは施肥標準区（8.0 Mg ha^{-1}）で，スラリーのみを 40 Mg ha^{-1} 施用したスラリー区の乾物収量は，これを 22 %下回る 6.3 Mg ha^{-1} であった．一方，施肥標準に対して不足する肥料成分を化学肥料で補ったスラリー実証区の乾物収量は，施肥標準区とほぼ同等の 7.7 Mg ha^{-1} で，スラリー区と比べて明らかな収量の増加が認められた．2 番草では，施肥標準区とスラリー実証区でほぼ同等の乾物収量を示したが，スラリー区の収量は 2.7 Mg ha^{-1} と両区の 50%程度にとどまった．年間合計の乾物収量は施肥標準区，スラリー実証区とも 13.2 Mg ha^{-1} で最も高く，スラリー区では 9.0 Mg ha^{-1} と両区の 7 割にも満たない低い収量にとどまった．

表 5-1-7　牧草乾物収量(Mg ha^{-1})

処理区	1 番草	2 番草	年間合計
無肥料区	3.0^{a}	1.6^{a}	4.6^{a}
化肥補填量区	6.8^{b}	3.8^{c}	10.6^{c}
施肥標準区	8.0^{c}	5.2^{d}	13.2^{d}
スラリー区	6.3^{b}	2.7^{b}	9.0^{b}
スラリー実証区	7.7^{c}	5.5^{d}	13.2^{d}

各列の異なるアルファベットを付した値の間に，危険率 5%水準で有意差有り．

(3) 牧草中肥料成分含有率

施肥標準区およびこれと同等の収量水準を達成したスラリー実証区における牧草中肥料成分含有率を表 5-1-8 に示した．1 番草では N，P，K，Mg 含有率においてスラリー実証区で施肥標準区をやや上回る傾向を示した．一方，2 番草では両区の肥料成分含有率に危険率 5 %水準で有意な差が認められなかった．

表 5-1-8　牧草中肥料成分含有率(g kg^{-1})

番草	処理区	N	P	K	Ca	Mg
1 番草	施肥標準区	11.9	2.0	17.7	2.2	0.8
	スラリー実証区	17.5	2.2	22.2	2.5	1.0
		**	*	*		*
2 番草	施肥標準区	16.6	2.3	19.2	3.4	1.3
	スラリー実証区	17.4	2.6	20.9	3.2	1.4

** 危険率 1%，* 危険率 5%水準で有意差有り．

考　察

本実験の目的は，これまでに検討したチモシー草地に施用したふん尿処理物から供給される肥料成分を化学肥料に換算する方法を用いて，牧草生産が可能なことを実証することであった．ふん尿処理物中における肥料成分含有率については，定量分析による方法と電気伝導度と乾物率の測定による推定法との間に大きな差が認められず，これらの値に基づいて求めた肥料換算量はほぼ同等であった（表 5-1-9）．一方，北海道施肥ガイド[19]では，ふん尿処理物の分析が不可能であった場合の対応として，ふん尿処理物の種類別に固定値が設定されている．これと本研究において設定した肥料換算係数に基づいて評価した肥料換算量を比較すると，堆肥およびスラリーともPおよびKにおいて大きな差が認められた（表 5-1-9）．

本実験で供試したふん尿処理物の肥料成分含有率は，道内の主要な酪農地帯における平均値[44]に近い水準であったため，その差は著しいものではなかったが，多様な品質のふん尿処理物が利用されている現状を鑑みると，ふん尿処理物中の肥料成分含有率を把握することの重要性が再確認された．牧草生産の面では，堆肥およびスラリーにかかわらず，化学肥料を補填せず，ふん尿処理物のみを施用した処理区では，十分な収量を生産できなかったのに対し，施肥標準量に対する不足分を化学肥料で補填することにより，化学肥料のみで施肥標準量を施用した場合と同等の乾物収量を生産し得ることが実証された．一方，牧草中の肥料成分含有率は，ふん尿処理物を主体とした施肥を行った処理区では，化学肥料のみを施用した場合と比べて，1 番草の N および K 含有率がやや高まる傾向を認めた．この理由は次のように考えられる．N については，化学肥料のみを施肥した場合，施用されたNはすべて速効性のNであり，その時期もチモシーの萌芽期から幼穂形成期終了時までに行われるため，吸収されたNは効率よく乾物生産に寄与する．これに対し，ふん尿処理物を主体とした場合では，施用されたNは緩効的に作用する割合が高く，その施用時期は化学肥料の施用と比べて遅くなる．このため，幼穂形成期終了時までの短い期間に牧草に吸収されるNの割合は相対的に低下し，生育の後半に吸収される乾物生産への寄与が低い N の吸収が増加する．この結果，ふん尿処理物を主体とした施肥を行った処理区では，化学肥料のみを施用した場合と比べて，1 番草の N 含有率が高まったものと考えられる．

一方，K は作物の生育上欠くことの出来ない肥料成分であり，牧草による吸収量も多い．また，その吸収は生育や収量の増大を伴わない贅沢吸収を可能とするため,K 供給量が多い条件では，牧草中の K 含有率は高まりやすい[92]．泌乳牛における K の要求量は飼料乾物中 8 g kg^{-1} 前後であり[70]，K 吸収の増加に伴って Ca や Mg の吸収が抑制される拮抗作用が生じるため，必要以上の K 吸収は望ましくない．K を化学肥料のみで施肥する場合，その供給量は早春に年間施用量の 2/3，1 番草収穫後に 1/3 を施用することになっており[19]，各番草毎に吸収可能な量を制御することが可能である．しかし，ふん尿処理物を主体とした場合，吸収可能な K がまとめて施用されることが想定される．本試験においても，堆肥，スラリーにかかわらず，ふん尿処理物はその全量を早春に施用したため，1 番草における K 吸収が旺盛に行われ含有率が高まったものと考えられる．三枝ら[87]は，チモシーを基幹としたマメ科牧草との混播採草地を対象に，従来の目標であった乾物収量の安定確保から草種構成の安定維持へと目標を変更することにより，K 施肥量と牧草中 K 含有率の低減が可能であり，そのためには施肥による K 供給量と土壌中における交換性 K の合計量を年間約 180 kg ha^{-1} 程度にとどめる必要があることを明らかにしている．

このため，ふん尿処理物を主体とした施肥を行ううえ

表 5-1-9　肥料換算係数に基づくふん尿の肥効評価

ふん尿	分析法	肥料成分含有率			肥料換算係数に基づく肥料換算値		
		N	P	K	N	P	K
		(g kg^{-1})			(kg Mg^{-1})		
堆　肥	定量法	5.75	1.35	5.15	1.15	0.27	3.63
	簡易法[1]	5.51	1.66	4.54	1.10	0.33	3.18
	施肥ガイド[2]				1.0	0.44	2.49
スラリー	定量法	4.22	0.75	3.35	1.69	0.30	2.68
	簡易法[1]	4.81	0.85	4.01	1.92	0.34	3.21
	施肥ガイド[2]				2.0	0.22	3.32

1)電気伝導度と乾物含有率による推定法を用いた値.
2)北海道施肥ガイド[19]に示された，ふん尿の分析が不可能な場合の肥料換算値.

では，定期的な土壌診断により土壌中における交換性 K 量を把握し，これを考慮することによって必要以上の K 施肥を行わないことが重要であると考えられる．

以上のことから，本研究の中で検討した方法に基づいてふん尿処理物の肥料換算量を求めるとともに，土壌診断などの既往の知見も考慮し，施肥標準に対する不足分を把握し，これを化学肥料等で補うことにより，ふん尿処理物を主体的に活用したうえで施肥標準並の収量を確保することが可能であった．

第 2 節　チモシーを基幹とする混播採草地のふん尿処理物主体施肥法

前節では，チモシー単播採草地において，堆肥およびスラリーを主体とした施肥により，化学肥料を用いた場合と同様に牧草生産が可能なことを実証した．一方，本道の草地はチモシーなどの多年生イネ科牧草を基幹草種とし，更新後 10 年程度利用するのが一般的で，その生産性と草地の維持年限に大きな影響を及ぼすのは基幹イネ科牧草と混播されたマメ科牧草の維持である[56]．
本実験では，牧草に供給する肥料成分の主体をふん尿処理物とした場合においても，良好な草種構成を維持し，高い牧草生産力を実現し得るかについて検討した．

実験方法

1993 年に造成したチモシー（品種：ノサップ）とシロクローバ（品種：カリフォルニアラジノ）の混播草地を供試し，1995 年から 1998 年までの 4 年間試験を行った．

根釧農試の試験牛舎で生産された乳牛のふんと敷料（麦稈）を原料とする堆肥を供試した（表 5-2-1）．堆肥施用量は 40 Mg ha^{-1} とし，前年秋（10 月）と当年の早春（5 月上～中旬）に半量づつ表面施用した．化学肥料の施用量は，堆肥無施用の施肥標準区では，実験開始時における供試草地の草種構成に基づき，北海道施肥ガイド[19]における植生区分 2 に対応した施肥標準量（N-P-K-Mg 施用量は 60-44-183-24 kg ha^{-1}）とした．一般的な肥料成分含有率の堆肥を施用することを前提として肥料換算係数を考慮した場合，堆肥を施用した区では，施肥標準量[19]に対して N は無施用でほぼ充足すると見込まれたが，P と K は不足すると考えられたため，施肥標準量に対する不足分（P および K を 17 および 83 kg ha^{-1}）を化学肥料で補填する区（堆肥実証区）と補填しない区（堆肥区）を設けた（表 5-2-2）．

表 5-2-1　供試堆肥の化学性

施用年	時期[1]	水分	T-N	P	K	Ca	Mg	NH_4-N
		(kg kg^{-1})	(g kg^{-1})					
1994	秋	0.64	4.73	1.41	3.14	3.84	0.76	4.73
1995	春	0.44	5.16	2.19	2.01	5.65	1.46	5.16
〃	秋	0.65	3.74	2.81	2.26	1.91	0.52	3.74
1996	春	0.60	4.55	1.31	3.23	2.70	0.48	4.55
〃	秋	0.72	2.99	1.33	2.78	2.89	0.71	2.99
1997	春	0.57	4.81	2.13	4.33	2.74	0.37	4.81
〃	秋	0.68	5.01	1.03	1.99	2.69	0.55	5.01
1998	春	0.61	4.93	1.62	3.50	2.67	0.52	4.93

1)秋は 10 月，春は 5 月上～中旬.

表 5-2-2　各処理区における肥料成分施用量

処理区	年　次	肥料成分施用量 (kg ha^{-1})								
		化学肥料			堆　肥			合　計		
		N	P	K	N	P	K	N	P	K
施肥標準区	1995-1998	60	44	183	0	0	0	60	44	183
堆肥実証区	1995	0	17	83	40	14	72	40	31	155
	1996	0	17	83	53	24	87	53	41	170
	1997	0	17	83	54	29	121	54	46	204
	1998	0	17	83	60	26	102	60	43	185
堆　肥　区	1995	0	0	0	40	14	72	40	14	72
	1996	0	0	0	53	24	87	53	24	87
	1997	0	0	0	54	29	121	54	29	121
	1998	0	0	0	60	26	102	60	26	102

実験結果

(1)乾物収量

表 5-2-3 に試験期間における乾物収量の推移を示した．施肥標準区における年間乾物収量は 8.8～11.1 Mg ha^{-1} の範囲にあり，根釧地域の混播草地における目標収量水準（乾物収量で 8.5～9.0 Mg ha^{-1} 程度）をやや上回るレベルで推移した．堆肥実証区の乾物収量は，試験開始初年目（1995 年）と 2 年目（1996 年）では施肥標準区の収量を 1 割程度下回る場合があったが，いずれの年においても目標収量水準には到達しており，3 年目（1997 年）以降は施肥標準区と同等の収量で推移した．

表 5-2-3　乾物収量の推移(年間合計，Mg ha^{-1})

処理区	1995	1996	1997	1998
施肥標準区	10.1^{b}	11.1^{b}	8.8^{b}	10.5^{b}
堆肥実証区	9.1^{a}	10.0^{a}	9.0^{b}	10.7^{b}
堆　肥　区	8.2^{a}	9.8^{a}	8.1^{a}	9.4^{a}

1)各列の異なるアルファベットを付した値の間に危険率 5%水準で有意差有り．

一方，堆肥を 40 Mg ha^{-1} 施用し，化学肥料の補填を行わなかった堆肥区における乾物収量は，いずれの年も危険率 5%水準で有意に施肥標準区の乾物収量を下回り，1995 および 1997 年は 8.2 および 8.1 Mg ha^{-1} と目標収量水準を下回る低収であった．

(2)草種構成

図 5-2-1 に各処理区における草種構成の推移を示した．1 番草におけるチモシー割合は，いずれの処理区も 50 %を上回って推移した．マメ科率は施肥標準区の 1996 年を除くと概ね 15～30 %の範囲にあり，マメ科率による植生区分 2 程度の概ね良好な混播状態が維持された．処理別にみると，堆肥実証区の 1 番草におけるマメ科率は，試験開始初年目および 2 年目に施肥標準区よりも高い割合で推移し（$p<0.05$），それ以降は施肥標準区と同等かやや上回る程度で推移した（図 5-2-1）．一方，シバムギやレッドトップなどの地下茎型イネ科牧草がその大半を占める非導入草種割合は 1，2 番草とも施肥標準区に比べ，堆肥実証区および堆肥区でやや低く推移する傾向を示した．

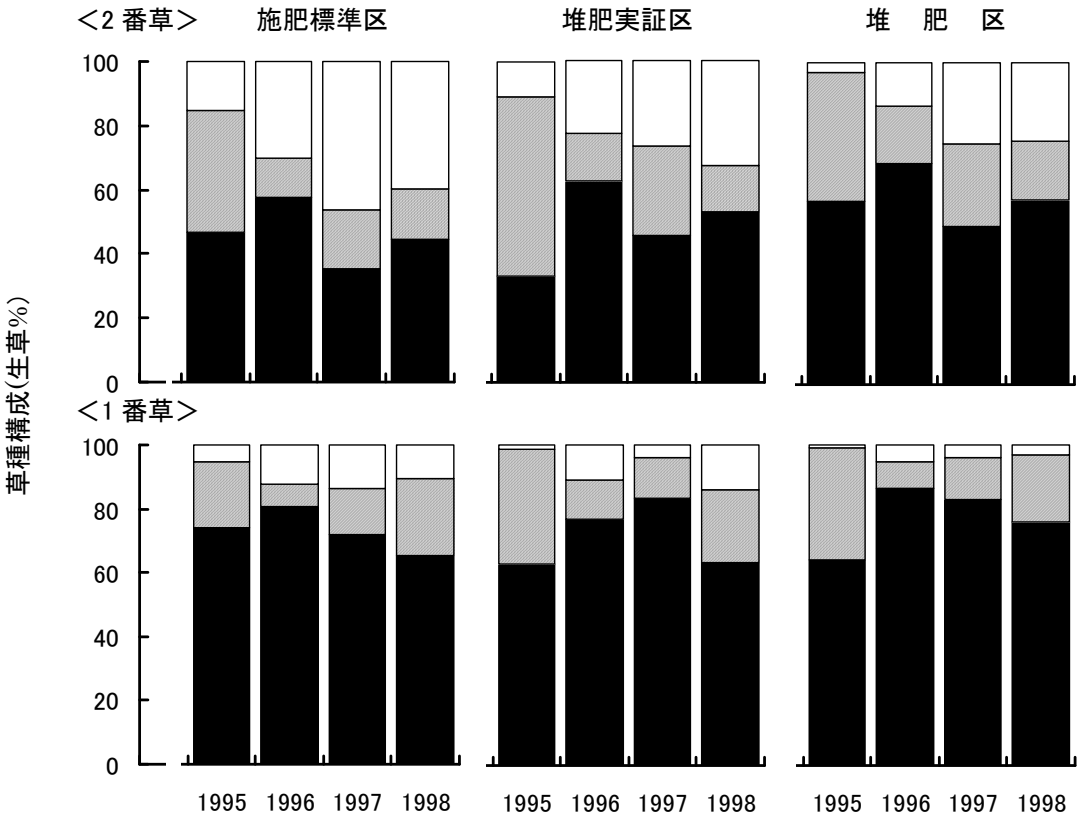

図 5-2-1　堆肥を連用したチモシー基幹混播採草地における草種構成の推移

■：チモシー　▨：シロクローバ　□：非導入草種

(3)牧草中肥料成分含有率

表 5-2-4 に牧草体中の肥料成分含有率を示した．1 番草についてみると，チモシーでは堆肥実証区のＫ含有率が施肥標準区よりも高かった．シロクローバでは，堆肥区のＫ含有率が施肥標準区および堆肥実証区を大きく下回った．この傾向は，2 番草でより顕著となり，堆肥区のＫ含有率はいずれの草種についても施肥標準区および堆肥実証区よりも著しく低い値を示した．

表 5-2-4　牧草中肥料成分含有率(g kg^{-1})

番草	処理区	チモシー			シロクローバ		
		N	P	K	N	P	K
1 番草	施肥標準区	12.3	2.5	18.1^{a}	35.8	4.5	27.9^{b}
	堆肥実証区	12.7	2.5	19.7^{b}	36.8	4.7	26.4^{b}
	堆　肥　区	12.1	2.6	17.1^{a}	36.0	4.0	18.8^{a}
2 番草	施肥標準区	19.2^{a}	3.1^{a}	22.0^{b}	34.6^{a}	4.2	30.3^{c}
	堆肥実証区	21.0^{ab}	3.2^{a}	22.4^{b}	37.3^{b}	4.5	26.3^{b}
	堆　肥　区	21.8^{b}	3.6^{b}	17.3^{a}	37.7^{b}	4.4	16.5^{a}

1)各列の各番草について異なるアルファベットを付した値の間に危険率 5%水準で有意差有り．

考　　察

本実験結果は，チモシーとシロクローバの混播採草地を，堆肥から供給される肥料成分を主体として管理した場合，肥料成分の補填をしないと，牧草収量の減収を引き起こす可能性があることを示唆した．チモシーとマメ科牧草の混播採草地の生産性を高く維持するには，良好な草種構成を維持することが重要である[56]．そのためには，牧草生育に必要な肥料成分を効率的に供給することが必要である[76,83]．表 5-2-5 に，本実験で供試した堆肥の肥料成分含有率に基づく肥料換算量と施肥標準量に対する不足分の関係を示した．本実験は，堆肥実証区における化学肥料の補填量を P 17 kg ha^{-1}，K 83 kg ha^{-1} とする条件で実施した．実験開始初年目の 1995 年では，N，P，K のいずれについても，堆肥から供給される肥料換算量と施肥標準量の差を化学肥料で補填しきれていなかった（表 5-2-5）．また，1996 年目においても，N では堆肥から供給されるもので概ね施肥標準量を満足すると考えられたが，P と K の補填量はやや不足していた．以上のことから，1995 および 1996 年に，堆肥実証区の収量が施肥標準区を危険率 5%水準で有意に下回った要因は，化学肥料による肥料成分補填量の不足であったと考えられる．堆肥実証区における収量が 3 年目以降，施肥標準区と同等の水準まで高まったのは，P や K を化学肥料で補ったことに加え，堆肥の連用に伴って供給される N の残効が大きく寄与したものと考えられる．

一方，堆肥区では，すべての試験年次において，施肥標準区の収量を危険率 5%水準で有意に下回った（表 5-2-3）．本実験における牧草中の肥料成分含有率をみると，処理間における変動が最も大きい成分は K であった（表 5-2-4）．特に，化学肥料の補填を行わなかった堆肥区では，1，2 番草とも草種に関わらず，著しい K 含有率の低下が認められ，シロクローバの 2 番草は牧草の栄養診断基準値[19]（K：16.6～34.9 g kg^{-1}）の下限を下回った．K は牧草収量に対する影響が大きく，マメ科牧草の維持という観点からも重要な成分である[76,83,87]．

表 5-2-5　施用した堆肥由来の肥料換算量および施肥標準量との差(kg ha^{-1})[1,2]

年次	堆肥由来の肥料換算量			施肥標準量との差		
	N	P	K	N	P	K
1995	40	14	72	20	30	111
1996	53	24	87	7	20	96
1997	54	29	120	6	15	63
1998	60	26	102	0	15	81

1)肥料換算値は，前年までに施用された堆肥に由来する残効を考慮した値．
2)施肥標準量は N，P，K で 60，44，183 kg ha^{-1} とした．
3)堆肥実証区における肥料成分補填量は P および K で 17 および 83 kg ha^{-1}．

本道の主要な酪農地帯における実態調査の結果[44]では，堆肥中におけるK含有率の変動は肥料三要素の中で最も大きかった．また，堆肥中のKは，その大部分が水溶性で，しかも移動性が良好なため，堆積期間や堆積方法などによる影響を受けやすい[38]．このため，チモシーを基幹草種とする混播採草地を，堆肥から供給される肥料成分を主体として管理しようとした場合，施用する堆肥の肥料成分含有率をあらかじめ把握し，不足する肥料成分を適切に補うことが重要である．一方，堆肥実証区における草種構成を施肥標準区と比較すると，初年目（1995）および2年目（1996年）では，マメ科率がやや高く推移した．マメ科率の低い草地に対し，PとKを十分に供給した条件で，N施肥量を抑制すると，牧草収量はやや低いレベルで推移するが，マメ科率は高まり，草種構成が改善される[39]．堆肥の施用を開始した1995年では，堆肥から供給されたN量は年間40 kg ha^{-1}程度であったと考えられ，施肥標準区に施用されたN量（60 kg ha^{-1}）よりも約3割少なかった．このため，生育初期にN吸収を必要とするチモシーの生育が相対的に抑制され，マメ科牧草の生育が旺盛になったものと考えられる．堆肥実証区においてシバムギやケンタッキーブルーグラスなどの非導入イネ科牧草の割合が抑制された要因として，チモシーとの生育競合のなかでマメ科牧草が優位に空間を支配したことが影響していると考えられた．

以上のことから，本研究で提案した方法によって求めた堆肥の肥料成分換算量と化学肥料を合計した肥料成分供給量が施肥標準量[19]を概ね満たしていれば，良好な草種構成の混播草地を維持し，目標収量を生産しうることが確認された．化学肥料を用いた報告では，マメ科率に応じたN施肥と土壌診断に基づくP，K，Mgの補給，pH矯正を実践することにより，10年以上にわたって安定的に高い生産力の混播草地を維持可能なことが実証されている[39]．本実験の結果から，堆肥などのふん尿処理物を肥料成分の主要な供給源とした場合においても，その肥料換算量を正確に把握し，草地の植生区分に対応したN施肥と土壌診断に基づいて把握したP，K，Mgの必要施肥量を補給することにより同様の効果が期待され，土～草～牛の養分循環を考慮した環境保全型酪農の実現に貢献すると考えられる．

第 6 章　総合論議および結論

本研究実施の契機となった，道東の酪農専業地帯におけるふん尿問題深刻化の要因を，岡田[22]は次のように分析している．すなわち，第 1 の要因は農業国際化のもとで，生乳販売価格の引き下げや個体販売価格の下落が生じ，酪農経営は所得維持拡大のため急速な多頭化，高泌乳化が進められたことである．この乳牛飼養頭数の増加は,経営内で発生するふん尿の絶対量を増やすとともに，その処理作業に要する時間を増加させた．また，ふん尿処理物を散布する草地面積とのバランスが崩れたことにより，環境への負荷量も増大した．第 2 の要因は，乳牛飼養が舎飼中心になったことによるふん尿処理作業量の増加である．飼養管理作業の効率化を推進し，多頭化や高泌乳化を追求する中で，放牧の導入割合が低下したことで，牛舎内で発生するふん尿量が増大し，これに対応した処理作業が求められるようになった．第 3 の要因はふん尿性状の変化，取り扱いの困難化である．自給の乾牧草に代わって水分含有率の高いサイレージや輸入濃厚飼料に依存した高泌乳化が進められた[27]ことにより，乳牛の排泄するふん尿は水分含有率の高い性状へ変化したことが推察される．また，外部利用を可能とするための堆肥化に必要な，麦稈などの水分調整材確保は，酪農専業地帯では容易ではなく，頭数規模に見合う敷き料の確保が困難な状況となっている．第 4 の要因は，ふん尿処理に投入できる労働力の不足である．限られた家族労働のもとでの多頭化は，著しい労働の長時間化を引き起こす．その労働は，収益部門である搾乳や繁殖管理等の飼養管理部門へ集中し，ふん尿処理への労働投入は消極的となった．第 5 の要因は，ふん尿処理に対する資金投資が積極的に行われないことである．ふん尿の適切な処理には，発生するふん尿量に見合う貯留施設の確保や散布作業効率化のための機械導入が必要である．しかし，生産物価格の長期低落を背景に多頭化等の所得確保のための投資が優先され，所得に直接結びつかないふん尿処理への投資は先送りされる状況にあった．これらの他，道東の酪農専業地帯でふん尿処理問題を増幅させる要因として，ふん尿の需要者としての畑作経営の不在があげられる．このため，道東の酪農専業地帯では，畑作経営の保有する農地へのふん尿処理物還元や畑作経営の労働によるふん尿処理ができず，あくまで酪農経営内での自己完結型の解決が求められる．

このように，道東の酪農専業地帯におけるふん尿問題は，農業国際化の動向のもとで，限られた家族労働力により多頭化・高泌乳化を追求する過程で構造的に発生している．本来，ふん尿処理物は草地の生産力を維持・向上させるために経営内で循環する資源として利用することが望ましい．しかし，現状ではその性格を弱め，産業廃棄物としての側面が強調される状況となっている[38,40,75]．

このような状況の中，国民の環境に対する意識の高まりに応えるかたちで，N や P の流出により環境への悪影響が懸念される家畜ふん尿の野積み･素掘り[40]を解消し，適正な管理の実施を義務づけた「家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律（以下，家畜排せつ物法)」が，2004 年 11 月より運用された．ふん尿処理物からの N や P の流出を防ぐために有効な方法の一つとして，飼養頭数規模に見合う容量の屋根付貯留施設を確保することがあげられ，北海道では，この問題に対応するため，畜産農家はもとより関係する自治体や農業団体が一体となった取り組みを進めてきた．その結果，ふん尿処理施設の整備率は著しく向上し，管理基準適用農家 11,500 戸の整備率は，2000 年[71]では 10％(未整備の 40％は野積みまたは素堀り）であったのが，2004 年では 85％まで急激に高まった．また，「家畜排せつ物法」の基準に適合し，低コストな管理を行う方法の一つとして開発された，屋根の代わりに安価なシートを利用した簡易ふん尿処理技術[100]は，前述した整備率の向上にも貢献している．

このように,ふん尿処理に係る施設については，「家畜排せつ物法」の施行という一定の拘束力のもとで急速に整備が進められつつある．しかし，貯留されたふん尿処理物の利用については特に規制が定められていないのが現状である．

そのような状況の中，本研究は，乳牛の飼料生産基盤となるチモシー基幹採草地を対象に，ふん尿処理物の施用に伴う肥料換算量を高い精度で評価する方法を明らかにし，ふん尿処理物を主体的に利用した条件で，目標とする牧草収量の生産が十分可能であることを確認した．本研究で明らかにした施肥法を実践することにより，草地の施肥管理を,従来の化学肥料を中心とした管理から，土～草～牛の循環に配慮した管理へと転換することが可能となる．これにより，経営内に必要以上の N や P が持ち込まれることがなくなり，環境汚染を未然に防ぎ，持続的な酪農を推進するための基盤が整えられる.しかし，そのためには，誰もがふん尿処理物を主体とした施肥管

理を実施可能とする体制づくりが必要である．

現在，北海道施肥ガイド[19]に準じて草地に対する適切な施肥量を導くためには，草地の植生区分[29]や土壌診断[83]による肥沃度の把握が必要である．また，本研究の成果として組み立てられるふん尿処理物の肥効評価法は，ふん尿処理物に含まれる肥料成分量の把握から施用条件に応じた肥効の評価に至るまでの複数の計算論理から成立している（図6-1）．このため，ふん尿処理物を主体とした施肥管理の概念を導入するためには，草地の肥培管理に関する高度で総合的な理解が不可欠である．また，酪農経営全体の養分循環を成立させるためには，条件が様々に異なる複数の圃場について，幾つもの複雑な計算を，誰もがミスなく円滑に処理する必要がある．このような問題を解決するためには，松中ら[57]が，本研究で得られた知見等を総合的に取り入れて開発したソフトウェア「AMAFE（アマフェ：Decision Support System for Application of Manure and Fertilizer to Grassland and Forage Corn Field based on Nutrient Recycling)」の活用が有効である．AMAFEは，1つの酪農経営を基本単位とし，そのふん尿利用計画の立案を支援するパソコン上で利用可能なソフトウェアである．AMAFE の利用者が圃場面積，圃場の利用区分，土壌の種類，土壌診断値，飼養頭数，ふん尿処理物の分析値等を入力することにより，圃場毎の基本的なふん尿処理物の利用計画と購入肥料による肥料成分の補填量，およびその施肥管理で発生する環境負荷（NO_3-N溶脱量とNH_3-N揮散量）の推定値を表示する．利用者は，目的に応じて各圃場におけるふん尿処理物の施用量を修正し，ふん尿処理物の利用計画を立案することが可能である．すなわち，本ソフトを活用すれば，膨大な量のふん尿処理物と，土壌の化学性や植生が異なる多くの草地を所有する酪農経営においても，ふん尿処理物をどの草地に，いつ，どれだけ施用すれば，環境への負荷を最小限にとどめたふん尿処理物の有効利用を推進できるのかについて知ることができる仕組みになっている．

草地に施用したふん尿処理物の肥料換算量を誰もが，同じ尺度で，正確に評価する方法が提示され，それによってふん尿処理物を主体とした草地管理が可能となれば，次のような三つの効果が期待できる．

その一つは，粗飼料生産のコスト低減である．エネルギー価格の高騰に伴って肥料価格が上昇するなか，経営内で発生するふん尿処理物を肥料として経営内で利用することが出来れば，肥料費の低減に寄与する．また，バイオエタノールの需要拡大に伴って穀物価格が上昇するなか，これら資源を海外からの輸入に依存している我が国では，飼料自給率の向上と生産コストの低減を両立することは，北海道酪農が環境汚染を避けながら持続的に発展するための課題を解決するうえでも重要な取り組みである．

二つ目は，酪農における作業分業化への寄与である．酪農経営の規模拡大に伴い，収益部門である搾乳や繁殖管理等の飼養管理部門への労働集中がより一層進行することが予測される．一方，ふん尿処理物の肥料効果は，本研究で明らかにしたように，その施用時期によって変動するだけでなく，不適切な時期の散布は環境に対して悪影響を及ぼす可能性がある．また，酪農経営の有する草地のうち，離農跡地の購入によって追加取得した草地などは牛舎から離れた飛び地となっている場合が多く，これがふん尿処理物の散布を困難とする理由の一つとなっている．このような状況を打開する方法の一つとして，地域でコントラクタ組織の充実を図り，粗飼料生産業務の外部化を検討することが考えられる．特に，コントラクタ組織が，単なるふん尿処理物の輸送や散布に係る作業の請負者としてではなく，ふん尿処理物を主体とした施肥管理の実践者として，地域全体のふん尿処理物管理をコントロールする役割を担い，経営間におけるふん尿処理物の発生量と草地面積のバランスを調整することが可能となれば，酪農地域における環境保全の推進に大きく貢献するものと考えられる．

三つ目の効果として，草地に対するふん尿処理物施用量の限界から，経営内における乳牛飼養可能頭数の見積もりが可能となることがあげられる．北海道施肥ガイド[19]では，草地の植生区分，土壌の種類，地域ごとに目標収量を設定し，それを生産するために必要な施肥標準量を示している．したがって，これを牧草生産に必要な肥料成分量と考えれば，草地に施用したふん尿処理物から供給される肥料成分量（N，P，K）のいずれかが施肥標準量に達したレベルをふん尿処理物の施用上限値と考えることが出来る．前述したAMAFEによっても，このような試算を行うことが可能であり，1年間に発生するふん尿処理物を所有する草地に施用しきれないことが想定される場合は，代替えする草地の確保や乳牛飼養頭数規模の見直しが必要となる．このように，本研究で得られた知見は環境汚染を未然に防ぎ，北海道酪農の持続的な発展に寄与するはずである．

ただし，本試験では草地へのふん尿処理物施用に伴う環境への影響という観点では十分な検討を行うことが出来なかった．農業地帯における地下水のNO_3-N濃度は，国内外で汚染の進行が認められ，これが畜産廃棄物やN肥料の施用などの営農活動に起因することが報告されて

いる[35]．これに対し，欧州では農地に対するN施用量の上限を設定して改善を図っている[64,82]．

本研究で確立した施肥法は，北海道施肥ガイド[19]における施肥標準量を，地域の目標とする牧草収量を生産するために必要な肥料成分量と考え，施用したふん尿処理物の肥料換算量をこれから差し引き，不足する肥料成分は化学肥料等で補うことを基本としている．そのため，牧草の利用可能な肥料成分として草地に施用される量は北海道施肥ガイド[19]における施肥標準量を超えることはなく，その上限は，植生区分4の草地を対象とする160 kg ha^{-1}となる．しかし，ふん尿処理物に含まれる肥料成分は，そのすべてが肥料として換算されている訳ではなく，Nでみると，高い施用効果が見込まれる早春での利用を前提とする場合でも，堆肥では施用後3年間の残効を含めて約3割，スラリーでは4割，尿液肥では8割が見込まれているにすぎない．北海道では，農業に起因する地下水の硝酸汚染を防止するため，作物によるN持出量と年間の余剰水量（降水量－蒸発散量）を考慮して求めたN環境容量[41,45,62]を農地に対するN施用量のガイドラインとしている．主な農地利用形態が草地に分類される市町村のN環境容量は平均218 kg ha^{-1}と試算されており，前述した北海道施肥ガイド[19]における植生区分4の草地を対象とした施肥量（160 kg ha^{-1}）を上回るレベルにあるため，この範囲内であれば，浸透水のNO_3-N濃度が環境基準を超過するリスクは極めて低いと考えられる．しかし，本研究では草地に施用されたふん尿処理物に由来するNのうち，牧草に吸収・利用されなかったNの挙動を明らかにできなかったため，今後は家畜ふん尿の長期連用が環境に与える影響について十分に検討する必要があると考えられる．

本研究において得られた知見を総括すると，北海道のチモシーを基幹草種とする採草地を対象とした，ふん尿処理物主体の施肥法は，次のような手順によって実行することができると結論づけられる（図6-1）．

(1) 目標収量の確保に必要な肥料成分量を設定するために，対象草地の植生区分や土壌診断結果を把握する．

(2) 施用するふん尿処理物に含まれる肥料成分含有率を，電気伝導度と乾物含有率の測定により推定する．

(3) ふん尿処理物の施用量および肥料換算係数や施用時期とふん尿処理物の品質による補正係数を考慮して，ふん尿処理物の肥料換算量を求める．

(4) 目標収量の確保に必要な肥料成分量と，ふん尿処理物の施用によって見込まれる肥料換算量との差を化学肥料などで補う．

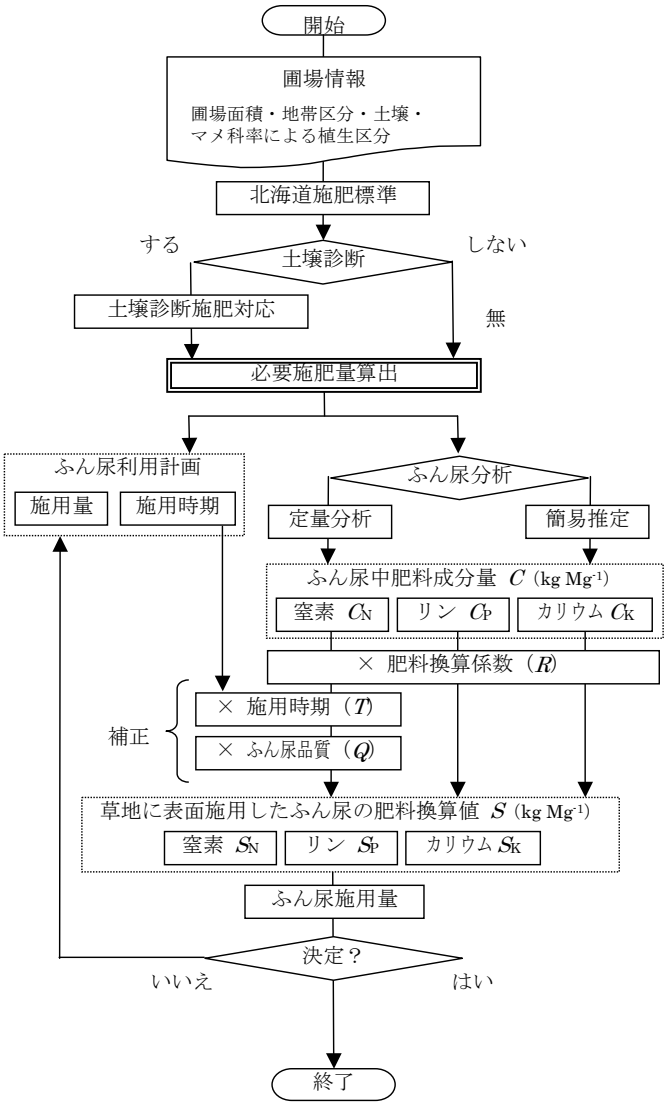

図6-1　ふん尿処理物の肥効評価に基づくチモシー採草地の施肥法の概略

第７章　要　　約

本研究は，酪農経営で発生する乳牛ふん尿処理物の肥料的効果の評価法を明らかにするとともに，チモシーを基幹草種とする採草地を対象とした，ふん尿処理物主体の施肥法を確立しようとした．得られた結果は以下のとおりである．

１．ふん尿処理物中における肥料成分含有率の簡易推定法

(1) 乳牛ふん尿処理物（堆肥，スラリー，尿液肥）の肥料成分含有率は，その種類に関わらず，いずれの肥料成分でも大きく変動した．

(2) 乳牛ふん尿処理物（堆肥，スラリー，尿液肥）の肥料成分含有率を高精度で簡易に推定する方法を検討した．その結果，堆肥，スラリー，尿液肥のＮ，Ｐ，Ｋおよび NH_4-N 含有率は電気伝導度と乾物含有率から推定可能であった．

(3) 特に，堆肥，スラリー，尿液肥の NH4-N 含有率を簡易かつ高精度に測定するには，簡易型反射式光度計（RQ flex，Merck 社製）の利用で十分であった．

２．草地に施用したふん尿処理物の肥効評価

(1) 草地に施用したふん尿処理物に含まれる肥料成分量（C，kg kg^{-1}）のうち，化学肥料の代替えとして牧草に利用される成分量を肥料換算量（S，kg kg^{-1}）と規定し，ふん尿処理物の種類に応じた肥料換算係数（R）と施用時期による補正係数（T）の積によって求めこととした．

$$S = C \times R \times T \qquad (1)$$

(2) 堆肥中肥料成分の肥料換算係数（R）は施用当年ではＮ 0.2，Ｐ 0.2，Ｋ 0.7，施用２年目はいずれの肥料成分も 0.1，施用３年目はＮ 0.03，ＰとＫは 0.1 とした．このように，３年間について R を設定したのは，堆肥の肥効が施用後３年目まで持続したことによる．

(3) スラリーの肥料換算係数（R）は施用当年のみ設定することとしＮ 0.4，Ｐ 0.4 およびＫ 0.8 とした．

(4) 尿液肥の肥料換算係数（R）についてもスラリーと同様に施用当年のみ設定し，ＮおよびＫとも 0.8 とした．

(5) 牧草の乾物生産性を考慮して，Ｎの肥料換算係数（R）に対する施用時期の補正係数を，前年秋，４月下旬～５月上旬および５月中旬の各時期について設定した．

(6) チモシー草地に施用したふん尿処理物の品質変動に対応して，より正確にＮ肥効を把握するためには，堆肥では水分含有率，スラリーでは乾物当たりの NH_4-N 含有率が指標になる．

３．チモシーを基幹とする採草地におけるふん尿主体施肥の実証

(1) 本研究の中で検討した方法に基づいてふん尿処理物の肥料換算量を求め，施肥標準量に対する不足分を化学肥料で補填することにより，堆肥およびスラリーにかかわらず施肥標準量を化学肥料で施用した場合と同等の乾物収量を生産しうることが実証された．

(2) チモシーとシロクローバの混播草地では，施用したふん尿処理物の肥料換算量と化学肥料を合計した肥料成分供給量が施肥標準量を概ね満たしていれば，施肥標準量を化学肥料で施用した場合と同等の乾物収量と良好な草種構成を維持しうることが確認された．

４．結論

以上の結果を総括すると，チモシー草地を対象とするふん尿処理物を主体とした施肥法は，対象草地の植生区分や土壌診断結果を考慮して目標収量の確保に必要な肥料成分量を設定し，その設定量とふん尿処理物の施用によって見込まれる肥料換算量との差を化学肥料などで補うことによって実施できると結論づけられる．

謝　　辞

本研究をとりまとめるに当たり，酪農学園大学教授の松中照夫博士には終始懇切なる御指導を頂き，本稿の御校閲を賜った．酪農学園大学教授の小阪進一博士，干場信司博士には本稿の御校閲と有益な御教示をいただいた．酪農学園大学講師の澤本卓治博士には多くの示唆に富む御指摘を頂いた．

本研究の一部は北海道立根釧農業試験場で実施された農林水産省指定試験事業の研究成果をとりまとめたものである．農林水産省農林水産技術会議事務局の各位には研究の推進に当たり大きな支援をいただいた．この間，根釧農業試験場長として在任された国井輝男氏，清水良彦氏，所　和暢博士，米田裕紀氏，裏　悦次氏，さらに研究部長として在任された沢口正利博士，関口久雄氏，杉本亘之氏には研究途上で御指導と激励を賜った．

元根釧農業試験場土壌肥料科長・能代昌雄氏には本研究の端緒を与えていただいた．寶示戸雅之博士（現(独)農業・食品産業技術総合研究機構畜産草地研究所）には本研究の行われた大半の期間を通じて研究遂行上の便宜を図っていただくとともに暖かい御指導と激励を賜った．草地環境科長・三木直倫博士（現根釧農業試験場研究部長）には本研究のとりまとめに当たり多くの御支援をいただいた．現根釧農業試験場草地環境科長・三枝俊哉博士には本研究の初期からとりまとめに至るまでの期間，詳細な議論を共にしていただくとともに暖かい御指導と激励を賜った．中央農業試験場前農業環境部長の今野一男博士，前生産システム部長の稲津　脩博士，環境保全部長・木曽誠二博士には本研究に関する論文の御校閲を賜るとともに，とりまとめに当たり暖かい御指導と激励を賜った．

本研究の一部は北海道が行った「家畜糞尿利用技術開発事業(1994～1998 年)」および「家畜ふん尿循環利用システム開発事業(1999～2004 年)」の研究成果をとりまとめたものである．研究を分担してとりすすめていただいた根釧農業試験場扇　勉博士（現上川農業試験場天北支場長），高橋圭二氏，木村義彰博士（現中央農業試験場生産研究部機械科長），糟谷広高氏（現中央農業試験場企画情報室），天北農業試験場（現上川農業試験場天北支場）奥村正敏博士（現上川農業試験場主任研究員），中辻敏朗氏（現中央農業試験場環境保全部土壌生態科長），古舘明洋氏，大塚省吾氏，岡元英樹氏，二門　世氏（現上川農業試験場），畜産試験場前田善夫博士（現根釧農業試験場場長），田村　忠氏，渡部　敢氏，湊　啓子氏には研究の節目ごとに多くの示唆に富む御指摘を頂いた．本事業の期間中，客員研究員としての招へいに応諾いただいた Dr.Ken A, Smith には，本研究に係る多くの有益な助言をいただいた．根釧農業試験場草地環境科甲田裕幸氏(現技術普及部）および酒井　治氏には本研究に係る議論と共同作業を共にしていただいた．

実際の研究作業の遂行に際しては根釧農業試験場管理科農業技能員諸氏や本研究の実施中在任された臨時農業技能員諸氏の御協力に負うところが大きい．また，現地試験や調査の実施に際しては根室農業改良普及センターおよび釧路農業改良普及センター関係各位に多くの御協力をいただいた．

論文執筆に当たり，中央農業試験場企画情報室の玉木哲夫前室長（現北見農業試験場長），品田裕二室長をはじめ企画情報室各位に多大な御配慮をいただいた．

以上の諸氏に心から感謝の意を表する．

最後に，私の仕事を理解し，終始応援してくれた家族に感謝の気持ちを捧げる．

引 用 文 献

1)赤塚 恵・上貝義運・三須 昇，1964，乳牛飼養における飼料中肥料成分の回収について，日本土壌肥料学雑誌，35，351-354.

2)天田輝久・沖本憲行・加藤 隆・塩出真司・永幡 肇・長野徳之・川上美紀子編，1998，日本酪農の歩み，296-297，酪農学園大学エクステンションセンター，北海道.

3)浅井貴之・清水伸也・古賀照章・佐藤 満，1993，近赤外反射光分光分析法による牛糞きゅう肥の全窒素，全炭素，粗灰分の迅速測定，日本土壌肥料学雑誌，64，669-675.

4)浅井貴之・清水伸也・佐藤 満，1994，酪農家における牛ふんきゅう肥の成分変動の実態と変動要因，畜産の研究，48，1291-1296.

5)Barraclough,D.，Geens，E.L. and Maggs，J.M. 1984，Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. Ⅱ. Nitrogen-15 leaching results.，J.Soil.Sci,，35，191-199.

6)Barraclough,D.，Hyden，M.J. and Davies，G.P. 1983，Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. Ⅰ.Field leaching results.,J.Soil.Sci,,34,483-497.

7)Beauchamp,E.G.，Kidd,G.E. and Thurtell,G. 1982，Ammonia volatilization from liquid dairy cattle manure in the field，Can.J.Soil.Sci.，62，11-19.

8)Chambers,B.J.， Lord,E.I.， Nicholson,F.A. and Smith,K.A. 1999，Predicting nitrogen availability and losses following application of organic manures to arable land : MANNER.，Soil Use Manage.，15，137-143.

9)土壌標準分析・測定法委員会，1981，土壌標準分析・測定法，130-131，博友社，東京.

10)土壌環境分析法編集委員会編,1997,土壌環境分析法，1-427，博友社，東京.

11)土壌養分測定法委員会,1981,土壌養分分析法,29-43，120-147，171-296，養賢堂，東京.

12)Frost,J.P. 1994，Effect of spreading method, application rate and dilution on ammonia volatilization from cattle slurry，Grass and Forage Sci.，49，391-400.

13)橋元秀教，1976，家畜ふん尿の大量連続施用における問題点，畜産の研究，30，199-204.

14)早川康夫・橋本久夫，1961，根釧地方火山灰草地における牧草地土壌の理化学的特性とその施肥法に関する試験，第5報，牧草地土壌としての特性発現過程と窒素、燐酸、加里の供給力について，北海道立農業試験場集報，7，16-34.

15)早川康夫・橋本久夫・奥村純一，1967，根釧地方火山灰草地における牧草地土壌の理化学的特性とその施肥法に関する試験,第9報,厩肥と瀝汁の肥効について，北海道立農業試験場集報，15，84-100.

16)早川康夫・奥村純一，1961，根釧地方火山灰草地における燐酸の行動，第2報，可給態無機燐について，北海道立農業試験場集報，8，13-23.

17)寳示戸雅之，2002，英国における環境汚染防止に関連する営農支援ソフトウエア，農業技術，57，494-497.

18)北海道農政部，1981，根釧地方のチモシー主体草地における乳牛液状きゅう肥の効率的施用法,昭和60年普及奨励ならびに指導参考事項，p.331-334.

19)北海道農政部編，2002，北海道施肥ガイド，p.1-242.

20)北海道開発局農業水産部，1973，家畜排泄物の個体特性，1-7.

21)北海道立根釧農業試験場，1977，北海道立根釧農業試験場50年史，23-33.

22)北海道立根釧農業試験場，1999，酪農地帯における糞尿処理・利用技術導入促進の条件，普及奨励ならびに指導参考事項，218-220，北海道農政部，北海道.

23)北海道立根釧農業試験場・北海道立天北農業試験場，1999，堆肥、スラリー、尿の養分含量推定法と肥効率の設定，平成10年度北海道農業試験会議（成績会議）資料，p.1-41.

24)北海道立農業・畜産試験場家畜糞尿プロジェクト研究チーム編，1999，家畜糞尿処理・利用の手引き 1999，p.1-123.

25)北海道立中央農業試験場・北海道農政部農業改良課編，1992，土壌および作物栄養診断基準－分析法（改訂版）－，p.1-199.

26)磯部武志・山口武則・山本直之・生雲晴久，1999，比色計システムによる豚ぷん堆肥中の肥料成分の簡易分析，日本土壌肥料学雑誌，70，808-810.

27)和泉康史，1988，サイレージ多給による搾乳牛の飼養技術に関する研究,北海道立農業試験場報告,69,1-77.

28)気象庁，1993，地域気象観測（アメダス）準平年値表，

気象庁観測技術資料，58.
29)木曽誠二・菊地晃二，1988，チモシー（*Phleum pratense* L.）を基幹とする採草地におけるマメ科草混生割合に基づいた窒素施肥量，日本草地学会誌，34，169-177.
30)木曽誠二・菊地晃二，1990，チモシー（*Phleum pratense* L.）を基幹とする採草地の窒素施肥配分に関する研究 Ⅰ．窒素施肥配分が数種のチモシー品種の乾物収量に及ぼす影響，日本草地学会誌，35，293-301.
31)木曽誠二・菊地晃二，1991，チモシー（*Phleum pratense* L.）を基幹とする採草地の窒素施肥配分に関する研究 Ⅱ．窒素施肥配分がチモシーとマメ科草混播草地の乾物収量に及ぼす影響，日本草地学会誌，36，338-346.
32)Kolenbrander,G.J. 1981，Leaching of nitrogen in agriculture. In Brogan,J.C.(ed.)Nitrogen Losses and Surface Run-off from Landspreading of Manures.，Martinus Nijhoff/Dr Junk，The Hague,，p.199-216.
33)近藤　熙・石井和夫・杉原　進，1979，混播草地に対する牛ふんきゅう肥の連年多量施用，東北農業試験場研究報告，60，41-62.
34)甲田裕幸，2000，家畜ふん尿の利用技術，3-2，北海道東部の酪農経営における窒素フロー計算事例，市川治・中原准一・干場信司編，21世紀へのマニュア・テクノロジー，p116-126，酪農学園大学エクステンションセンター，北海道.
35)熊沢喜久雄，1999，地下水の硝酸態窒素汚染の現況，日本土壌肥料学雑誌，70，207-213.
36)Lauer,D.A.，Bouldin,D.R. and Klausner,S.D. 1976，Ammonia volatilization from dairy manure spread on the soil surface.，J.Environ.Qual.，5，134-141.
37)松本武彦，1998，北海道の草地酪農地帯における家畜ふん尿の利用と問題点，北海道土壌肥料研究通信，第44回シンポジウム特集号，39-58.
38)松本武彦・木村義彰・高橋圭二・寳示戸雅之，2006，シートを用いて被覆した牛ふんの堆肥化過程における肥料成分の挙動，日本土壌肥料学雑誌，77，395-400.
39)松本武彦・木曽誠二・松中照夫・能代昌雄・寳示戸雅之，1997，チモシーを基幹とする採草地に対する施肥改善効果，日本土壌肥料学雑誌，68，448-452.
40)松本武彦・小出佳正・吉川　直・能代昌雄，1993，根室管内における糞尿の処理・利用の実態と問題点，北農，60，380-384.
41)松本武彦・三木直倫・木場稔信，2005，道央の露地野菜畑における窒素環境容量からみた超過窒素量と浸透水中の硝酸性窒素濃度との関係，日本土壌肥料学雑誌，76，411-419.
42)松本武彦・能代昌雄，1992，腐熟度の異なる堆きゅう肥を施用した草地土壌の微生物性，日本土壌肥料学会講演要旨集，39，p248.
43)松本武彦・酒井　治・三木直倫，2001，草地酪農地帯における河川水質の実態と今後の対策，日本土壌肥料学会講演要旨集，48，197.
44)松本武彦・田村　忠・中辻敏朗・木曽誠二・三木直倫・寳示戸雅之，2002，乳牛糞尿処理物の肥料成分含量の簡易な推定法，日本土壌肥料学雑誌，73，169-173.
45)松本武彦・唐　星児，2006，北海道の市町村を単位とした窒素環境容量に基づく地下水の硝酸汚染リスクの評価，日本土壌肥料学雑誌，77，17-24.
46)松中照夫，1987，秋から春にかけての窒素施肥量，施肥配分がチモシーの１番草収量に及ぼす影響，日本土壌肥料学雑誌，58，566-572.
47)松中照夫，1987，寒冷・寡照地域のチモシー草地に対する窒素施肥法に関する研究，北海道立農業試験場報告，62，1-72.
48)松中照夫，2002，北海道の草地の歴史と持続的発展へのシナリオ，北海道草地研究会報，36，16-19.
49)松中 照夫・石井 岳浩・岡本 英竜，1998，曝気処理した乳牛由来液状きゅう肥のオーチャードグラスに対する肥料的効果，日本土壌肥料学雑誌，69，598-603.
50)松中照夫・小関純一・近藤　熙，1988，根釧地方の混播採草地に対する液状きゅう肥の効率的な施用時期，北農，55(8)，17-30.
51)松中照夫・小関純一・近藤　熙，1988，根釧地方の混播採草地に対する液状きゅう肥の効率的施用量，北農，55(9)，30-43.
52)松中照夫・小関純一・近藤　熙，1989，根釧地方の混播採草地に対する液状きゅう肥の連年施用効果，北農，56(3)，7-24.
53)松中照夫・小関純一・近藤　熙，1990，根釧地方の混播採草地における液状きゅう肥施用に伴う減肥可能量，北農，57(1)，71-77.
54)松中照夫・小関純一・近藤　熙，1990，根釧地方の混播採草地に対する液状きゅう肥の効率的施用法，北農，57(3)，48-54.
55)松中照夫・小関純一・近藤　熙，1988，北海道根釧地方の採草地に対する液状きゅう肥の効率的施用法，日本土壌肥料学雑誌，59，419-422.
56)松中照夫・小関純一・松代平治・赤城仰哉・西陰研治，1984，収量規制要因としての草種構成の重要性，日本草地学会誌，30，59-64.
57)松中照夫・三枝俊哉・佐々木寛幸・松本武彦・神山和

則・古舘明洋・三浦　周，2006，ふん尿利用計画支援ソフト「AMAFE2006」の概要－環境に配慮したふん尿の有効利用のために－，農業及び園芸，81，909-917.

58)Matsunaka,T.,　Sawamoto,T.,　Ishimura,H.,　Takakura,K. and Takekawa,A. 2006, Efficient use of digested cattle slurry from biogas plant with respect to nitrogen recycling in grassland., International Congress Series 1293, Elsevier, 242-252.

59)松崎敏英,1979,家畜ふん尿の利用と処理,p.1-242,農山漁村文化協会，東京.

60)三木直倫,1990,草地型酪農における物質循環と問題点，北海道草地研究会報，24，18-28.

61)三木直倫,1993,寒冷地における草地土壌の有機物並びに窒素の経年的動態とそれに基づく窒素施肥管理法に関する研究，北海道立農業試験場報告，79，1-98.

62)三木直倫・安積大治・橋本　均，2000，北海道農耕地土壌における硝酸態窒素残存許容量と流れ易さの区分，日本土壌肥料学雑誌，71，396-399.

63)水野直治・南松雄，1980，硫酸－過酸化水素による農作物中 N,K,Mg,Ca,Fe,Mn 定量のための迅速処理法，日本土壌肥料学雑誌，51，418-420.

64)中原准一,2000,主要国の畜産ふん尿規制と対策,5-2,デンマーク，EU 農業環境規制との関連で，市川　治・中原准一・干場信司編，21 世紀へのマニュア・テクノロジー，p198-215，酪農学園大学エクステンションセンター，北海道.

65)中島秀治,1987,フローインジェクション分析法による耕地土壌及び畑作物体ケルダール分解液中の全窒素定量，東北農業試験場研究資料，7，37-44.

66)Nakatsuji,T.,Matsunaka,T. and Kiso,S. 1998, The approach to improve the grassland productivity on heavy clay soil with a large amount of barnyard manure., Proceedings of International Workshop on Environmentally Friendly Management of Farm Animal Waste, ed., Matsunaka, T., Civil Engineering Research Institute, Sapporo, p.127-131.

67)中谷　誠・原田靖夫・羽賀清典・長田　隆，1995，近赤外分析法による牛ふんの堆肥化過程での品質変化の推定，日本土壌肥料学雑誌，66，159-161.

68)西尾道徳,2005,施用有機物資材からの養分供給量の予測手法,農業と環境汚染,p.259-273,農文協,東京.

69)新田恒雄・沢田泰男，1977，牛ふんの分解と土壌微生物群の推移，草地試験場研究報告，11，26-33.

70)農林水産省農林水産技術会議事務局編,1994,日本飼養標準 乳牛，10-12，中央畜産会，東京.

71)農林水産省統計情報部編，2002，2000 年世界農林業センサス，第 8 巻農業構造動態報告書，1-779，農林統計協会，東京.

72)農業環境技術研究所，1995，農耕地土壌の分類（第 3 次案改訂版），p.1-28.

73)尾形　保，1976，家畜排泄物の土壌還元利用(1)畜産の研究，30(1)，195-198.

74)扇　勉・峰崎康裕・西村和行・糟谷広高，1999，乳牛の糞尿量および窒素排泄量の低減，北海道草地研究会報，33，16-21.

75)大村邦男，1995，北海道の畑作・酪農地帯における物質循環と水質保全,北海道立農業試験場報告,86,1-63.

76)大村邦夫・木曽誠二・赤城仰哉，1985，火山灰草地における施肥管理が草地の経年化に及ぼす影響，北海道立農業試験場集報，52，65-76.

77)大村邦男・関口久雄・赤城仰哉，1986，牧草の苦土欠乏症発現とその施肥対策，北海道立農業試験場集報，55，1-12.

78)大村邦男・赤城仰哉，1982，根釧火山灰草地の施肥法改善，第 3 報，草地に対するりん酸の施肥について，北農，49(7)，1-26.

79)大村邦男・赤城仰哉，1982，根釧火山灰草地の施肥法改善，第 5 報，土壌中の石灰含量が牧草生育におよぼす影響，北農，49(12)，1-12.

80)大村邦男・赤城仰哉，1983，根釧火山灰草地の施肥法改善，第 6 報，草地に対する堆きゅう肥の施用効果について，北農，50(6)，1-23.

81)大村邦男・赤城仰哉，1984，火山灰草地における土壌可給態りん酸の定量法と適正基準値の設定に関する研究，北海道立農業試験場集報，51，61-72.

82)酪農総合研究所，1993，EC 農業の環境汚染問題とわが国の畜産汚染問題の現状，酪総研調査研究報告書，65，1-62.

83)三枝俊哉,1996,北海道根釧地方の火山性土における草地土壌の肥沃度に対応した施肥管理に関する研究，北海道立農業試験場報告，89，1-76.

84)三枝俊哉・寶示戸雅之・能代昌雄，1999，根釧地方のチモシー（*Phleum pratense* L.）を基幹とする草地における亜鉛の施肥反応,日本土壌肥料学雑誌,70,10-18.

85)三枝俊哉・能代昌雄，1994，根釧地方の火山灰草地に表面施用された堆厩肥による窒素減肥可能量，北農，61(1)，53-59.

86)三枝俊哉・能代昌雄，1993，根釧地方の火山灰草地にすき込まれた堆厩肥による窒素減肥可能量，北農，

60(4), 45-51.
87)三枝俊哉・能代昌雄, 1996, 北海道の火山性土に立地した草地に対する低投入持続型カリウム施肥の可能性, 日本土壌肥料学雑誌, 67, 265-272.
88)斉藤元也・木村　武・倉島健次, 1989, 圃場還元液状きゅう肥からのアンモニア揮散量の推定と酸添加による揮散の低減法, 草地試験場研究報告, 41, 1-8.
89)関口久雄・大村邦男・赤城仰哉, 1982, 根釧火山灰草地におけるりん酸追肥効果, 北農, 49(4), 1-8.
90)Sommer,S.G. and Olsen,J.E. 1991, Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry, J.Environ.Qual., 20, 679-683.
91)Sommer,S.G., Olesen,J.E. and Christensen,B.T. 1991, Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry, J.Agric.Sci., 117, 91-100.
92)高野信雄・佳山良正・川鍋祐夫監修, 1989, 粗飼料・草地ハンドブック, 478-496, 養賢堂, 東京.
93)Thompson,R.B., Pain,B.F. and Rees,Y.J. 1990, Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland, Ⅱ. Influence of application rate, wind speed and applying slurry in narrow bands, Plant and Soil., 125, 119-128.
94)築城幹典・原田靖生, 1994, 家畜の窒素排泄量の推定プログラム, 畜産の研究, 48, 773-776.
95)内田文雄・大村裕顕・中野政行, 1977, 家畜ふん尿の農業利用に関する研究　第１報　牛及び豚のふん尿処理物中の肥料成分含有率について, 栃木県農業試験場研究報告, 23, 7-16.
96)牛尾進吾・吉村直美・斉藤研二・安西徹郎, 2004, 家畜ふん堆肥の成分特性と肥料的効果を考慮した施用量を示す「家畜ふん堆肥利用促進ナビゲーションシステム」, 日本土壌肥料学雑誌, 75, 99-102.
97)Whitehead,D.C. 1995, Leaching of nitrogen from Soils. In Grassland Nitrogen., CAB INTERNATIONAL, Wallingford, UK,, p.129-151.
98)山口武則, 1999, 家畜ふん堆肥の簡易分析法, 畜産の研究, 53, 1263-1267.
99)山根一郎, 1981, 耕地の土壌学, p.167-169, 農山漁村文化協会, 東京.
100)吉田邦彦・高橋圭二・木村義彰・稲野一郎・渡部　敢・阿部英則・田村　忠・湊　啓子, 2002, 簡易ふん尿堆積場の造成法, 北農, 69, 297～305.

Studies on the fertility management of timothy sward based on use of dairy cattle manures evaluated as available nutrients

Takehiko Matsumoto

Summary

In a grassland dairy farm, plant nutrients in the grassland soil are absorbed by grass and the grass is taken as herbage by dairy cattle, and then the cattle excrete feces and urine that contain the plant nutrients in the soil. In this stage, plant nutrients are cycling only in the farm and just only the nutrients in milk produced there were released from the nutrients cycle system to the outside of the system. Dairy cattle manures such as barnyard manure (BYM), slurry and liquid manure derived from feces and urine, therefore, play quite important role in not only nutrients source for plant growth but also maintenance of the soil fertility in the grassland.

The progress in development of the dairy farming with increase in the number of the cattle raised in a farm for the last few decades in Hokkaido, Japan, however, increased also the manures production in a farm. Consequently, the quantity of cyclic nutrients among the soil, the grass and the cattle increases with the number of the cattle. As results of these increases, nutrients load to the soil also increases and the excess nutrients will leak from the soil to the wider environment. In this situation, the dairy cattle manures may also be potential sources of environmental pollution and they are often considered as “wastes” to be disposed of as cheaply and conveniently as possible.

Nevertheless, with increasing economic and environmental pressures on the dairy farm in recent years, it makes sense to exploit the fertilizer value of the manures, while taking action to prevent the pollution, because it can save on the cost of chemical fertilizer and minimize environmental pollution.

The objectives of this research are to establish the fertility management of timothy (Phleum pratense L.) sward based on use of the dairy cattle manures that are evaluated as chemical fertilizer for the crops. The results obtained in the studies are as follows:

I. Simple prediction of the nutrients content of the dairy cattle manures

(1) Content of plant nutrients in the cattle manures such as barnyard manure (BYM), slurry and liquid manure varied greatly regardless of their processing process.

(2) A simple method for predicting the nutrients content of the manures was explored. The results showed that the content of N, P, K as well as NH_4-N of the BYM, the slurry and the liquid manure could be predicted from their electric conductivity (EC) and dry matter content (DMC).

(3) In particular, a reflection type photometer (RQ flex, Merck) could be used as a simple method to measure NH_4-N content in the BYM, slurry and liquid manure.

II. Evaluation of the dairy cattle manures applied to grassland as available nutrients

(1) Available nutrient in the manures (S, kg kg^{-1}) was estimated by the product of the nutrient content (C, kg kg^{-1}) in the manures and the conversion factor (R) from the nutrient in the manures to available nutrient regarded as that in chemical fertilizer. Equation (a) showed the relationship among S, C and R.

$$S = C \times R \cdots\cdots\cdots\text{(a)}$$

(2) The conversion factor (R) of N, P and K in the BYM in the first year following the application was 0.2, 0.2 and 0.7,

respectively. In the second year, all of them were 0.1 and *R* of N, P and K in the third year was 0.03, 0.1 and 0.1, respectively.

(3) In case of the slurry and the liquid manure, the *R* of them was set only for the first year following the application, because there was no residual effect of these manures on the grass growth. The *R* of N, P and K in the slurry were 0.4, 0.4, and 0.8, respectively. And the *R* of N and K in the liquid manure was 0.8 and 0.8. The *R* of P in the liquid manure was neglected, since the P content in the liquid manure was extremely low level compared with the other manures.

(4) In particular, the conversion factor (*R*) of N in the manures was considerably affected by application time and quality of the manures. Therefore use of correction factor for the *R* of N could more precisely estimate the availability of N in the manures than no use of the factor.

(5) The quality index used for correction factor of *R* for N in the BYM and the slurry was the water content and the ratio of NH_4-N content to dry matter content (NH_4-N/DMC), respectively, from the following reasons. Mineralization rate of organic N in the BYM that affected directly the N availability could be estimated by the water content and the NH_4-N/DMC ratio in the slurry indicated the degree of NH_3 volatilization loss from the slurry applied onto grassland.

III. Verification of fertility management of timothy sward based on use of dairy cattle manures

(1) The fertility management practice of the timothy sward based on the results in the studies is as follows: (i) Calculating the available N, P and K derived from the dairy cattle manures by use of the conversion factor (*R*) of each nutrient and the correction factor for N in the manures, when the manures are applied to the sward. (ii) Applying supplemental chemical fertilizers, if the available N, P and K derived from the manures were insufficient compared with the amount of those nutrients of the chemical fertilizer recommendation in Hokkaido.

(2) The fertility management practice verified to be able to produce the approximately same dry matter yield as that of the timothy sward where chemical fertilizers based on the fertilizer recommendation in Hokkaido were applied.

(3) The fertility management practice in timothy-legumes mixture sward verified not only the dry matter production described above but also maintaining botanical composition well.

IV. Conclusion

The author concludes from the results obtained in the studies here that the fertility management of timothy sward using the dairy cattle manures can be carried out through the following process:

i) Diagnosing the available nutrients content in the soil and the botanical composition in the sward to decide the available nutrients necessary for the target of dry matter yield of the sward under the condition of the chemical fertilizer recommendation in Hokkaido.

ii) Estimating N, P and K content in the manures by measurement of electric conductivity (EC) and dry matter content (DMC).

iii) Calculating the available N, P and K derived from the applied manures by use of the conversion factor from each nutrient in the manures to available nutrient regarded as that in chemical fertilizer and also by use of the correction factor for N that is given by the application time and the quality index of the manures.

iv) Applying supplemental chemical fertilizers for each nutrient, when the available N, P and K derived from the manures is less than that necessary for the chemical fertilizer recommendation in Hokkaido.