

不攪乱環境下における土壌有機物代謝過程の分子動力的解析

角野 貴信・市川 裕一

1. 背景及び目的

現在、地球環境は人為的な気候変動下にあり、地域の生態系がこのような環境変動にどう反応するかを明らかにする必要がある。すなわち、年間約 120×10^9 tの炭素が植物により大気から固定され、植物と土壌からそれぞれ約 60×10^9 tの炭素が大気に放出されている現在の炭素循環過程に対して、気候変動が与える影響を予測する必要があり、 2344×10^9 tもの現存量を持つ土壌有機物(SOM)の動態解明が不可欠である。また、温暖化に伴うSOMの分解促進により、温室効果ガス濃度が上昇し、さらなる温暖化につながる「正のフィードバック」が懸念されており、このフィードバックの有無を明らかにするためにも、SOM分解・蓄積過程を分子レベルで解明する必要がある。しかしながら、SOMの複雑性と不均質性、土壌環境における干渉の大きさにより、研究の進展が遅れてきた。

一方、近年の測定技術と計算技術の進歩により、土壌中の有機化学的反応過程に関して実験と理論(メカニスティックモデル)の両面から非常に多くの知見が得られるようになってきた。土壌溶液のpHによって正電荷を発現しうる黒ボク土中の粘土鉱物は、有機物等の持つ負電荷を引き寄せる性質を持つため、有機物蓄積メカニズムの重要なファーストステップとなっているものの、メカニスティックモデルの構築はなされていなかった。よって本研究の目的は、土壌溶液の組成を変化させた際に発現する粘土鉱物の化学性が、負電荷吸着に与える影響を評価し、メカニスティックモデルを構築することである。

2. 試料及び方法

2.1. 試料

砂質土壌は、2017年11月2日に鳥取市浜坂の十六本松地区で採取し、室温で7日間風乾させたものを実験に供した。また、黒ボク土は、2.0mmで篩別した鳥取県大山放牧場で採取されたものを用いた。大山周辺では、比較的腐植に富み、強酸性を示す非アロフェン質黒ボク土が広く分布することが知られている(松山ら 1994)。

2.2. 方法

2.2.1. 風乾砂の圃場容水量

風乾砂の圃場容水量を明らかにするため、風乾砂3.5 gを105 °Cで24時間絶乾させ、含水率を求めた。また、風乾砂15 gに脱塩水20mLを加え、1時間後の溶脱量も求めた。含水率及び1時間後の溶脱量から風乾砂の圃場容水量を算定した。以下のカラム試験では、風乾砂を圃場容水量条件下に保って試験を行うものとした。

2.2.2. カラム試験

本研究では、土壌中における黒ボク土の吸着特性を明らかにするためカラム試験を行った。カラム試験の概略図を図1に示す。カラムは直径3.0cm、長さ30cmのものを用いた。カラム下部にカット綿をフィルター材として敷き、内部には、黒ボク土2.0gと風乾砂150gを充填した。なお、硝酸カリウム (KNO_3) は風乾砂と混合し、また、黒ボク土のpHを下げるため、黒ボク土と硫黄華を混合した。硫黄華は固体であり、それ自体は酸性ではないが、土壌中の硫黄酸化菌のはたらきによって、硫酸に酸化される。硫黄華を土壌中に散布することは、緩衝能を受けにくいいため、穏やかにpHを下げる

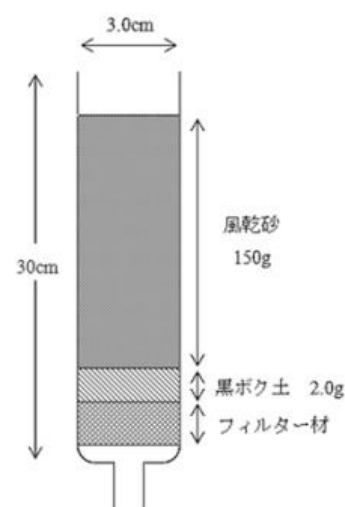


図1 カラム試験の概略図

ことができる (服部ら 2008)。カラム内部の風乾砂は、脱塩水50mLで飽和させた。気象庁のデータによると、1981年から2010年までにおける鳥取市の年降水量の平均値は1914mmとされているため、日降水量の平均値は5.2mmとなる。日降水量の平均値と使用したカラムのスケールを考慮し、3.7mL/dayの脱塩水を滴下して下部から溶液を溶脱させた。脱塩水を滴下する際は、蒸発した水の質量と同量の脱塩水を加えた。

試験時の条件を表1に示す。一般的な硝酸態窒素の施肥の適正値は、5.0 ~ 15mgN/土壌100gとされている (JA全農 2013)。しかし、北山ら (2014) は、ラッキョウの慣行栽培における硝酸態窒素の基肥量は8.0mgN/土壌100gであるが、基肥量を4.0mgN /土壌100gと半減させても収量に影響しないとしている。そこで KNO_3 の投入量は、適正値より少なめ (14.7mg NO_3^- /土壌150g) に設定した。

表1 試験条件

--

2.2.3. イオン溶脱量及び溶脱溶液のpH

イオン溶脱量は、溶脱溶液を0.45 μm のメンブレンフィルターで濾過し、イオンクロマトグラフィー (HPIC : Thermo Dionex Integrion HPIC system) を用いて各種イオン濃度を測定した。また、溶脱溶液のpHはpHメーター (HORIBA D-21) を用いて測定し、pHから H^+ 量 (H^+ 溶脱量) を求めた。

2.2.4. 最大イオン溶脱量

以下の(1)式より最大 NO_3^- 溶脱量 及び NO_3^- のイオン溶脱速度定数 を推定した。ここで、 t は脱塩水の滴下開始日からの経過日数 (day)、 Q は 日目までの積算イオン溶脱量 (mg)、 Q_{max} は最大

イオン溶脱量 (mg) はイオン溶脱速度定数 (day^{-1}) である。また、及び は非線形最小二乗法により推定した。

$$= \{1 - \exp(-)\} \quad (1)$$

2.2.5. 統計解析

分散分析後の多重比較には、Tukeyのpost hoc testを用いた。また、線形回帰はExcelの回帰分析、非線形回帰はSYSTAT8 (SPSS Inc.) によって行った。

3. 結果

投入した NO_3^- の多くは3日目までに溶脱し(図2) 試料No.5 ~ 7の最大イオン溶脱量 に有意な差は認められなかった(図3)。

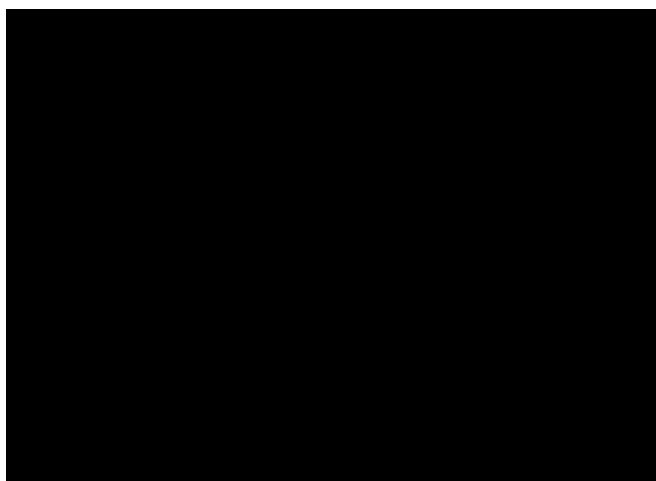


図2 積算 NO_3^- 溶脱量

図3 最大 NO_3^- 溶脱量 L_{max}

エラーバーは標準偏差を示す。同一英文字間に5%水準で有意差なし。

硫黄華0.2 gを投入した試料No. 4及びNo. 7の21日間の H^+ 積算溶脱量 は、試料No.3及びNo.6 (硫黄華投入量0.1 g) や試料No.2及びNo.5 (硫黄華投入量0 g) より有意に多かった(図4)。

図4 21日間の H^+ 積算溶脱量 H_{cum}

エラーバーは標準偏差を示す。同一英文字間に5%水準で有意差なし。

図5 H^+ 溶脱量 H_{cum} と最大 NO_3^- 溶脱量 L_{max} との関係 (No.5-7)

試料No.6 (硫黄華投入量0.2 g) と試料No. 7 (硫黄華投入量0.1 g) では、 H^+ 溶脱量 と最大 NO_3^- 溶脱量 との間に負の相関関係が認められた (図5)。また、 H^+ 溶脱量と NO_3^- のイオン溶脱速度定数 との間には、非線形での相関関係が認められた (図6)。

5. 参考文献

- [1] 服部勉、宮下清貴、齋藤明広：土の微生物学、養賢堂、PP87-88、2008
- [2] JA全農：土壌診断の読み方と肥料計算、農村漁村文化協会、P37、2013
- [3] 気象庁：各種データ・資料
[http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/nml_sfc_ym.php?prec_no=69&block_no=47746
&year=&month=&day=&view=](http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/nml_sfc_ym.php?prec_no=69&block_no=47746&year=&month=&day=&view=) (参照 2018年5月21日)
- [4] 北山 淑一、桑名 久美子：ラッキョウ畑における硝酸態窒素溶脱特性と基肥削減効果、鳥取県農
林水産部編 新しい技術、52、2014
- [5] 松山信彦、三枝正彦：西日本におけるアロフェン質黒ボク土と非アロフェン質黒ボク土の分布、
ペドロジスト、38(1): 2-9、1994