栃木農研報　No.43：19～34（1995）

黒ボク土露地畑での水分および硝酸イオンの周年的垂直移動

亀和田國彦*

I　緒　論

ローマクラブ・レポートに端を発すると言われる地球規模での環境問題に対する人々の関心は，近年，特に先進国で急速に高まった．さらに国際分業化への圧力の中でわが国では，農業に対し，産業としての存在意義が問われはじめている．これに対し，農耕地の生産的な機能の他に環境保全的な側面での評価が試みられようとしている．その中で，農耕地は，周辺に一体となって存在する水辺や草地，林地等とともに二次生態系として解釈され，一定の人為的管理下において環境保全機能や動植物相を維持しているものと捉えられている．その具体的な内容として，水田における水資源涵養，水質浄化機能，緑地として景観の形成，動植物の多様性の確保などがあげられている．

一方で，農耕地は，水田でのメタンや畑地での亜酸化窒素などの温暖化ガスの発生や畑地での余剰窒素の地下水への流出などの点で，環境を汚染する側面も持ち合わせているとも捉えられている．これら環境への負荷機能の現状はいまだ明らかにはされておらず，その質と量に関わる要因解析が各場面で途についたところである[7,26,27,28,29]．

これらの問題のうち，露地畑での硝酸流出の問題に対して，土壌の「環境容量」という概念が導入され，検討が進められつつある．上沢[39]は「環境容量」を「農地の生産力を維持しつつ，外部から負荷された物質を消化し，系外の環境に悪影響を及ぼさない限界容量を量的に捉えたもの」としている．近年，各方面で，その値を具体的に明らかにしようと試みられているが，その定義自体も確定しているとは言い難い．愛知，埼玉県などで集約野菜畑や樹園地周辺の井戸の硝酸態窒素濃度の平均が10 mg NL^{-1}を上回り[7,27,29]，また本県では土壌保全調査事業による管理実態の調査結果[37]から，露地栽培の野菜では施肥基準[38]を上回る施肥が行われていることが報告されている．しかし，畑地から地下水や河川への肥料成分の流出の調査は少なく，またその過程に関する調査はこれまでほとんど実施されていない．

農業に向けられた国際分業化への圧力に対するもう一つの対応として，農業生産全般でのコストの低減が求められている．このなかで，施肥に対してもその方法や量などの面で，より高度な合理性が求められている．

施肥および土壌管理の面で環境への負荷の低減と施肥に関する低コスト化を同時に実現するためには，作物に対して合理的に養分供給を行う必要があり，窒素を中心とした各種物質の土層中でのフローとストックの実態を明らかにした上で，新たな施肥，土壌管理における土壌中での物質の動きを予測することが求められる．そのためには，窒素の無機化-有機化，脱窒，土壌固有の吸着特性および吸着に対する共存イオンの影響ならびに各種養分の作物による吸収速度を明らかにし，それらの現象を包含する系をモデル化したシミュレーションモデルの利用が有効である[4]．作物に対する窒素の供給パターンの予測という点に絞ってみれば，水田では，作土からの窒素の無機化予測を中心としたシステムが実用段階に達していると考えられるが[35]，畑地では，窒素の無機化にあわせて無機態窒素ならびにその他の養分の土層内での垂直移動の予測が極めて重要となる[30]．

土層内での水分移動[25]や養分の移動に関する実験は多数実施され，調査結果に対する解析がなされている．それら実験の多くは室内で作成された小規模な土壌カラム[8,9,10,11,12,13,14,20,31,32,]や単純化された条件の圃場[24]で土層中の養分移動が短期間測定され，測定結果が水分移動ならびに吸着，分散および拡散の関数として扱われたシミュレーション結果と比較され，良好な一致が得られている．またライシメータでの養分流出量が浸透水流出量と関連づけて説明されている[26]．これらのことから，土壌内での水分および溶質の移動の基本的なメカニズムは整理されつつあるものと考えられる．

しかし，慣行的な栽培が行われている圃場での各種養分の土層内での垂直移動が周年的に測定され，それが，水分移動，土壌固層との相互作用，共存イオンとの相互作用，作物による吸収および流亡などの要因を考慮して検討された事例は見あたらない．そこで，本県に多く分布する黒ボク土露地畑における養分の周年的垂直移動を明らかにし，畑地土壌中での養分動態のシミュレーションモデル開発の資とするため，小規模な圃場で試験を実施した．

本試験では，硝酸イオンの垂直移動に対する窒素施用

*現栃木県農業大学校

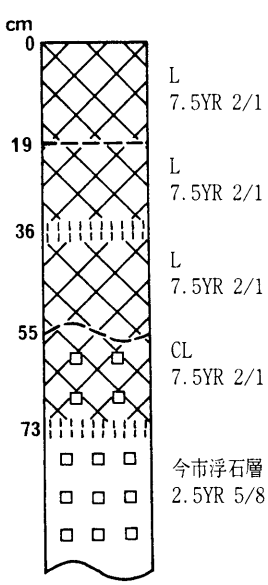
量の違いと共存アニオン種の違いの影響を把握するため，窒素質肥料として硫酸アンモニウムおよび塩化アンモニウムを用いてそれぞれに窒素施肥量2水準を設定した．試験はおおよそ3年間継続され，その結果から，土壌中硝酸イオン含量の垂直分布は，それぞれの処理に応じて異なった周年的パターンを描くことが明らかになった．また各パターンの違いに対する窒素施肥量や共存アニオン種の影響の違いの影響を関連づけることができたので，その結果について報告する．

Ⅱ 方 法

1．圃場

調査圃場の断面形態を第1図に示した．土壌統は「礫質普通黒ボク土，多腐植質」である．表層から約73 cmまで腐植層が分布し，それ以下は100 cmまで今市浮石層が分布する．腐植層のうち，55 cmから73 cmまで七本桜浮石が混入する．作土は19 cm程度で，それ以下36 cm程度まで耕盤層である．土壌の主な性質を第1表に示した．腐植層の全炭素含量は9.3×10^{-2} kg kg^{-1}で，また作土の可給態リン酸含量は10cg kg^{-1}であった．

各処理区の大きさは1.8×1.8 mで，幅30 cmの木枠で仕切り，木枠は地表面から20 cmまで埋めた．また各土壌中養分の水平方向の移動の影響を軽減するため処理区間に1 mの緩衝域を設けた．



第1図 調査圃場の断面形態

第1表 試験圃場の土壌の主な性質

層位	深さ cm	仮比重	固相率 L·L^{-1}	全炭素 10^{-2} kg·kg^{-1}	全窒素	CEC cmol(-)·kg^{-1}	pH
1	0－19	0.74	0.29	9.32	0.52	48.6	5.5
2	19－36	0.72	0.28	9.42	0.53	44.3	5.8
3	36－55	0.58	0.22	6.67	0.35	39.2	5.1
4	55－73	0.77	0.27			30.4	5.0
5	73－	0.53	0.17			36.3	4.9

2．処理内容

各処理区の内容を第2表に示した．無肥料区を対照として，硫酸系肥料を使用した基準量施肥と基準量の2.5倍量施肥区，塩素系肥料を使用した基準量施肥と基準量の2.5倍量施肥区の計5区を設置した．

試験圃場は1988年8月に設置し，各処理区に苦土炭カルを4320 kg ha^{-1}施用した．それ以後1991年6月の試験終了時までpHや可給態リン酸および交換性陽イオン類などの補正のための施肥は行わなかった．作付は8月下旬から10月上旬までレタス，11月上旬から6月上旬まで二条大麦の体系で，3年間繰り返した．

第2表 施肥内容

処理区	略号	レタス N	レタス P_2O_5	レタス K_2O	二条大麦 N	二条大麦 P_2O_5	二条大麦 K_2O
		kg·ha^{-1}			kg·ha^{-1}		
無肥料	Cont	0	0	0	0	0	0
硫酸系肥料標準施肥	SOStd	200	200	200	60	100	80
〃 2.5倍量 〃	So2.5	500	200	200	150	100	80
塩素系肥料標準施肥	ClStd	200	200	200	30	100	80
〃 2.5倍量 〃	Cl2.5	500	200	200	150	100	80

注．硫酸系肥料施肥区は，硫酸アンモニウム，重過燐酸石灰および硫酸カリウムを使用，塩素系肥料施肥区は，塩化アンモニウム，重過燐酸石灰および塩化カリウムを使用した．

3．試験方法

1）土壌溶液

各処理区に，表層から10, 30, 50, 70および90 cmの位置にポーラスカップー吸引型土壌溶液採取器を埋設し，2週間隔を目途に土壌溶液を採取した．採取した土壌溶液は，pHおよび主なイオン濃度が測定された．測定イオンは，カチオンとしてCa^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}およびNH_4^{+}，アニオンとしてCl^{-}, NO_3^{-}およびSO_4^{2-}であった．また一部の試料については炭酸イオン種を測定した．pHは複合ガラス電極で，NH_4^{+}を除くカチオンは原子吸光光度計（HITACHI Z- 6100）で，NH_4^{+}はインドフェノール比色法で，炭酸イオン種を除くアニオンはイオンクロマトアナライザー（SHIMADZU HIC-6A）で測定し，炭酸イオン種はpH 4.3のアルカリ度から推定した．

土壌溶液の採取は，試験期間内に40回行った．冬季には土壌が乾燥して特に表層近くでは採取できにくくなり，採取頻度が減少した．土壌溶液採取のため，土壌乾燥時に試験期間内に4回，それぞれ25～50 mm程度潅水した．

2）土壌水分張力

水銀マノメーター式のテンシオメーターを処理区内2カ所に各5本設置して土壌の水分張力を測定した．受感部を表層から10, 30, 50, 70および90 cmの位置に埋設し，測定は原則として毎日，正午に行った．

3）土壌

水分特性および透水性

深さ10, 30, 50, 70および90 cmの土層の水分特性および透水係数を測定した．水分特性はそれぞれの層から100mL容コアを3個ずつ採取し，排水過程で，マトリックポテンシャル－10～－33 cm H_2Oを砂柱法で，－87～－1000 cm H_2Oを加圧板法で測定した．

不飽和透水係数は各層から314mL容コアを3個ずつ採取し，チャンバー内加圧法[21]によってマトリックポテンシャル－10 cm H_2Oから－150 cm H_2Oの範囲で測定した．

測定はやはり排水過程で行った．保水性および透水性測定のための試料は1990年5月に処理区近傍で採取した．

(2) 交換性カチオンおよびアニオン含量

1990年8月に深さ90cmまで，土壌を10cmごとに採取し，pH，交換性のカチオンおよびアニオン含量を測定した．交換性カチオンは，Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}を，アニオンはCl^{-}, NO_3^{-}, SO_4^{2-}を測定した．交換性カチオンは常法（セミミクロショーレンベルガー法）で浸出後原子吸光光度計で測定した．交換性アニオンはKatou[13]らの方法に準じて風乾土2gに0.01M NaOHを100mL加え，1時間振とう後ろ過し，イオンクロマトアナライザーで測定した．

(3) NO_3^{-}吸着特性

1992年8月に表層から10, 30, 50, 70, 90cmの位置から土壌を採取し，NO_3^{-}吸着特性を測定した．

乾土2g（W_S）相当の風乾土を，重量（W_C）既知の50mL容遠沈管に入れ，0, 3, 10, 30, 100mM KNO_3溶液を30mLづつ加え，24時間浸透後遠心分離し，上澄液を別の容器に移した．上澄液のpHおよびNO_3^{-}濃度（$C_{NO3,1}$）を測定し，平衡溶液の値とした．

遠沈管内に残った平衡溶液の量を明らかにするため遠沈管の重量（W_E）を測定した．

0.01M NaOHを30mL（V_S）づつ加えて，1時間浸透後遠心分離して上澄液を採取した．上澄液中のNO_3^{-}（$C_{NO3,2}$）濃度を測定し，次式により吸着量（Q_{NO3}）を求めた．

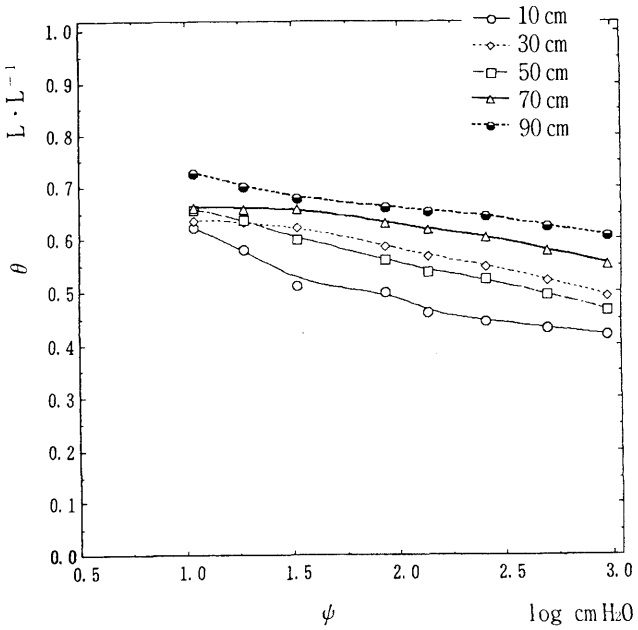
$$Q_{NO3} = \{C_{NO3,2} \cdot (V_S + W_E - W_S - W_C) - C_{NO3,1} \cdot (W_E - W_S - W_C)\} / W_S \quad (1)$$

4）作物

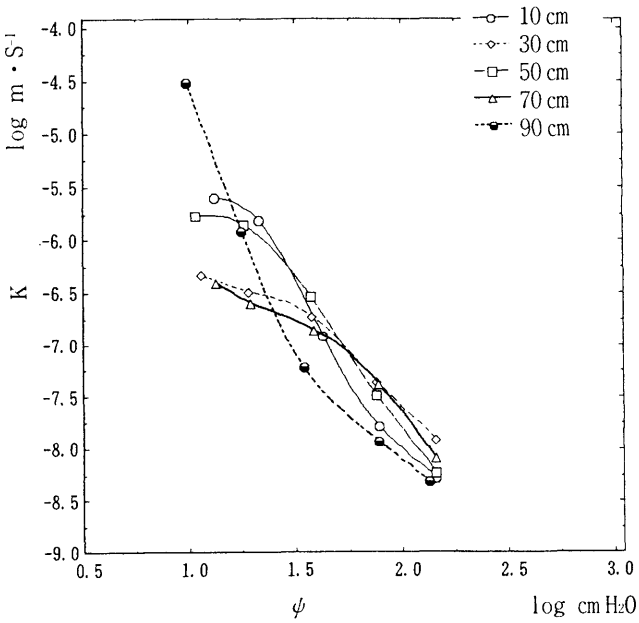
処理区内に栽培したレタスおよび二条大麦を適期に収穫し，収量，乾物重および各養分含有率を測定した．養分含有率の測定は，N, P, K, Ca, Mg, Clおよび Sについて行った．Nは硫酸で分解後ブレムナー蒸留装置により蒸留滴定して，Pは硝酸-過塩素酸分解後バナドモリブデン酸比色法により，K, CaおよびMgは硝酸-過塩素酸分解後原子吸光光度計で，ClおよびSはテフロンボンベで過酸化水素分解後イオンクロマトアナライザーでCl^{-}およびSO_4^{2-}として測定した．

5）降水および蒸発散量

降水量は宇都宮地方気象台観測値を用いた．地表面および作物葉面からの水分蒸発散量は次式により日平均気温および日射量から推定した[34]．日平均気温および日射量は宇都宮地方気象台観測値を使用した．



第2図　水分張力（ψ）—含水比（θ）曲線



第3図　水分張力（ψ）—透水係数（K）曲線

$$E_t = 0.0075 \cdot (1.8T_m + 32) \cdot (R_s/l) \quad (2)$$

ただし E_tは蒸発散量(mm)，T_mは日平均気温(℃)，R_sは日射量(cal cm^{-2})，lは蒸発の潜熱で l=597-0.6・T_m.

本来，式（2）は可能蒸発散量を与える．土壌表面からの蒸発散量は土壌の含水率の減少に従って減少するが，減少が始まる値は圃場容水量のおよそ60%とされ，関東ローム層のような細粒質で，保水性の大きい土壌で

は夏期3か月位の連続干天程度ではそれほど大きな蒸発散量の抑制は生じないとされ[19]，また実際の土壌水分張力の測定値から，その影響は小さいと判断し，可能蒸発散量を蒸発散量推定値とみなした．

Ⅲ 結 果

1．土層の水分特性および透水性

各層のマトリックポテンシャルと含水率との関係を第2図に示した．マトリックポテンシャル$-1\times10^{1.25}$ cm H_2Oで50 cmの曲線が30 cmの曲線と交叉したが，それ以下のマトリックポテンシャルでは，各層の曲線はおよそ平行であった．$-1\times10^{1.25}$ cm H_2O以下の同一のマトリックポテンシャルでの含水率は10 cm<50 cm<30 cm<70 cm<90 cmの関係にあった．

各層のマトリックポテンシャルと透水係数との関係を第3図に示した．10 cmから70 cmまではおよそ平行的な傾向であったが，90 cmでは，マトリックポテンシャル低水準と高水準での差が他の試料に比べて大きかった．

2．土壌中の水分移動

1）降水量，蒸散量および浸透量

調査期間内の降水量を第4図aに示した．

一般に露地畑の一定土層内の水収支は次式によって示される．

$$P = D + G + E + M \qquad (3)$$

ただし，Pは降水量，Dは表面流去量，Gは地下浸透量，Eは蒸発散量，Mは土層内変化量．試験圃場は平坦なので，表面流去量を0とみなし，また水収支の測定単位を1年とし，その開始および終了時期を比較的水分含量が少なく安定している冬季に設定すれば，土層内変化量は0に近似できる．それらの仮定により式（3）は次のとおり書ける．

$$E = P - G \qquad (4)$$

つまり降水量から蒸散量推定値を差し引いた値は浸透水量（正味蒸発散量）を示し，その積算値を第4図bに示した．式（2）は，日射量と気温の関数で夏季期間に多く，冬季期間に少なくなる．したがって，降水量，蒸散量推定値ともに夏季期間に多く，冬季期間に少なくなる．第4図bは，夏季期間は降水量が蒸散量を上回り，積算蒸散量は減少する傾向に，また冬季期間は両値がおおむね一致して積算蒸散量はほとんど変化しなかった．つまり，正味蒸発散量は浸透水の土層内平均フラックスを示し，その方向をマクロに見れば，土壌中で水分は，夏期には下向きに移動し，冬季にはほとんど移動しないことを示した．

またこの変化は，年次間差が大きく，1989年には6月から10月まで降水が多く正味蒸発散量積算値は下降したが，1990年の6月から8月までは比較的降水が少なく正味蒸発散量積算値はほとんど変化しなかった．時期別の正味の蒸発散量は，降水が多かった1989年6月から9月は-5.8 mm・day^{-1}程度，1990年の9月から11月は-6.1 mm・day^{-1}程度であったのに対し，降水が少なかった1988年10月から1988年5月は-1.7 mm・day^{-1}，1989年11月から1990年8月までは-0.3 mm・day^{-1}程度であった．

2）マトリックポテンシャルおよび全ポテンシャル

調査期間内のマトリックポテンシャルの垂直分布を第4図cに示した．作図は，パーソナルコンピュータでプログラムを作成し，10, 30, 50, 70および90 cmでの測定値を図のY座標（深さ）方向に0～100 cmまで1 cm単位にスプライン補完して描いた[36]．なお第4図d～g，第5～7図も同様の方法で描いた．

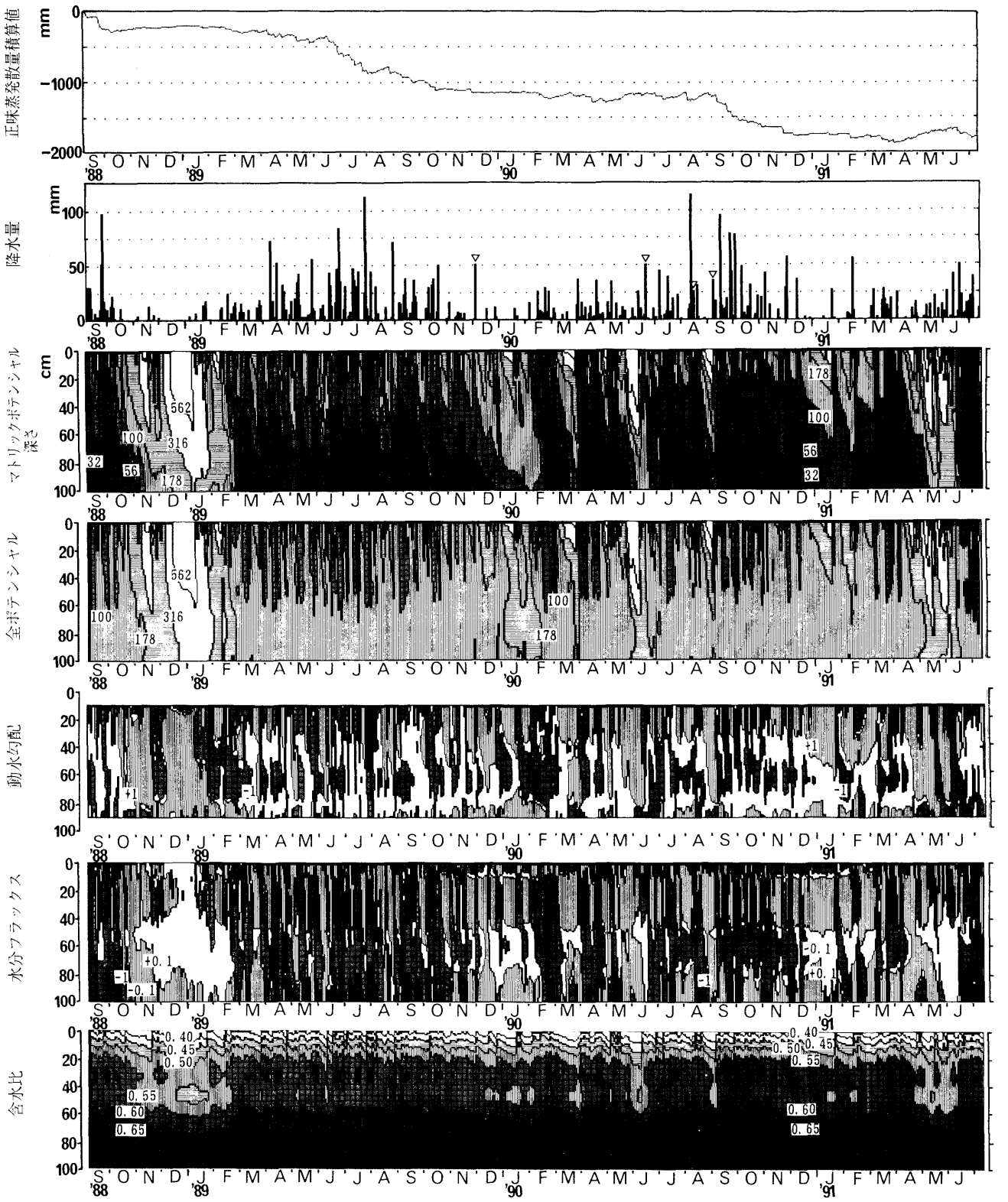
マトリックポテンシャルは，表層ほど低く経時的な変化が激しく，下層ほど値が高く変化が小さい傾向であった．

マトリックポテンシャルは降雨により急速に表層から上昇し，その後，次の降雨まで表層から徐々に下降するパターンを繰り返した．$-1\times10^{2.0}$ cm H_2O程度を境界として，夏季期間は相対的に高ポテンシャル（湿潤）状態に，冬季期間は低ポテンシャル（乾燥）状態にあった．特に1988年から1989の冬季は降雨が少なく長期間にわたって深部までマトリックポテンシャルが下降した．

マトリックポテンシャルに重力ポテンシャルを加えた全ポテンシャルを第4図dに示した．マトリックポテンシャルに比べて垂直方向の変化が少なく，降雨と蒸散に伴う全ポテンシャルの変化は，表層から50 cmの範囲で激しく，それ以下への影響は小さかった．

3）水分フラックス

10, 30, 50, 70および90　の全ポテンシャルから10-30 cm, 30-50 cm, 50-70 cm, 70-90 cmの鉛直方向の動水勾配を求め，それらを20, 40, 60および80 cmでの値とみなして，10 cmから90 cmまで補完し，第4図eに示した．さらにダルシー則に基づく式（5）によって動水勾配と透水係数とから水分フラックスを求め，その分布を第4図eに示した．その際，透水係数はマトリックポテンシャルの関数として，式（6）により透水係数の対数値をマトリックポテンシャルの対数値に一次回帰させて求めた[22]．



第４図　正味蒸発散量積算値，降水量，マトリックポテンシャル，全ポテンシャル，動水勾配，水分フラックス，および含水比の推移

注１．降水量中▽はかん水を示す．

２．マトリックポテンシャルおよび全ポテンシャル中の数値単位は $-H_2O$ cm

３．動水勾配中の数値単位は cm cm^{-1}

４．水分フラックス中の数値単位は cm day^{-1}

$$q = k \cdot (\delta\psi_t/\delta z) \qquad (5)$$

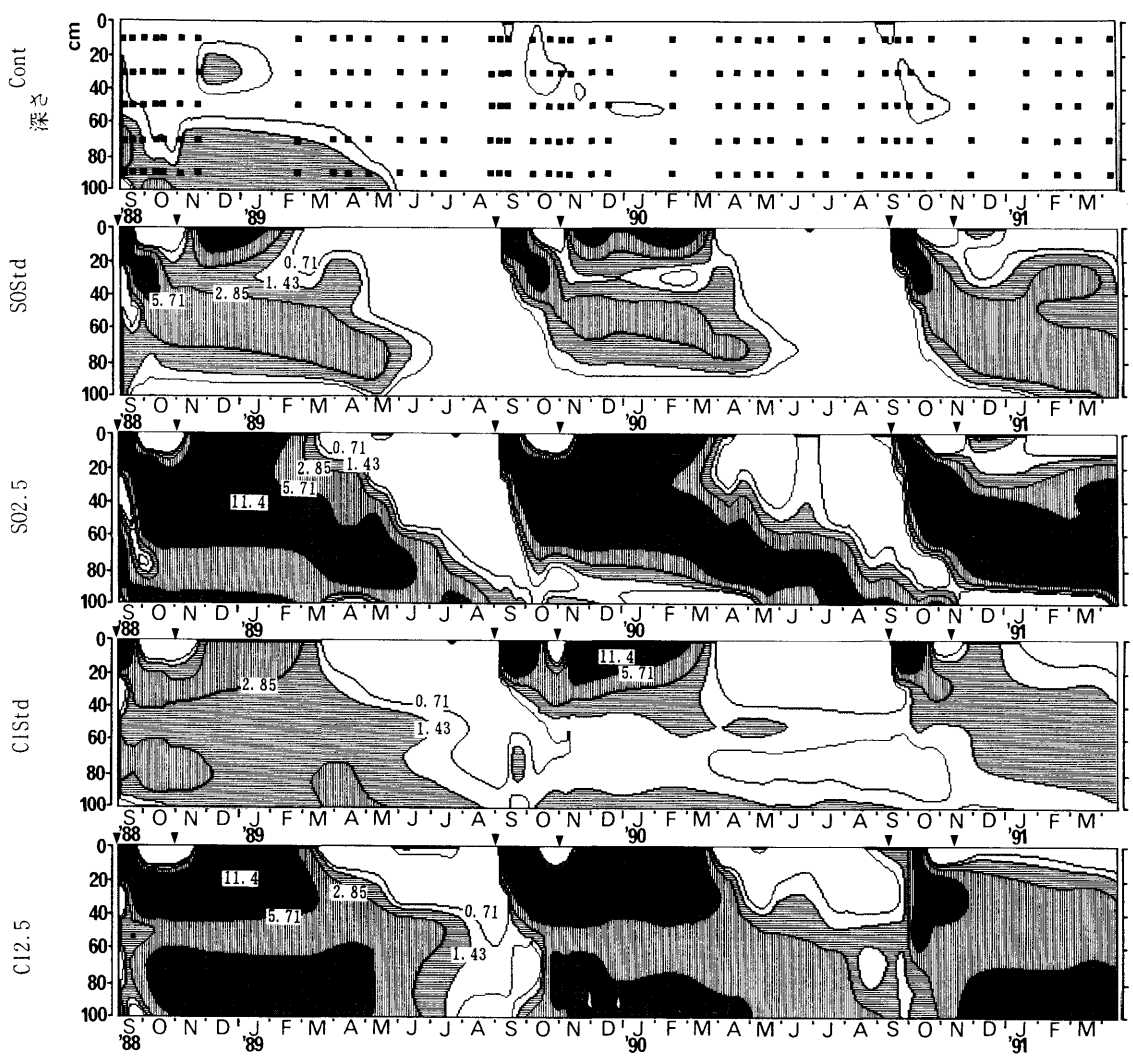
$$k = a \cdot \exp(-b\psi_m) \qquad (6)$$

ただし，qはフラックス（mm・day^{-1}），kは透水係数（mm・day^{-1}），ψ_tは全ポテンシャル（mm），zは鉛直方向の距離（mm），ψ_mはマトリックポテンシャル，aおよびbは係数．

水分フラックスは，3月から11月の夏季期間には，表層から50cm程度までの変化が激しかったが，それ以深ではおよそ下向きのフラックスで，その値は-1～-10 mm・day^{-1}程度であった．11月から3月までの冬季間は表層から50cm以下ではおよそ上向きのフラックスでその値は0～+1 mm・day^{-1}程度であった．動水勾配が正になる状態，つまりフラックスが上向きの時は乾燥時であり，動水勾配が大きくなっても透水係数は小さくなり，フラックスの絶対値は小さくなり，水分は相対的に上向きには動きにくい．

4）含水率（体積含水率）

マトリックポテンシャルの測定値と，各層位の水分特性から含水率（体積含水率）を求め，第4図fに示した．含水率は，第2図に基づき，マトリックポテンシャル対数値に対し一次回帰させて求めた．含水率は下層ほど高い傾向であった．これは，下層ほどマトリックポテンシャルが高くまた下層ほど同一マトリックポテンシャルでの含水率が高いという水分特性の傾向の影響である．含水率の経時的な変化は，降雨および蒸散にともなうマトリックポテンシャルの変化によってもたらされるが，水分特性がフラットなため，含水率の変化はマトリックポテンシャルの変化



第5図　土壌溶液中NO_3^-濃度の分析

注1．Contの図中黒点は測定か所を示す．
　2．図中の数値はNO_3^-濃度でmM．
　3．▼は施肥のタイミングを示す．

に比べて小さく，結果的に土層内での含水率の変化の程度は小さかった．

表層から30cmの体積含水率は，同一ポテンシャルでの50cmのそれよりも大きいという水分特性の影響で，含水率は下層ほど高いという全体的な傾向に反し調査期間を通して30cmの含水率が50cmよりもやや高くなる傾向であった．

3．土壌溶液中アニオン濃度分布

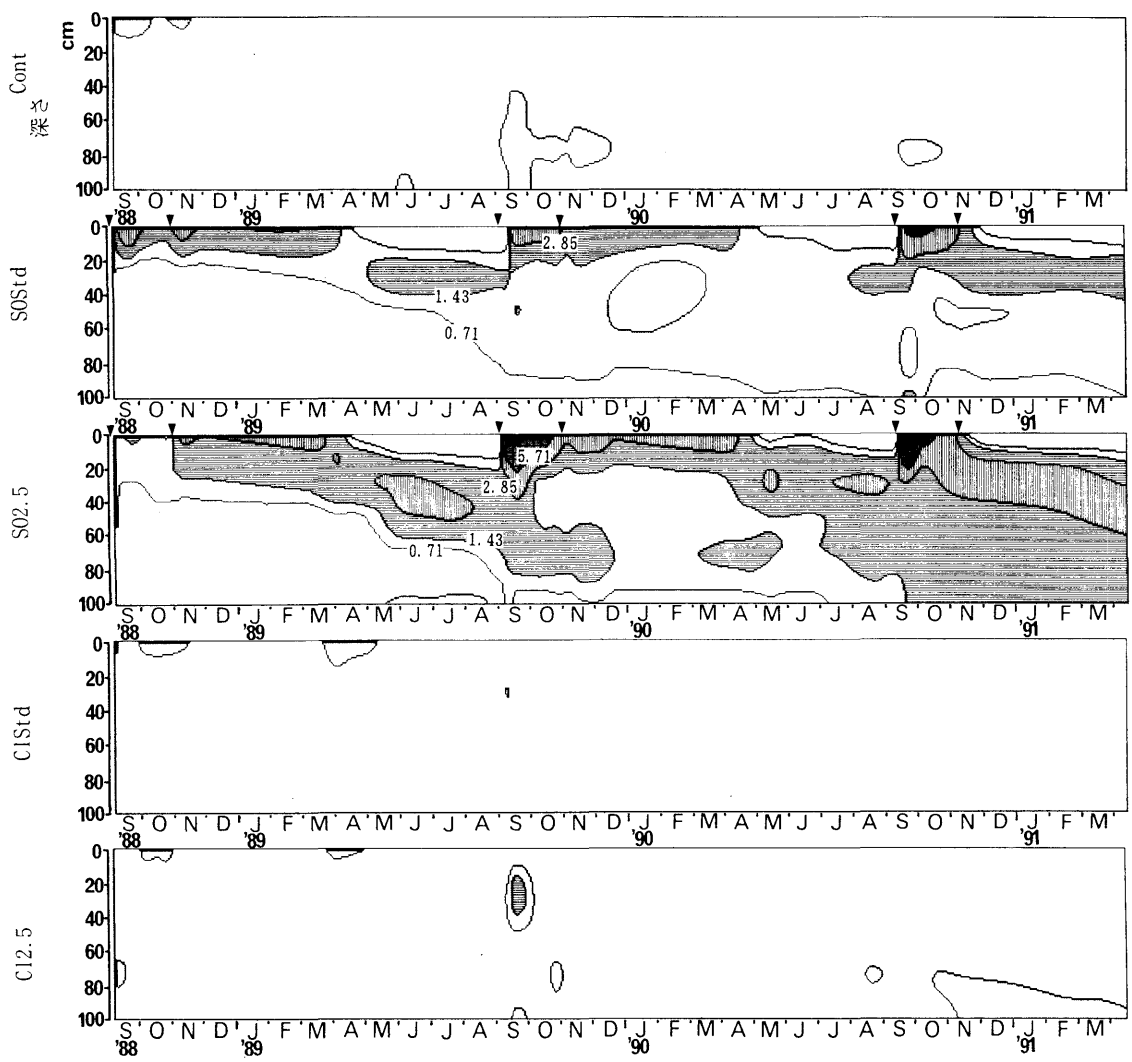
1）硝酸イオン濃度分布

各処理区の調査期間内の土層中の土壌溶液中硝酸イオン（NO_3^-）濃度分布を第5図に示した．無肥料（Cont）を除いて，各処理区とも，NO_3^-濃度分布は，調査期間の3年の間，1年を周期として毎年，同様のパターンを描いた．

第5図では0.71 mM以上の範囲が着色されている．この値は水道法による飲用水の基準値（0.71mM＝10mgNL^{-1}）である．Contでは，試験開始から1989年6月頃までおおよそ50cm以下に0.71 mM以上の範囲があったが，それ以後は全層にわたってほとんど0.71 mM未満であった．

硫酸系肥料標準量施用区（SOStd）でのNO_3^-濃度のピークは，9月のレタス施肥後，一つのピークを中心として急速に施肥位置の作土から降下し，11月にはおおよそ50cmに達し，それ以後翌年2月まで移動せず，3月から再び降下し，徐々にその濃度が低くなる傾向であった．11月に施肥された麦施肥は翌年3月頃まで作土付近に留まり，それ以後徐々に濃度が低下した．6月頃には，この処理区においては表層から深さ100cmまで，NO_3^-濃度が0.71 mMを越える層位はなくなった．

一方，塩素系肥料施用系列（ClStdおよびCl2.5）のレタス施肥後，比較的短期間内に表層から100cmまで土層



第6図　土壌溶液中SO_4^{2-}濃度の分析

注1．図中の数値はSO_4^{2-}濃度でmM．
　3．▼は施肥のタイミングを示す．

内全体に分布が広がり，ピークも表層付近と70cm以下の位置に観察された．11月に施肥された麦施肥は，やはり表層付近に留まったが，その深さはSOStdでは30cm未満だったのに対し，Clstdでは分布幅が広く50cm程度まで広がった．翌年春季から夏季に徐々に濃度が低下しながら分布位置は低下したが，SOStdでは6月頃に表層から100cmまで 0.71mM以上の濃度分布が消失したのに対し，ClStdでは 50cm以下に0.71mM以上の範囲が分布した．

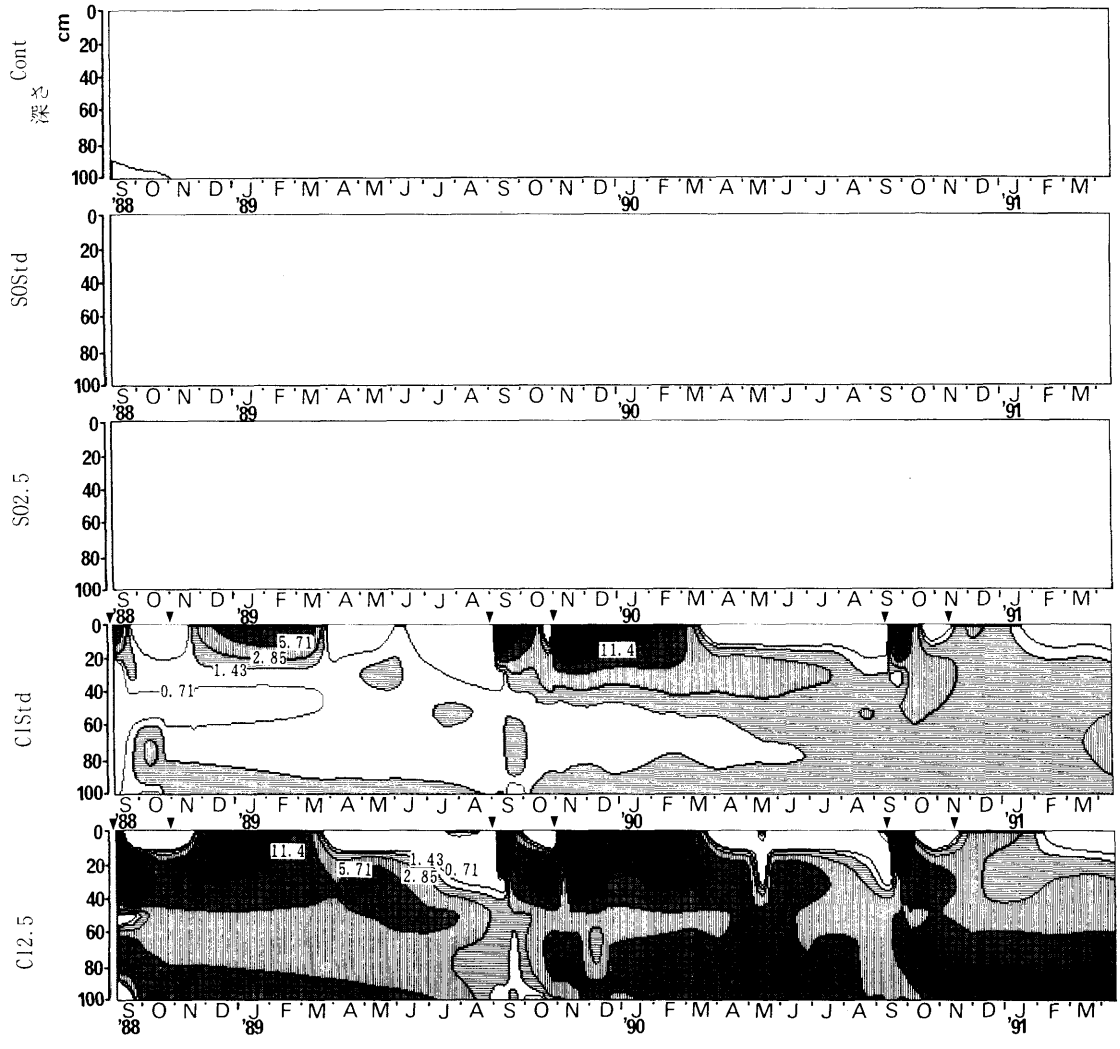
多量施用区のSO2.5の分布パターンはSOStdと，またCl2.5のパターンはClStdと同様で，分布範囲内のNO_3^-濃度が全体に高いという傾向であった．SO2.5では6月頃に0.71mM以上の範囲が消失せずに，ピークは春季から夏季にかけて，測定範囲の100cmを越えて下降して行った．

これらの周年的なNO_3^-濃度のピークの下降は水分フラックスに良く連動し，また若干の年次変動も見られた．特に1990年のレタス施肥の下降速度は他の2年より速く，その下降は11月にも止まらず翌年1月まで続いた．これは1990年の9月から12月までの降雨量が他の2年より多く，水分フラックスが下向きの状態が12月まで続いたのに連動している．

各処理とも土層内のNO_3^-濃度分布パターンは1年で完結し，連年蓄積する傾向はなかった．

2) 硫酸イオンおよび塩素イオン濃度分布

各処理区の調査期間内の土層中の土壌溶液中硫酸イオン(SO_4^{2-})濃度を第6図に，また塩素イオン(Cl^-)濃度を第7図に示した．SO_4^{2-}濃度はContおよび塩素系肥料系列でほとんど0.71mM未満，またCl^-濃度はContおよび硫酸系肥料施用系列でほとんど0.71mM未満であった．SO_4^{2-}およびCl^-



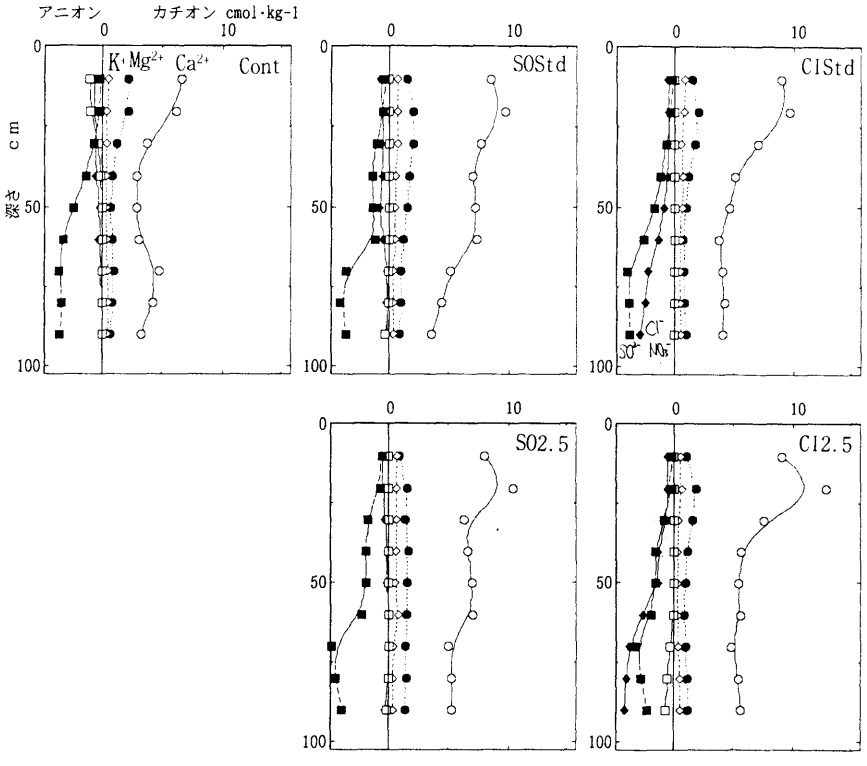
第7図　土壌溶液中Cl^-濃度の分析

注1．図中の数値はCl^-濃度でmM.
　3．▼は施肥のタイミングを示す．

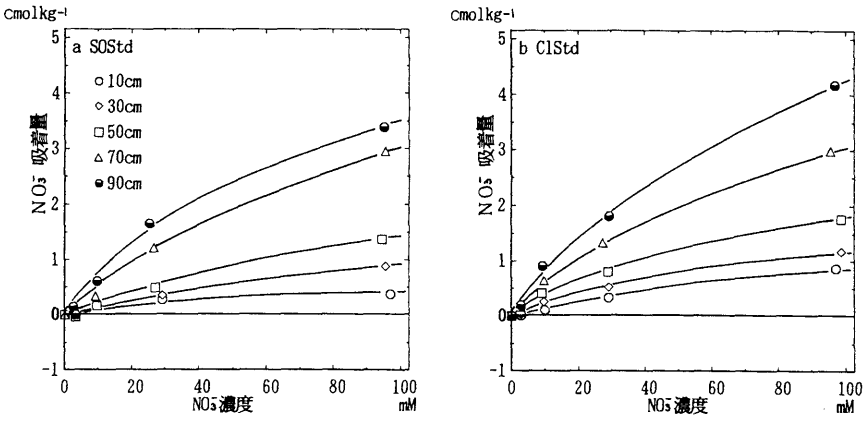
の土層内の濃度分布は，1年を1周期として，毎年同様のパターンを描いたが，これらの物質はNO_3^-とは異なり，全体的に土層内の濃度が年々上昇し，蓄積する傾向であった．

SO_4^{2-}はNO_3^-に比べて浅い位置に分布し，9月から翌年の3月までは表層から20cmの範囲に分布し，その後徐々に下降し，レタス施肥1年後の翌年9月のピークの位置は40～50cmで，SO_4^{2-}は40-50cm y^{-1}程度の速度で土層内を下降していることになる．この時期にはSO_4^{2-}はNO_3^-の上部に位置し，そのほかの時期にもSO_4^{2-}は，NO_3^-濃度の低い部分で高い傾向があった．

Cl^-はSO_4^{2-}とは対照的にNO_3^-と良く似た分布パターンを示した．レタス施肥後土層内に広がりながら分布の先端は急速に下降し，10月中旬には80cmに達し，その後は徐々に下降した．麦施肥は翌年5月頃まで40cm未満の表層に留まり，その後は徐々に拡散しながら下降した．1990年の麦施肥後の表層のCl^-濃度は他の2年に比べて低水準であった．



第8図　交換性カチオンおよびアニオンの垂直分布



第9図　深さ別の硝酸の吸着特性

4．交換性カチオンおよびアニオン

1990年8月に採取された90cmまでの土壌試料の交換性カチオンおよびアニオンの分布を第8図に示した．

NO_3^-含量はContの表層付近とCl2.5の100cm付近でやや高かった他は，各処理区とも極めて低かった．

SO_4^{2-}含量は大きな処理間の違いがなかったが，SOStdとSO2.5を比較すると，SO2.5では30cm以下でSOStdに比べて全体にやや高い傾向であった．

Cl^-含量の分布は塩素系肥料系列と他で明瞭に異なり，塩素系以外の系列では表層から100cmまで極めて低水準だったのに対し，塩素系肥料系列では表層から100cmまで徐々に増加するように分布し，Cl2.5では50cm以下ではSO_4^{2-}よりも多かった．これらのNO_3^-，SO_4^{2-}およびCl^-の分布は土壌試料採取時期の土壌溶液中濃度の分布とおおよそ一致した．

Ca^{2+}含量の分布を硫酸系と塩素系で比較すると，硫酸系は塩素系に比べて40～60cmで高く，塩素系は硫酸系に比べて70cm以下で高い傾向であった．

5．NO_3^-吸着特性

SOStdおよびClStdの10，30，50，70，90cmのNO_3^-の吸着特性を第9図に示した．NO_3^-吸着量は平衡NO_3^-濃度100mMで0～5cmol kg^{-1}程度で，平衡NO_3^-濃度10mMでは0～0.5cmol kg^{-1}程度であった．

SOStd，ClStdともに下層ほどNO_3^-吸

着量が多い傾向だった．

6．作物生育および養分吸収量

3年間のレタスと二条大麦の乾物重ならびに各養分吸収量の合計値を第3表に示した．

乾物重はSO2.5>Cl2.5>SOStd>ClStd>Cont の順に高く，基準量，基準量2.5倍量施肥区ともに，塩素系肥料系列より硫酸系肥料施用系列の方がやや高かった．

窒素吸収量の処理間の関係は乾物重と同様の傾向であった．3年間の窒素質肥料の回収率（吸収量/施肥量）を併せて第3表に示した．基準量施用区の回収率は0.62～0.72で，2.5倍量施用区では0.29～0.38であった．

レタスの基準量施用区の3年間の窒素質肥料の回収率は0.14～0.17，二条大麦は2.1～2.7で作物間で大きな違いがあった．

Clの含有率と吸収量は，各作物，部位とも塩素系肥料系列で高く，特にレタスおよび麦のわら部で硫酸系肥料系列との差が大きかった．S含有率と吸収量は麦わらで硫酸系肥料系列が高かったものの塩素系肥料系列との差は，Clほど大きくなかった．

Ⅳ 考 察

1．水分移動の特徴

近年，土壌内での水分移動に，マトリック間を流れるバイパス流の寄与が大きいことが指摘されている[6,32,33]．これによれば，マトリック間の大孔隙に水が満たされるような強度の降雨や潅水がなされた場合には，水と溶質の移動に分散および吸着の影響がほとんどなくなり，浸透速度は飛躍的に早まり，また水分と溶質の分布は不均一になるとされる．しかし，それらによる影響は，マトリック間孔隙が飽和するような大きな降雨強度下で大きくなるものと考えられ，また解析を単純化するため，本報ではそのような状況は考慮せず，もっぱらマトリック内の動水勾配に従う不飽和流によるものとみなして論議を進める．

各深さ別の試料の水分特性と透水係数の特性を合わせてみると，10cmおよび50cm，30cmおよび70cmがそれぞれ似た性質で，90cmはさらに別のグループに分類される．10cmおよび50cmは高マトリックポテンシャルでの含水率は大きいもののマトリックポテンシャルの下降にともなって含水率が急速に低下する．透水係数も同様で，高マトリックポテンシャルで比較的大きい値を示すが，マトリックポテンシャルの低下にともなって急速に低下する．したがって，これらの層位は，粗孔隙が多く，細孔隙が少ないことを示している．これに対し，30cmおよび70cmではマトリックポテンシャルの低下に対する含水率と透水係数の低下が比較的緩やかで，10cmおよび50cmに比べて細孔隙が多いことを示している．また90cmの試料は今市浮石層で，含水率はマトリックポテンシャル低水準から高水準にわたって5層中最も高く，また固相率は0.17L·L^{-1}と，他の4層に比べて飛び抜けて小さく，粗孔隙から，細孔隙まで多いことを示している．しかし，透水係数は，マトリックポテンシャルの低下にともなって急速に低下し，$-1\times10^{1.3}$以上の範囲では5層中最も小さな値となっている．このことから，今市浮石層の90cm土層は孔隙全量や細孔隙量は多いものの，細孔隙の連続性が悪く，低ポテンシャルでの保水性は大きいものの透水係数は小さいものと考えられる．

これらの，各層の保水性と透水性の特徴と第4図e，fに示した土層中での水分移動から，次のような本土壌断面での水分移動の特徴が描ける．つまり，まず一定以上の強度，量の降水後に，降水は，保水性が小さく，高マトリックポテンシャルで透水係数が比較的大きい10cmを急速に下降し，いったん保水性が大きい30cmに溜まる（速度が遅くなる）．その後，保水性が小さい50cm層を急速に通り抜け，保水性が大きい80～90cmに再び溜まる．第4図eに示した水分フラックスの分布でも，40cmおよび80cmの位置に±0に近い状態が多く分布し，この層で動きが緩やかになっていることを示している．ま

第3表　作物体の収量，乾物重，成分含有率，吸収量，未回収量および見かけの利用率の3年間の平均値または合計値

作物	処理区	収量 平均	乾物重 合計	養分含有率平均(D.E.) N	P	K	Ca	Mg	Cl	S	養分吸収量合計(U) N	P	K	Ca	Mg	Cl	S	施用量合計(A) N	P	K	Cl	S	未回収量(施用量(A)－吸収量(U)) N	P	K	Cl	S	回収率(吸収量(U)/施用量(A)) N	P	K	Cl	S
		kgm^{-2}	kgm^{-2}	10^{-2}kgkg^{-1}					molkg^{-1}		10^{-3}kgm^{-2}					molm^{-2}		10^{-3}kgm^{-2}			molm^{-2}		10^{-3}kgm^{-2}			molm^{-2}						
レタス	Cont	0.301	0.045	2.32	0.273	1.71	1.65	0.41	0.429	0.095	0.9	0.1	2.5	0.5	0.2	0.021	0.004	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.9	-0.1	-2.5	-0.02	0.00					
	SOStd	1.103	0.280	3.27	0.265	6.53	0.87	0.30	0.346	0.107	8.5	0.6	18.0	2.2	0.9	0.077	0.029	60.0	26.2	41.1	0.00	2.89	51.5	25.6	23.1	0.08	2.86	0.142	0.024	0.437		0.010
	SO2.5	1.430	0.291	3.56	0.316	6.41	0.89	0.28	0.325	0.102	9.8	0.9	19.1	2.3	0.8	0.061	0.030	150.0	26.2	41.1	0.00	6.20	140.2	25.3	22.0	-0.06	6.17	0.066	0.035	0.464		0.005
	ClStd	1.455	0.301	3.48	0.337	6.36	1.01	0.36	1.040	0.098	10.4	1.0	19.2	2.9	1.1	0.317	0.029	60.0	26.2	41.1	5.66	0.00	49.6	25.2	21.9	5.34	-0.03	0.173	0.037	0.466	0.056	
	Cl2.5	1.871	0.355	3.49	0.311	6.29	0.99	0.32	1.015	0.101	12.0	1.1	23.1	3.4	1.2	0.399	0.037	150.0	26.2	41.1	12.11	0.00	138.0	25.1	17.7	11.71	-0.01	0.080	0.042	0.568	0.033	
麦	Cont	0.442	1.166								15.4	2.2	16.1	3.1	1.4	0.377	0.068	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	-15.4	-2.2	-16.1	-0.38	-0.07					
	SOStd	1.051	2.776								47.8	1.8	50.5	11.8	3.0	0.552	0.232	18.0	13.1	20.0	0.00	0.94	-29.8	8.3	-30.5	-0.55	0.70	2.656	0.367	2.523		0.248
	SO2.5	1.316	3.475								64.6	6.4	75.8	12.8	3.8	0.492	0.338	45.0	13.1	20.0	0.00	1.93	-19.6	6.7	-55.8	-0.49	1.59	1.435	0.492	3.789		0.175
	ClStd	0.956	2.524								38.0	5.0	45.8	6.6	2.6	1.490	0.129	18.0	13.1	20.0	1.83	0.00	-20.0	8.1	-25.8	0.34	-0.13	2.113	0.382	2.289	0.814	
	Cl2.5	1.081	2.854								45.1	4.8	57.9	8.1	3.0	2.198	0.147	45.0	13.1	20.0	3.77	0.00	-0.1	8.3	37.9	1.58	0.15	1.002	0.369	2.892	0.582	
わら	Cont	0.239	0.631	0.87	0.116	1.72	0.43	0.13	0.518	0.060	5.9	0.6	13.4	3.1	0.8	0.346	0.037															
	SOStd	0.606	1.601	1.37	0.083	2.22	0.54	0.11	0.318	0.101	24.1	1.2	44.1	11.1	1.7	0.492	0.168															
	SO2.5	0.789	2.082	1.47	0.115	2.81	0.48	0.11	0.209	0.128	30.5	2.1	68.2	11.9	2.2	0.406	0.254															
	ClStd	0.522	1.377	1.15	0.102	2.37	0.35	0.10	0.979	0.054	15.9	1.2	39.3	5.9	1.4	1.410	0.068															
	Cl2.5	0.639	1.688	1.27	0.073	2.58	0.37	0.11	1.209	0.061	20.8	1.1	51.2	7.4	1.8	2.130	0.089															
穂	Cont	0.203	0.535	2.32	0.365	0.51	0.06	0.10	0.060	0.064	9.4	1.6	2.7	0.3	0.5	0.031	0.031															
	SOStd	0.145	1.175	2.71	0.370	0.47	0.05	0.10	0.051	0.067	23.7	3.6	6.4	0.7	1.2	0.059	0.064															
	SO2.5	0.528	1.393	3.35	0.387	0.58	0.07	0.11	0.061	0.081	34.0	4.3	7.6	0.9	1.6	0.087	0.084															
	ClStd	0.434	1.147	2.77	0.410	0.59	0.06	0.10	0.070	0.072	22.1	3.8	6.5	0.7	1.2	0.080	0.060															
	Cl2.5	0.442	1.166	2.98	0.403	0.58	0.06	0.10	0.069	0.070	24.3	3.7	6.6	0.7	1.2	0.068	0.058															
計	Cont		1.211								16.2	2.3	18.6	3.9	1.5	0.398	0.073	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	-16.2	-2.3	-18.6	-0.40	-0.07					
	SOStd		3.055								56.3	5.4	68.5	14.0	3.8	0.629	0.260	78.0	39.3	61.1	0.00	3.83	21.7	33.9	-7.3	-0.63	3.57	0.722	0.138	1.120		0.068
	SO2.5		3.766								74.4	7.4	94.9	15.1	4.6	0.554	0.368	195.0	39.3	61.1	0.00	8.13	120.6	31.9	-33.8	-1.55	7.76	0.382	0.187	1.533		0.045
	ClStd		2.825								48.4	6.0	65.0	9.5	3.7	1.807	0.158	78.0	39.3	61.1	7.49	0.00	29.6	33.3	-3.9	5.68	-0.16	0.620	0.152	1.063	0.241	
	Cl2.5		3.209								57.1	5.9	81.2	11.5	4.3	2.597	0.183	195.0	39.3	61.1	15.91	0.00	137.9	33.4	20.1	13.31	-0.18	0.293	0.151	1.329	0.163	

た50cm～70cmのフラックスは降雨後は下向きに，乾燥時は上向きになっていてこの層の動きが激しいことを示し，これらの結果も前述の保水性と透水性の特徴からの推察に一致している．

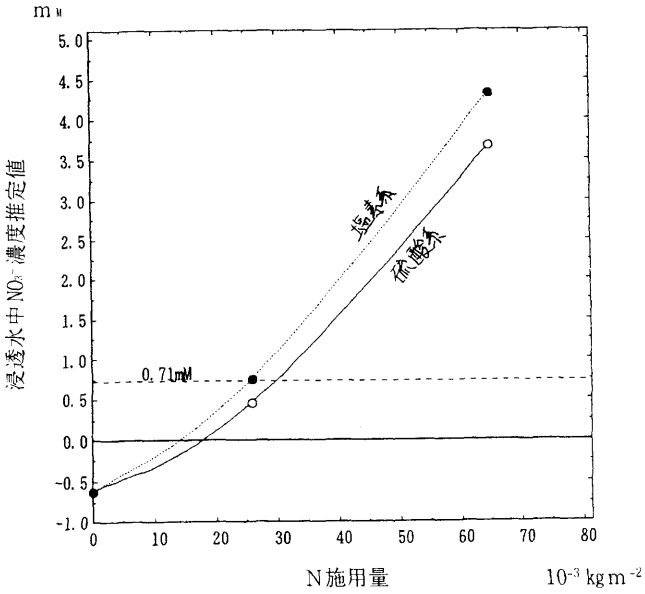
2．硝酸イオンの流亡

前節で，蒸発散推定量から降水量を差し引いて正味の蒸発散量，つまり土層中での垂直方向の水分フラックスを求めた．正味の蒸発散量の調査期間1040日間の積算値は1739mmで，年平均（365日換算）は629mm・yer^{-1}であった．一方降水量年間積算値の調査期間中の平均は1730mmで，浸透水量は降水量の0.36に相当する．ローム土壌を充填し牧草植生下のライシメーターで，年間1400～1900mmの降水量に対し浸透水量はおおよそ500～1000mmで，その比は5年間の平均で0.47と報告され[18]，これは本調査計算値よりもややに大きい程度であった．また，茨城県の黒ボク土を充填し野菜類やトウモロコシを栽培したライシメーターでは，年間降水量1000～1600mmで，浸透水量が降水量の0.23と報告され[26]，本調査推定値よりやや小さかった．降水量に対する浸透水量の比は，土壌の保水性，透水性および植生の違いに影響される．またライシメーターでは下層からの水分供給が制限されるため蒸発散量が制限され，ライシメータでの浸透水量測定値は，実際の圃場での値よりも大きくなるものと考えられる．これらの変動要因を考慮して上述のライシメータでの測定値に比較すれば，本調査での計算値はおおよそ妥当な値と考えられよう．

窒素として無機態のみが施用される畑地の土層からの無機態窒素の溶脱量は次式で表せる．

$$Y = F + M - D - U - O - G - I \qquad (7)$$

ただしYは溶脱量，Fは施用量，Mは無機化量，Dは表面流去量，Uは作物吸収量，Oは有機化量，Gは脱窒量，Iは土層内増加量．ここで，試験圃場は平坦なので，表面流去は無いものとみなす．また第5図から，100cmまでの土層内のNO_3^-濃度の変化はおおよそ1年で完結し，基準量2.5倍量施用でも蓄積は生じないので土層内増加量は0とみなす．無機化と有機化の速度は，無機態窒素濃度と易分解性有機態窒素含量のバランスによって決定されると考えられるが，ここでは無機化と有機化の速度が等しいとみなし，無機化量－有機化量=0とする．さらに，脱窒量は硝酸濃度や土壌の酸化還元電位等によって変化が大きいと考えられるが，これを赤塚および杉原の報告1）に基づき，一律に施用量の12%と仮定すると，式（7）は次のとおり書ける．



第10図　N施用量と浸透水中NO_3^-濃度推定値との関係

$$Y = 0.88 \cdot F - U \qquad (8)$$

一方，上述の年間浸透水量629mmは水資源賦存量[28]ともとらえられ，これが式（8）に示された溶脱窒素を硝酸として均一に溶解するものと仮定し，その値を浸透水中硝酸濃度年間平均推定値として第10図に示した．飲用水の水質基準である0.71mM（NO_3^--N 10mgNL^{-1}）を基準にしてみると，基準量施用処理のSOStdでは0.5mMでこれを下回り，ClStdでは0.8mMでわずかに上回る程度であった．SO2.5およびCl2.5の基準量2.5倍施用処理ではそれぞれ3.7，4.3mMと基準値の6倍程度の高濃度に達した．それらの値は，第5図に示した土層中NO_3^-濃度の分布の中で，90～100cmのNO_3^-濃度におおよそ一致し，式（8）による推定は，おおよそ妥当なものと考えた．

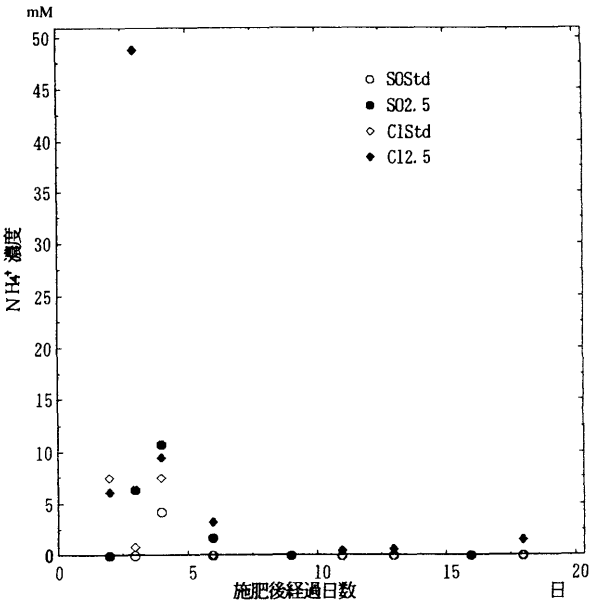
上沢[39]は岩手，山梨および大分の火山灰土壌ライシメーター試験結果から，①当年供給窒素量の作物による回収率は50%以上，②年間の窒素溶脱量は浸透水量（mm）× 0.1（kgNha^{-1}）以下などの基準に基づいて，黒ボク土の「窒素環境容量」を300kg±50kg ha^{-1}y^{-1}としている．一方，本試験ではSOStdおよびClStdでの90～100cmの浸透水中窒素濃度は基準値の0.71mMとほぼ同水準で，また施肥窒素の回収率は0.5程度であり，すなわちこれがおおよそ窒素施用量の限界と見なせる．これらの処理の年間窒素施用量は260kg ha^{-1}y^{-1}で，上沢の値に一致する結果であった．

これらの窒素の動態に関する論議は，本試験の場合は表層から100cmまで，上沢の場合は，それぞれのライシメータの深さまでのものである．特に本試験圃場のような台地上の黒ボク土の場合，地下水面までの土層ははるかに深く，未回収窒素の流亡量の把握には，さらに深層土層内での窒素の有機化や脱窒などに対する論議が必要である．

3．硝酸イオンの移動，分布

1）アンモニウムイオンの硝化速度の影響

本研究で使用された窒素質肥料はいずれもアンモニウム塩で，NO_3^-の移動に加えてアンモニウムイオン（NH_4^+）の移動および硝化について整理する必要がある．第11図に施肥後の10cm位置の土壌溶液中NH_4^+濃度の推移を示した．第11図には6回の施肥後の測定値を一括して示した．土壌溶液中のNH_4^+はC12.5を除き，施肥10日までには消失し全量が硝化したものと考えられる．C12.5では施肥後10日までに濃度は急速に低下し，その後も施肥後20日頃まで測定されたがその濃度は極めて低水準であった．したがって土壌中での窒素の動態にNH_4^+を考慮すべき期間は施肥後10日程度であり，本調査のスケールの中ではNH_4^+の移動や硝化速度についてはほとんど考慮する必要がないものと考えられる．また硫酸アンモニウムが添加され，作土内に埋設された土壌カラム内でのNH_4^+およびNO_3^-の分布の経時的な調査結果から，60gNm^{-2}程度の施肥ではNH_4^+は作土から下層には流亡しないことをが報告されている[25]．さらにこのことは，施肥窒素がアンモニウム塩であるか硝酸塩であるかは土



第11図　施肥後経過日数と土壌溶液中NH_4^+濃度との関係

層内での窒素の移動には影響しないことを示している．

2）土壌への吸着および作物吸収の影響

土層内での溶質の移動には水の移動に依存するコンベクションおよび水の移動には依存しない拡散が関わる[5]．またそれらの現象には，土壌による溶質の吸着が関わる．実際には，拡散の溶質移動全体への寄与は相対的に小さく[8]，10%以下に限られることが多いとされ[3]，したがって，コンベクションが主に溶質の移動に働き，さらに吸着が土層内での溶質の分布に関わる土壌と溶質の個性をもたらすものと考えられる．

コンベクションによるNO_3^-移動における，NO_3^-の土壌への吸着の影響は次のとおり整理される．全く吸着がない場合にはNO_3^-の移動速度は水分と一致する．吸着がある場合には，吸着によって液相中濃度が低下する分だけ遅延する．土壌表面が負に荷電している場合は，いわゆるアニオンに対する負吸着（イオン排除）によって[2,9]，NO_3^-の移動速度は水より早まり，浸透前線は水のそれよりも前方に位置することになる．

NO_3^-は土壌中でアニオンとしてふるまい，一般にその吸着はわずかで，議論されることは少ないが，特に腐植質の黒ボク土は比較的多くのアニオンを吸着することがこれまでにも報告されている[16,17]．第9図に示した試験圃場の各土層のNO_3^-吸着量は下層ほど大きい傾向で，また10，30，50cmと70，90cmの差が大きかった．おおよそ70cmを境にそれより上が腐植質の黒ボク土でそれより下は今市浮石層であることから，その違いは土壌の交換体組成の違いがもたらしているものと考えられる．また，10から50cmの範囲で下層ほど吸着量が多かったのは，リン酸蓄積量の違いによる影響によると推察される．つまり，リン酸は土壌内での移動性が極めて小さく，表層に集積する．黒ボク土はリン酸の集積により，アニオン吸着特性が低下することが知られており[15,23]，そのため表層ほどNO_3^-吸着能が少なくなっていると推察される．NO_3^-はLangmuir型の吸着特性を示し，したがって低濃度の時ほど土壌内全量に対する吸着量の割合が大きく，吸着による遅延効果が大きくなることになる．Cl^-の吸着による移動の遅延効果は濃度との関係で明確に説明されている[20]．

レタス施肥の時期は毎年降雨が多く，NO_3^-濃度のピーク位置は急速に下降した．たとえば1988年の硫酸系肥料施用系列では施肥後2か月間に，NO_3^-濃度のピーク位置は表層から500mm程度に達した．施肥の平均深度を100mmとするとNO_3^-ピークの降下量は400mmである．一方，この期間の降水量は386mmで，小川[27]が黒ボク土畑圃場で^{15}Nラベル硫安を用いて測定した施肥窒素の浸

透速度は降水量100㎜に対して100㎜程度と推定したのに一致する．この期間の正味蒸発散量は約-250㎜程度であり，土層内の平均的な含水率を0.5と仮定すると，水の浸透前線は表層から500㎜程度に達し，施肥位置を100㎜とすれば，吸着がない場合のNO_3^-のピークは，表層からおおよそ600㎜の深さに位置することになる．この値は第5図に示したの測定値よりもわずかに浅く，この差は土壌によるはNO_3^-の吸着によって生じたNO_3^-移動の遅延によるものと解釈できる．

さらにNO_3^-の分布には，土層内でのNO_3^-移動の他に，作物によるNO_3^-吸収の影響を考慮する必要がある．つまり，作物根の分布が多く吸収量の多い層のNO_3^-濃度が低下し，ピークの位置が移動する．第3表に示したとおり，本試験でのレタスによる施肥窒素の回収率は0.07～0.17と極めて低水準で，レタスの栽培期間中の影響はわずかである．一方，二条大麦の施肥窒素の回収率はS0StdおよびC1Stdでそれぞれ2.66および2.11と1を上回り，前作のレタス施肥も利用し，吸収による土層内NO_3^-の濃度とピーク位置への影響は大きい．基準量施肥のS0StdおよびC1StdのNO_3^-濃度ピークは毎年6月前後に消失（0.71 mM未満）し，これは二条大麦の吸収によるものと考えられる．

2.5倍量施肥のS02.5およびC12.5の3年間の施肥窒素の回収率はそれぞれ0.38および0.29で，土層中NO_3^-ピークも消失せずに100 cmを越えて下降してゆく．S02.5でNO_3^-のピークが100 cmを越えるのは7～8月で，各作物の施肥窒素回収率および土層内のNO_3^-濃度の分布から，その多くの部分がレタス施肥由来と考えられる．したがって，施肥後10か月で90cm下降したことになる．10か月の平均正味蒸発散量は-524㎜で土層内の平均含水率0.5で水分浸透位置は1048㎜で，やはり土壌のNO_3^-吸着の影響で，NO_3^-の降下量がやや小さかったものと考えられる．

3）共存アニオンの影響

硫酸系肥料施用系列と塩素系肥料施用系列では，土層内のNO_3^-分布に大きな違いがあった．つまり，たとえばレタス施肥2カ月後のNO_3^-のピーク位置は硫酸系肥料系列では50 cm程度で，分布がピーク付近に片寄っているのに対し，塩素系肥料系列では分布が土層全体に広がり，その先端は700㎜～1000㎜に達し，硫酸系肥料系列よりかなり深い．このように，NO_3^-の分布が塩素系肥料系列と硫酸系肥料系列で異なるのは，土層内でのNO_3^-移動に対する共存アニオンの影響と考えざるを得ない．

アニオンの吸着特性は，溶液中の共存アニオンの影響を強く受ける[16]．一般にNO_3^-よりも吸着親和性の大きいアニオンが共存する場合，NO_3^-吸着量が少なくなり，負吸着する場合もあるる．本研究で問題となるNO_3^-，Cl^-およびSO_4^{2-}の黒ボク土に対する吸着親和性は$NO_3^- \geqq Cl^- >> SO_4^{2-}$と報告されている[16]．加藤[14]は黒ボク土カラムに$CaCl_2$，$Ca(NO_3)_2$混合溶液を水平浸潤させ，NO_3^-はCl^-に先行して移動・吸着し，その後あとから来るCl^-との交換により，一部が液相中に放出されたとしている．その結果，NO_3^-のカラム内での移動速度はCl^-の存在によりCl^-が存在しない場合より速められたとしている．

このような移動速度に対するアニオン間の相互作用は，2種のアニオン間の吸着親和性の違いの程度によってもその状況はやや異なったものになると考えられる．加藤が報告している相互作用を本研究でのNO_3^-の移動と分布に対するCl^-およびSO_4^{2-}の影響に拡張して推察すると，本研究の結果を次のとおり説明できる．ここで，施肥Nの硝化に要する時間は考慮しない．

a．Nと同時にSO_4^{2-}が施用される場合；SO_4^{2-}は土壌への吸着親和性がNO_3^-に比べて極めて大きく優先的に吸着し，作土内でNO_3^-は負吸着する[2,17]．降雨などによって水分が下方に移動した場合，NO_3^-のピーク位置は水の浸透前線より前方に位置し移動速度は水よりも速くなり，NO_3^-は作土から急速に排除される．SO_4^{2-}は吸着親和性が極めて大きいため，施肥後しばらくの間は作土内に留まる．NO_3^-は作土下では逆に正吸着の影響を受けるようになり，液層内NO_3^-の一部を吸着態として土層内に残しながら，拡散するように遅延的に移動することになる．SO_4^{2-}は40～50 cm y^{-1}程度の速度で土層内を下降しており，吸着態のNO_3^-はあとから来たSO_4^{2-}によって交換浸出され，前方へ送られ，NO_3^-のピーク濃度が高まり，SO_4^{2-}吸着位置からは排除される．その結果，NO_3^-は同時に施用されたSO_4^{2-}の下部に位置することになる．

b．Nと同時にCl^-が施用される場合；Cl^-の吸着親和性はNO_3^-よりもやや大きい程度で，共存する場合にはCl^-，NO_3^-ともに吸着量は低下する．NO_3^-の移動速度は水よりやや速まるが，Cl^-もそれよりわずかに遅い程度である．その結果，NO_3^-は水分の下降に伴って液相中NO_3^-の一部を吸着態として土層内に残しながら急速に下降する．やや遅れてCl^-がやはり土層内に吸着態を残しながら下降し，吸着態NO_3^-の一部を液相中に放出し，前方へ送ることになるが，放出される量は吸着量の一部で，NO_3^-，Cl^-ともに土層内に吸着態として残されることになる．結果的にCl^-の存在は，土層内全層でNO_3^-に対してNO_3^-の移動速度をやや速め，同時にNO_3^-，Cl^-ともに吸着態として土層内に吸着態として分散することになる．さらに，C1StdおよびC12.5で60 cmより深い層でNO_3^-濃度

が高くなったのは，第9図に示したように70cm以下の土壌はNO_3^-吸着量が多いという特性の違いによると考えられる．

NO_3^-は土壌中に存在する各種アニオンの中で，土壌への吸着親和性が最も小さく，他のアニオン種が存在する場合，負吸着し，土層内での移動が速められることになるものと考えられる．また実際の畑地は本試験圃場のようにNO_3^-に対する吸着特性の違った土壌がプロファイルを形成しており，そのような土層をNO_3^-が移動する場合のNO_3^-の動きをシミュレートして解明する必要がある．

V 摘 要

1998年9月から1991年6月の約3年間，黒ボク土露地畑でレタスおよび二条大麦を栽培し，表層から100cmまでの水分張力および土壌溶液中イオン濃度を継続的に調査した．結果の概要は次のとおりであった．

1. 土層中のマトリックポテンシャルは，降雨と蒸発散によって変動しているが，全ポテンシャルの変動は，表層から50cm程度までで，それ以深での変動幅は比較的小さかった．

2. 土層中の含水率は下層ほど大きかった．下層ほどマトリックポテンシャルが高くまた同一ポテンシャルに対する含水率が高いためである．

3. 蒸発散量推定値から降水量を差し引いた正味蒸発散量の積算値は3年間の平均で－629mm y^{-1}で，この値および未回収施肥窒素量から求めた浸透水中NO_3^-濃度はSOstdが0.5mM，ClStdが0.8mM，SO2.5が3.7mM，Cl2.5が4.3mMであった．これらの値を飲用水の基準値0.71mMに比較し，野菜＋麦栽培露地畑の黒ボク土における窒素環境容量はおおよそ260～300kg $ha^{-1}y^{-1}$と推定した．

4. 硫酸系肥料を使用した場合，NO_3^-は明瞭なピークを形成しながら下降し，おおよそ1年後に100cmに達した．塩素系肥料を使用した場合は，NO_3^-の下降速度が速く，また吸着態として土層内全体に分散する傾向であった．このような違いは，NO_3^--SO_4^{2-}およびNO_3^--Cl^-の吸着の相互作用の違いによってもたらされたと考えた．

引用文献

1. 赤塚　恵・杉原　進（1970）畑における施肥窒素の行動，とくにその有機化と無機化について，土肥誌，41，314－318
2. Barrow, N.J.（1987）Reaction with variable charge soils, p.16－29, Martinus Nijoff Publishers, Dordrecht
3. Bolt G.H., Bruggenwert M.G.M. 編著，岩田進午・三輪睿太郎・井上隆弘・陽　捷行訳（1976）土壌の化学，p.141，学会出版センター，東京
4. 藤縄克之（1984）土壌物理研究レビュー・基礎的研究・シミュレーション，土壌の物理性，50，70-76
5. 波多野隆介（1987）土壌中におけるイオンの挙動，日本土壌肥料学会（編）移動現象，p.41－82，博友社，東京
6. 波多野隆介・佐久間敏雄・岡島秀夫（1987）重粘性畑土壌における浸透水とCl^-の動態，土壌の物理性，54，21－33
7. 日高　伸・伊藤　信（1987）荒川扇状地における地下水水質の実態解析と調査法，埼玉農試研報，42，61－84
8. 飯塚文男（1981）土壌カラム中の無機塩の移動，土壌の物理性，44，32－43
9. 今井弘樹（1989）土壌とCl，NO_3，SO_4の反応におよぼす水分量の影響，北大農邦文紀要，16，237－244
10. 井上隆弘・三輪睿太郎（1980）土壌中のイオン移動現象への化学的接近法と物理的諸問題，土壌の物理性，41，25－35
11. Ishiguro, M.（1992）Ion transport in soil with ion exchange reaction: Effect of distribution ratio, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56, 1738-1743
12. Katou, H. and Akiyama, R.（1990）Solute dispersion during unsteady leaching as affected by aggregate size and soil water content, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 36 53－64
13. Katou, H., Clothier, B.E., Green, S.R.（1994）Chloride and nitrate transport involving anion adsorption during unsteady water flow in an andisol, 1994 Western Pacific Geophysics Meeting Abstract, p.35
14. 加藤英孝（1995）黒ボク土の溶出移動現象の理論と肥培管理への適用，土・水研究会試料No.12，p.32－51
15. 亀和田國彦・青木一郎・岩崎秀穂・粕谷光正・佐藤文政（1988）黒ボク土における土壌中リン酸と作物の生育に関する研究（第2報）リン酸多量施用にともなう土壌中リン酸および土壌の各種性質の変化，栃木農試報，35，63－76
16. 亀和田國彦（1992）黒ボク土変異荷電への表面錯体モデルの当てはめ，土肥講演要旨集，38，26
17. 亀和田國彦（1994）畑地における土壌中陰イオン含量（Cl^-，NO_3^-，SO_4^{2-}）の垂直分布，土肥誌，65，255－265

18. 上村春美（1977）斜面ライシメーターにおける水収支の研究（Ⅰ），農土試技報，A14，1－16
19. 古藤田一雄（1982）耕地における水収支，土壌の物理性，45，14－17
20. 小財　伸・加藤英孝（1993）多腐植質黒ボク土における水移動とCl^-移動の相対速度，九農研，55，72
21. Kulute, A.（1965）Methods of Soil Analysis Part1：Physical and Mineralogical Properties Including Statistics of Measurment and Sampling, p.253－261, American Society of Agronomy Inc. Publisher, Madison
22. 中野政詩（1991）土の物質移動学，p.15－44，東京大学出版会，東京
23. 南条正巳（1989）土壌とリン酸イオンの化学的反応に関する研究，農環研報6，19－73
24. 西尾　隆・藤本尭夫（1992）畑土壌中の施肥アンモニア態窒素の硝化と移動に関するシミュレーション，土肥誌，63，428－435
25. 乙間末広・久保井徹（1984）圃場における土壌水分分布予測モデルとシミュレーション，土肥誌，55，499－506
26. 小川良雄（1979）畑地からの窒素の流出に関する研究，茨城農試特研報，4，1－71
27. 尾崎保夫（1993）農耕地における肥料成分の動態と制御・農業生産における地形作物連鎖系の活用，農園，68，539－548，657－662
28. 尾崎保夫（1994）自然・農業・生産空間における物質循環，農林水産技術会議事務局（編）農林水産試験研究における環境研究手法，p.125－134，農林水産技術会議事務局
29. 朴　光来・山本洋司・日高　伸・加藤　茂・熊沢喜久雄（1995）埼玉県における露地野菜畑からの浸透水中のNO_3^-－N濃度とδ^{15}値，土肥誌，66，146－154
30. 斎藤雅典（1990）黒ボク土圃場における土壌有機態窒素の無機化とその移動，東北農業試験場研究報告，82，63－76
31. 佐久間敏雄・飯塚文男・岡島秀夫（1975）畑土壌における水分と無機塩類の挙動（第1報）カラム中の水と塩素イオンの移動，土肥誌，46，126－132
32. 佐久間敏雄・老松博行・飯塚文男・岡島秀夫（1978）粗大粒団を含むカラムからのNO_3^-の流出，土肥誌，50，　17－24
33. 佐久間敏雄（1989）湛水浸潤過程の水の移動・重水をトレーサーとしたインテーク・レート測定法の検討，土肥誌，60，307－312
34. 清野　豁（1990）気候的植物生産力モデルと土壌物理性・土壌水分の気候学的推定の試み，土壌の物理性，61，11－18
35. 杉原　進・金野隆光・石井一夫（1986）土壌中における有機態窒素無機化の反応速度論的解析法，農環研報告，1，127－166
36. 谷山一郎（1983）農業技術研究所化学部資料第1号，土壌肥料試験研究のための統計用BASICプログラム，p.112－132，農業技術研究所
37. 栃木県農業試験場（1994）平成5年度土壌環境基礎調査（定点調査）成績書，研究資料平成6年度第11号，p.5
38. 栃木県（1992）農作物施肥基準，p.3－68
39. 上沢正志（1993）物質循環機能が形成する環境容量はいかほどだろう？，農園，68，333－334

Annual Vertical Flow of Water and Nitrate Ion in Andosol Fields

Kunihiko KAMEWADA

Summary

Water potential and concentration of principal ions in soil water were measured at andosol fields where lettuce and two-rowed barley were grown from September 1989 to June 1991. Examined soil layers were from the surface to a depth of one meter.

1. Although matric potential fluctuated with rainfall and evapotranspiration, total water potential of soil layer deeper than 50 cm was stable.

2. Soil water content became higher as the soil layer became deeper. In lower soil layer, matric potential was higher and water content at the same matric potential was also higher than those in upper soil layer.

3. Annual net evapotranspiration estimated by subtracting precipitation from estimated apparent evapotranspiration was 629mm. Nitrate ion concentration of percolated water estimated by calculated net evapotranspiration and unrecovered nitrogen fertilizer was as follows; 0.5mM in standard sulfate fertilizer applied plot, 0.8mM in standard chloride fertilizer applied plot, 3.7mM in 2.5 times heavier sulfate fertilizer applied plot, 4.2mM in 2.5 times heavier chloride fertilizer applied plot. From these values and quality standards for drinking water (NO_3^-: 0.71mM), nitrogen environmental capacity for andosol fields where vegetables and barley are cultivated was estimated to be 260 - 300 kg ha^{-1} $year^{-1}$.

4. In sulfate fertilizer applied plot, applied nitrate ion moved downward with an apparent peak and reached one meter below the soil surface one year after the fertilizer application. In chloride fertilizer applied plot, applied nitrate ion tended to move faster and spread over the entire layer as adsorbate. These differences are considered to be caused by the differences in adsorption interaction between NO_3^- - SO_4^{2-} and NO_3^- - Cl^-.

[Bull. Tochigi Agr. Exp. Stn. No.43 : 19～34 (1995)]