

木質バイオマス燃焼灰散布が模擬土壌斜面の浸出水に与える影響

富田比菜・山村貞雄・松尾ちづ*

Effects of biomass ashes putting on the model soil slope on soil leachate

Hina Tomita, Sadao Yamamura, Chizu Matsuo

【要旨】 近年、高知県では木質バイオマスの利用拡大を推進しておりバイオマスボイラーの設置が増大している。それに伴い木質バイオマス燃焼灰（以下「灰」という）の発生も増加している。灰は肥料資源としての成分価値を持っているが、過去に六価クロム等の重金属が検出されたこともありその有効利用は進んでいない。

今回、有効利用に向けて、灰を林地へ散布した場合に灰が浸出水へ与える影響を、実験室内に作成した模擬斜面を使用して調査した。その結果、灰散布は森林や畑地への肥料として活用できるが、季節や散布量によって土壌へ与える影響が異なるため、その適正量を守ることや、散布の時期や散布方法の工夫が必要であることがわかった。

Key words：木質バイオマス，燃焼灰，浸出水

1. はじめに

近年、木質バイオマスはカーボンニュートラルで再生可能なエネルギー資源として注目されており、高知県においても豊富な森林資源の活用・山林の管理という側面から木質バイオマスボイラーの設置が進んでいる。平成28年度末時点の県内のバイオマスボイラー導入台数は275台であり、平成21年度末の21台と比較すると10倍以上となっている¹⁾。

一方、木質バイオマスの利用拡大に伴い、灰の発生量の増加が予想されるため、高知県では灰の有効活用について検討してきた。そうした中、環境省の通知において「有効活用が確実で、かつ不要物と判断されない焼却灰は、産業廃棄物に該当しない」との解釈が示された²⁾。また、灰は肥料成分を含むことから、耕作地等への施用を念頭に、高知県では平成26年7月31日付けで「木質バイオマス燃焼灰の自ら利用の手引き」が取りまとめられた。しかし、過去に六価クロム(Cr⁶⁺)等が検出されたこともあり、灰の有効利用は進んでいない³⁾。

木質バイオマス利用の拡大はさらに進み、平成26年には大型施設である木質バイオマス発電所が高知県内に複数開業した。また今後は地域型エネルギー循環モデルとして小規模発電設備の設置が推進される見込みであり、灰の発生はさらに増加することが考えられる。

これらの背景から、当センターでは灰を安全かつ適正な循環資源として有効利用することを視野に、県内の事業所から発生した灰について化学組成の把握や溶出試験を行ってきた。

今回は、灰を林地へ散布した場合に地下浸出水へ与える影響を、実験室内に作成した模擬斜面を用いて調査したので報告する。

2. 模擬斜面

2.1 使用土壌

当センター内実験室に模擬斜面を作成するため、平成28年6月に高知県森林技術センター内林地において、腐葉土及び表土を取り除き、その下の土を採取した。土壌は褐色森林土壌であった。

当センターにおいて風乾し、1 cm以上の石を目

*退職

視で取り除いたものを使用した。

2. 2 模擬斜面の概要

斜面を形成するための容器として、縦74cm横27.5cm深さ7cmのバットを使用した。バットには浸出水を採取するための穴を5ヶ所あけた。底に園芸用軽石1kgを入れ、その上に上記の土を12kg敷き、約20度の傾斜に設定したものを模擬斜面とした(図1)。

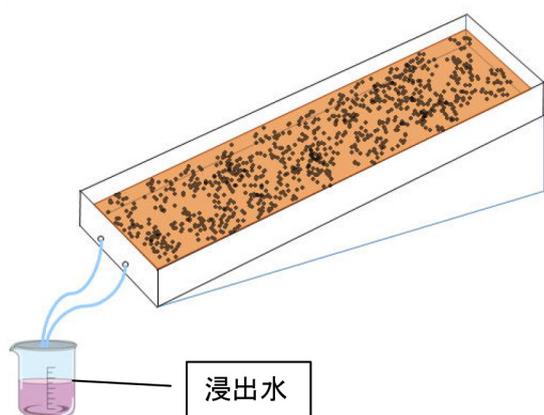


図1 模擬斜面概略図

3. 使用木質バイオマス燃焼灰

県内事業所のペレットボイラー1機から発生した灰を平成28年3月に採取し、実験に使用した。

主な化学組成を表1に示す。

「産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法」(環境庁告示13号)に基づき調整した溶出液のpH、電気伝導度(EC)及び金属元素濃度は表2のとおりであった。溶出液は強アルカリ性であった。なお、高濃度の重金属の溶出は確認されなかった。溶出液のイオン成分は表3のとおりであった。

なお、この灰においてカルシウム(Ca)は炭酸

カルシウムとして存在しており、カリウム(K)は水溶性物質として存在している⁴⁾。

表3 灰溶出液のイオン成分濃度(mg/L)

	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Ca ²⁺
溶出液	1110	53.8	4060	158	10.6	11800	132

4. 方法

4. 1 実験方法

模擬斜面は一度の実験で4面用意した。全ての面の湿潤状態を同等にするため、軽石及び土壌を充填したバットに水平状態で超純水5Lを流した後、2日間水平で放置し、その後各バットを約20度に傾け、水が出なくなるまで放置した。

それぞれの斜面の灰散布前の値をとるため、全ての斜面に超純水500mLを霧吹きで散水し、1時間半後に浸出水を回収した。これを1日目とする。

翌日(2日目)、後述する量の灰を散布し、1日目と同様に超純水500mLを霧吹きで散水した。散水1時間半後に採取容器内の浸出水を全て採取した。以後30日間、超純水500mLを霧吹きで10分間程度かけて散水し、1時間半後に浸出水を回収した。灰を散布し、浸出水を採取している状態の模擬斜面の概略図を図1に示す。

なお、1回に散水する水の量は、高知県の過去30年間の降雨日(降水量が20mmを超える日)の平均降水量(約56mm/日)をもとに、1時間の平均降水量を算定し、模擬斜面の面積(約0.2m²)から500mLと設定した。

4. 2 実験実施時期、条件及び灰散布量

実験は夏季と冬季の2回実施した。それぞれの条件及び灰散布量を表4に示した。

表1 灰の主な化学組成(酸化物に換算して算出)(wt%)

	MgO	Al ₂ O ₃	SiO ₂	P ₂ O ₅	SO ₃	K ₂ O	CaO	MnO	Fe ₂ O ₃	ZnO	SrO	BaO	PbO
燃焼灰	6.1	0.8	3.1	1.9	3.3	23.5	50.4	2.3	2.4	0.1	0.5	1.5	3.9

表2 灰溶出液のpH、EC及び金属濃度(mg/L)

	pH	EC (mS/cm)	金属濃度(mg/L)												
			B	Al	T-Cr	Cr ⁶⁺	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Se	Cd	Pb
溶出液	13.4	42.9	12.8	73.3	0.13	0.054	0.085	0.14	<0.003	<0.01	0.24	0.061	0.022	<0.0003	0.0064

表 4 実験実施条件及び灰散布量

	夏 季				冬 季			
実施期間	平成28年 7月25日～8月24日				平成29年 2月27日～3月29日			
平均気温, 湿度	28.7℃, 72% (平成28年 8月高知の平均値, 気象庁)				10.2℃, 56% (平成29年 3月高知の平均値, 気象庁)			
使用土	森林技術センター内林地採取土壌 (平成28年 6月採取)				森林技術センター内林地採取土壌 (平成28年 6月採取し, 風乾処理後ビニール袋にて保存していたもの)			
散布灰	県内事業所ペレットボイラーから発生した木質バイオマス燃焼灰 (平成28年 3月採取)							
散布量	0 g	20g	40g	40g	0 g	20g	40g	200g
図表中 サンプル名	夏_BL	夏_灰20g	夏_灰40g①	夏_灰40g②	冬_BL	冬_灰20g	冬_灰40g	冬_灰200g

灰散布量は、畑地へのK施肥量を参考に計算し約0.2m²に対して20gの散布を肥料として適切な量として設定した(1t/ha)。灰40g散布はその倍量、さらに灰200g散布は「大量散布」と考え、林地に山積みされた場合を想定した。

5. 分析

5. 1 浸出水

採取した浸出水については、色度及び濁度を測定後、メンブランフィルター(0.45μm)でろ過した後pH及びECを測定した。金属元素測定用として硝酸を5%の濃度となるように添加して保存し、ICP質量分析法で金属元素を測定した。また、イオン成分をイオンクロマト分析法で測定した。金属元素及びイオン成分の測定項目については6.4及び6.5参照。

5. 2 土壌

実験終了後の土壌を、斜面上部と下部から採取し、2mmのふるいにかけて保存した。土6gに対し超純水30mLを加え1時間振とう後、1時間静置し上澄みのpHを測定した。さらに、交換性陽イオン分析のため、pH測定後のサンプルに1.33N酢酸アンモニウム溶液90mLを加え、1時間振とう後ろ紙(ADVANTECH No. 6)でろ過し、ろ液のマグネシウム(Mg)、Ca及びKを原子吸光法で測定した⁵⁾。

6. 浸出水の結果と考察

6. 1 浸出水採取液量(図2)

1斜面あたりの採取液量は概ね250mL/日程度で

あった。

しかし、夏季の灰40g散布のうちの1面(グラフ上サンプル名:夏_灰40g②)は20度に傾けた際に斜面にひび割れが入ったことと、真上に換気口があったことから、他の斜面と比較して乾燥が激しく、水量は31日間で最小値26mL、最大値236mLと大きく変動した。このことはその他の分析結果にも影響を及ぼし、夏_灰40g②のみ濃度が乱高下する項目もあった。なお、冬季実験時には換気口の風が当たらないように風除けを設置したため影響は受けなかった。

冬季実施の灰200gでは、灰散布日である2日目は灰が多く水を吸収してしまい採取水量24mLとなり一部項目は測定できなかった。その後、168mL、207mLと徐々に水量は増えていき8日目には他の斜面と同等の水量を回収できた。

6. 2 色度及び濁度(図3)

夏季では、灰40g②が6.1で述べた理由から色度及び濁度も変動したが、それ以外のサンプルは5度以下で大きな変動なく減少傾向を示した。

冬季では、灰200g以外のサンプルの色度は実験開始直後には変動したがだんだんと落ち着いていった。灰200gは、色度が7日目から上昇し以降は120度前後と高い状態が続いた。外観は濃い茶褐色の液であった。これは灰により浸出水が着色したためと考える。濁度は他のサンプルと比較して少し変動はあるものの色度ほどの差は見られなかった。

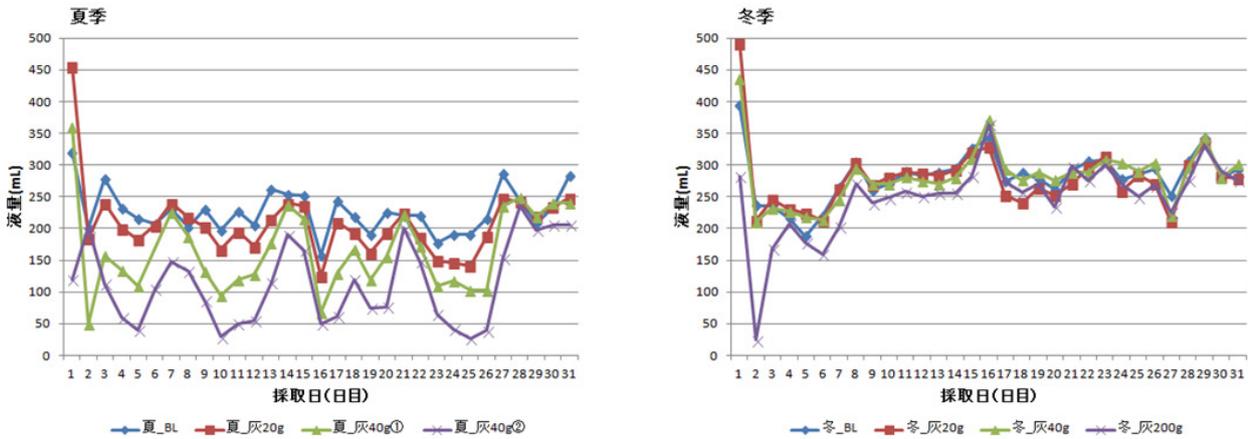


図2 模擬斜面浸出水の採取液量の推移

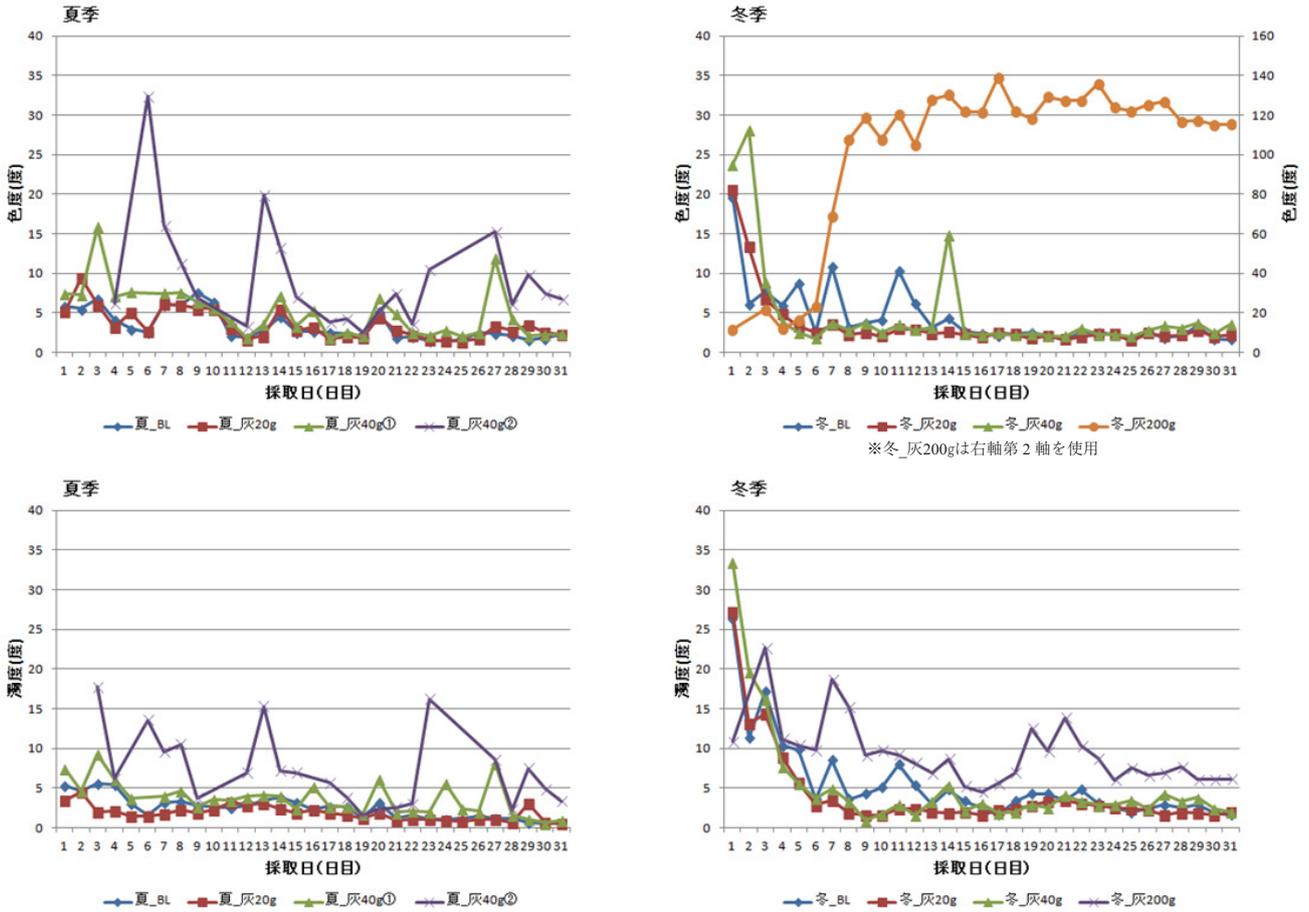


図3 模擬斜面浸出水の色度及び濁度の推移

6. 3 pH及びEC (図4)

夏季では、全てのサンプルにおいてpHは5.5程度の弱酸性から始まり、通水の繰り返しとともに低下し、最終的に4.2程度となった。

一方冬季では、BL、灰20g及び灰40gではpH5.0付近で推移しあまり変化しなかった。灰200gでは7日目までは5.0以下で若干低下していたが、8日目から急激に上昇し、12日目からは8.0付近

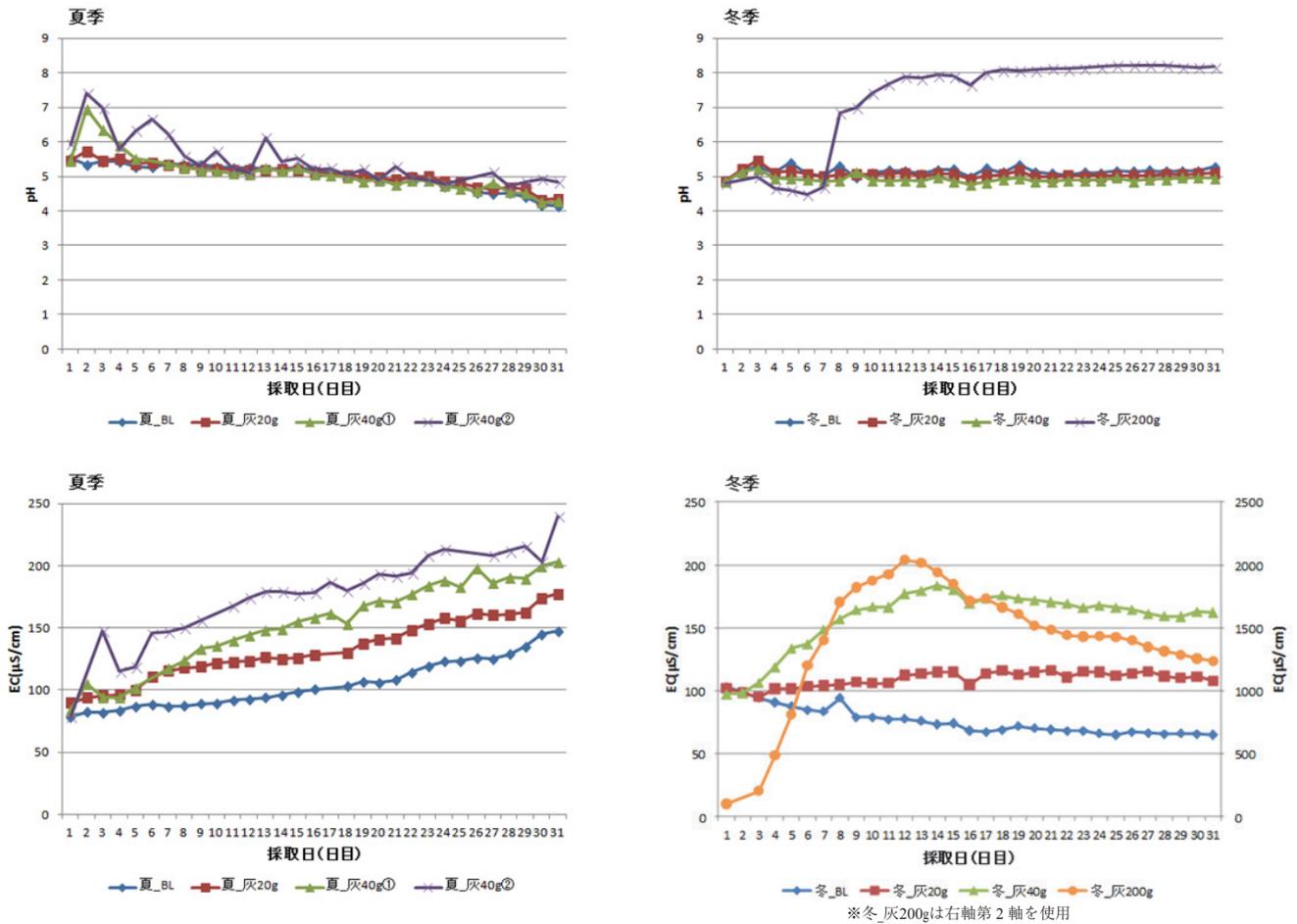


図4 模擬斜面浸出水のpH及びECの推移

で推移しており、他とは異なる挙動を示した。灰200gに関して、pHは8日目に上昇しており、これは色度が上昇した7～8日目と合致している。また両項目とも8日目を降は高い値を保っており似た挙動を示していることから、灰中の何らかの着色成分の溶出はpHと関係している可能性がある。

イオン分量の目安であるECは、夏季では全ての斜面において最初は80μS/cm程度であったが、散水の繰り返しにより増加傾向を示した。また、散布した灰の量が多いほどECの増加量も多くなっており、最終的にBL：150μS/cm、灰20g：170μS/cm、灰40g：200μS/cm程度となった。

一方冬季では、最初は全て100μS/cm程度であったが、BLは実験期間中を通して減少傾向を示し、灰20gは100～120μS/cmで推移した。また、灰40gは増加傾向を示し13日目には180μS/cmに達し、その後は減少傾向を示した。灰200gは増加傾向が他と比較して急激であり6日目には1200μS/cmに

なり、12日目には最も高い2040μS/cmに達した。その後は減少し31日目は1239μS/cmとなった。

6. 4 金属元素

6. 4. 1 ホウ素 (B) (図5-1)

Bは夏季冬季共に同様の挙動であり、BLはほぼ一定濃度で推移したが、灰を散布したものは一定の上昇傾向を示した。浸出水中のBは土壌の影響を受けず灰のみの影響を受けていると示唆される。

灰200gでは最終的に0.4mg/L程度に達した。Bは植物にとって必須元素であるが許容範囲は狭く、過剰症を起こすこともある。植物種により過剰症を起こす濃度は異なるため⁶⁾、灰の大量投与には注意が必要となる。

6. 4. 2 アルミニウム (Al) (図5-1)

Alは夏季と冬季で逆の挙動となっている。

夏季は、全てのサンプルで前半は一定濃度で推移し、18日目頃から急激に上昇している。AlはpHが中性付近では溶解度は低いが、酸性またはアルカリ性になると溶解度が高まり、酸性の場合、pH 5より低下すると急激に溶解度が大きくなる⁷⁾。例えば、夏_灰40g①では18日目に浸出水のpHが4.98と5を下回り、このことがAlの溶出を増加させていると考えられる(図6)。夏季の最終時点において、Al濃度はBLで最も高く、灰散布斜面では低くなっている。これは、灰の散布により土壌pHが変化し、Alの溶出が抑えられたためと推測する。

冬季はBL及び灰20gでは概ね下降傾向で推移し、灰40gでは2, 3日目に下降した後、上昇、その後再度下降している。これらもpHの微妙な変化による影響と考える。また、灰200gについては4日目に大きく上昇し、6日目に最高値である9.2mg/Lとなっている。その後一度0.87mg/Lに減

少した後、再度3mg/L程度まで上昇し、その後下降している。6日目は最もpHが低下しており、Alの溶解度が最も高くなったと考える。また、8日目のpHは6.84と中性であり、この時点では溶解度は低くなっているが、その後pHは8程度まで上昇し、このことがAlの溶解度へ影響を及ぼしている。

酸性土壌において、pHの低下によりAlは土壌中の水分に溶解し植物に強い毒性を示す。夏季の結果を見ると、灰散布による土壌酸性化の抑制によってAlの害を緩和する可能性も考えられるが、冬季の灰200gの結果を見ると多量の灰散布はより強い害を引き起こす危険もあると考えられる。

6. 4. 3 マンガン (Mn) (図5-2)

Mnは夏季と冬季で初期濃度が異なった。土壌中のMnは土壌乾燥に伴い交換態Mnが増加することが報告されている⁸⁾。今回実験に使用した土壌は、夏季冬季ともに平成28年6月に採取したものを使

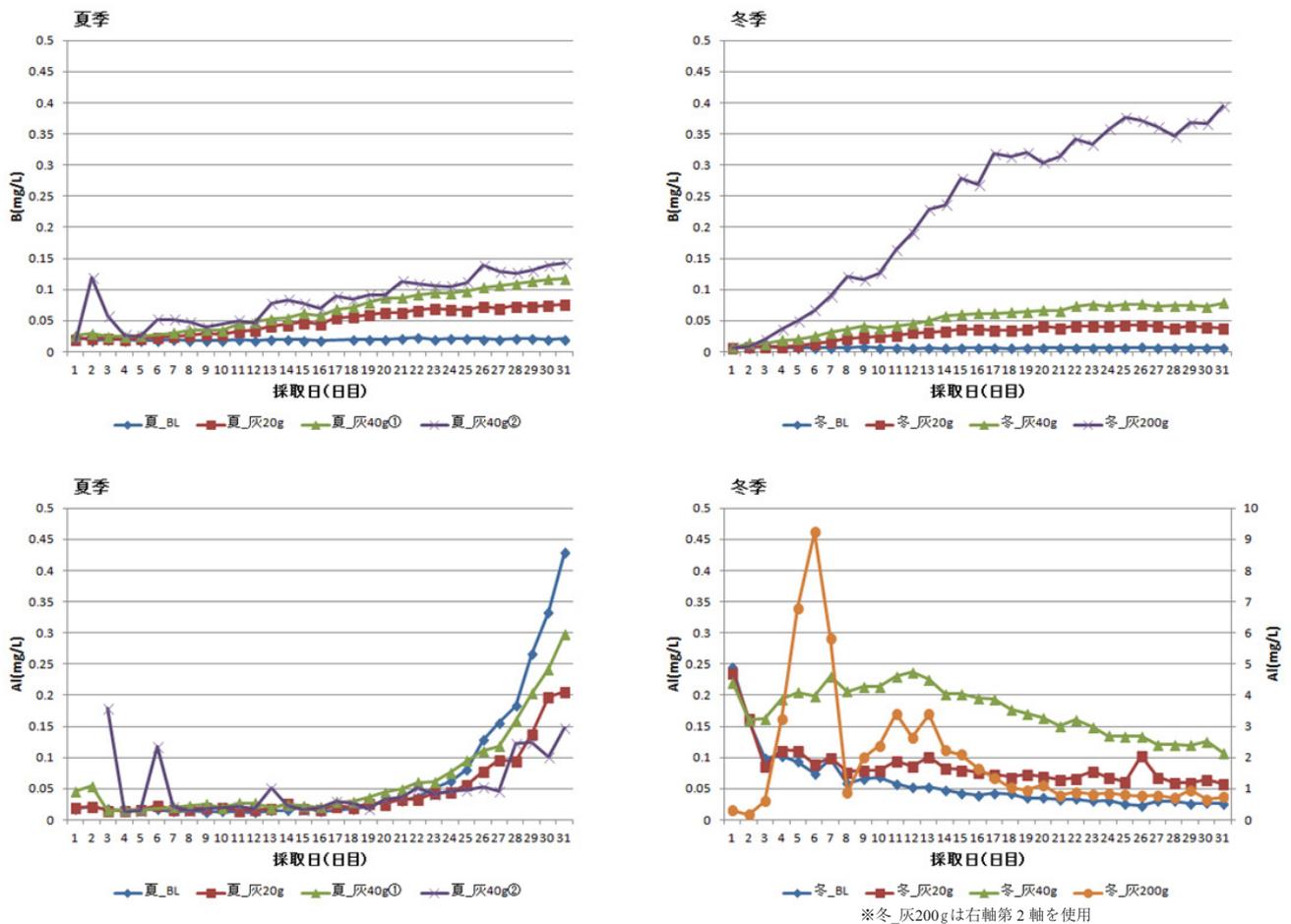


図5-1 模擬斜面浸出水の金属成分の推移 (B, Al)

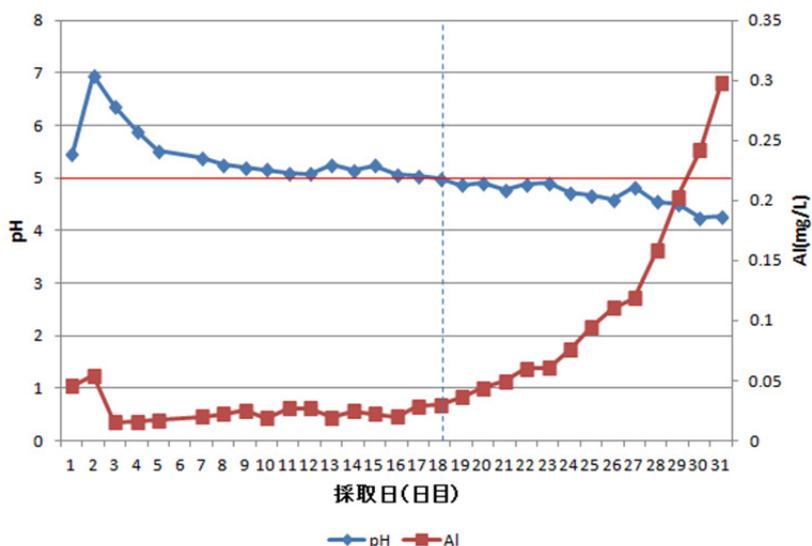


図6 夏_灰40g①における浸出水のpHとAl濃度の推移

用したため、冬季の方は風乾が進んだ状態だった。そのため溶出しやすい形態の土壤中のMnが増加したと考える。

浸出水中Mn濃度は、夏季は全てのサンプルで中盤まで低下しその後上昇した。これはpHや湿潤状態等複数条件によってMnの形態が変化したためではないかと推測する。冬季は、約半年間の保管によりMnが溶出しやすい形態になった状態で実験を開始したため、実験途中での形態変化があまり起きず、土壤にあったMnが散水の繰り返しにより溶出し、徐々に濃度が低下したと考える。灰200gでは、4日目から急激に上昇し最高で10.3mg/Lに達した後に減少しており、これは灰

由来のMnである可能性がある。Mnは植物にとって必須成分であるが土壤溶液に過剰に溶け出したMnは生育へ悪影響を及ぼすため、灰の大量散布は問題となる恐れがある。

6. 4. 4 その他金属（鉄, ニッケル, 銅, 亜鉛, カドミウム, 鉛, ヒ素, セレン）(図5-3～5-4)

その他金属は前述した3金属と比較して低い濃度であった。変動があったものはいずれも環境に影響を与える濃度ではなかった。なお、灰200gでは他のサンプルと比較して高い濃度で検出されることが多かった。

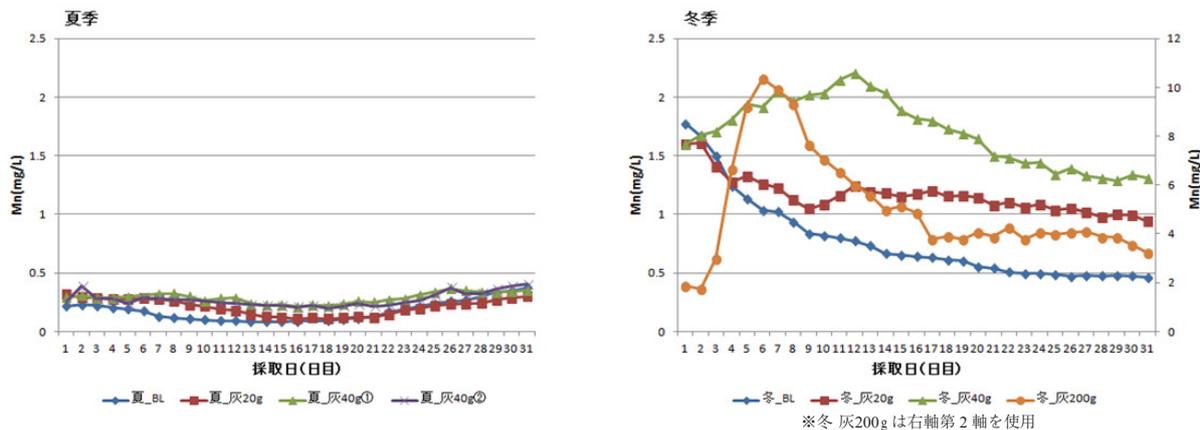


図5-2 模擬斜面浸出水の金属成分の推移 (Mn)

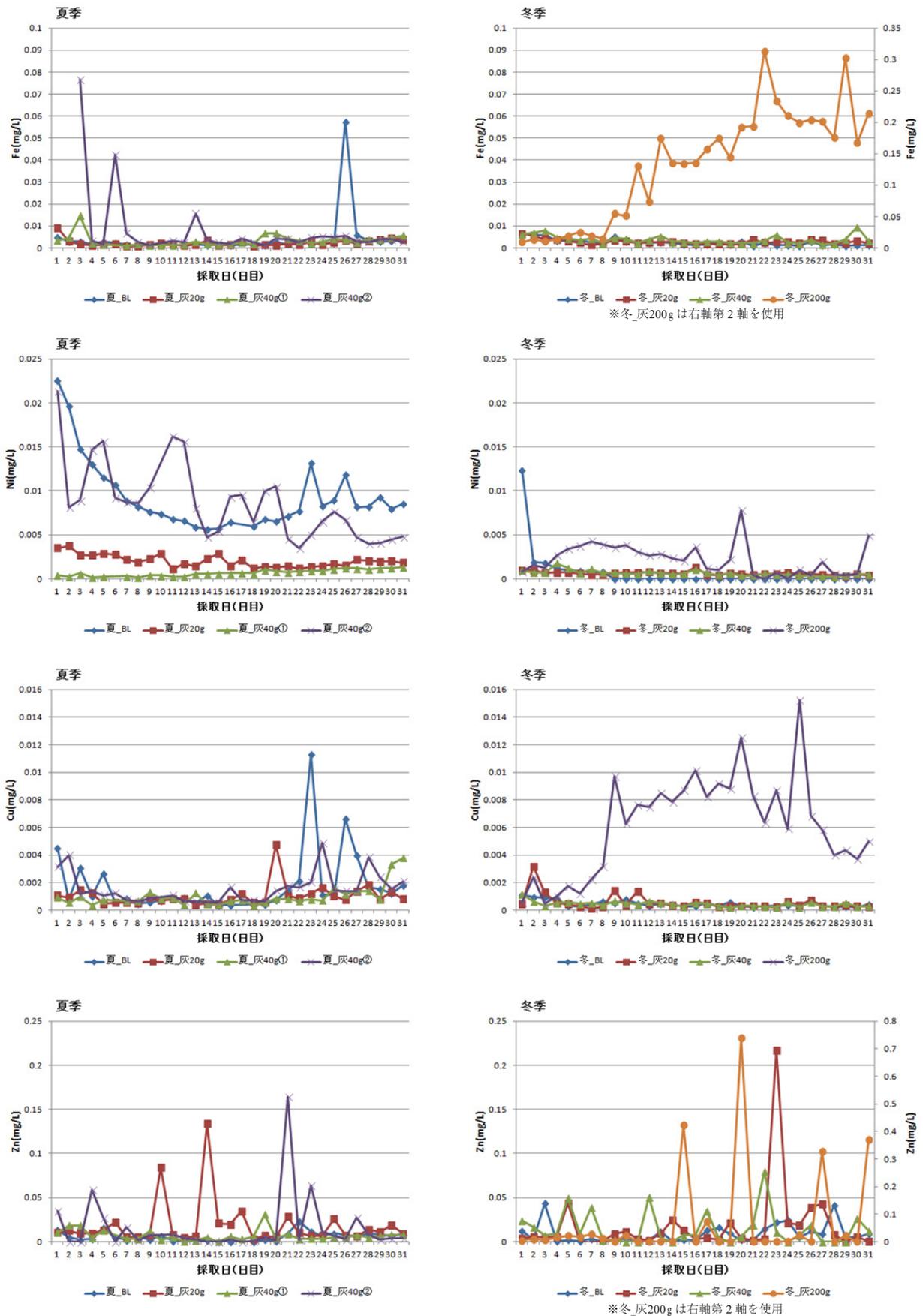


図 5-3 模擬斜面浸出水の金属成分の推移 (Fe, Ni, Cu, Zn)

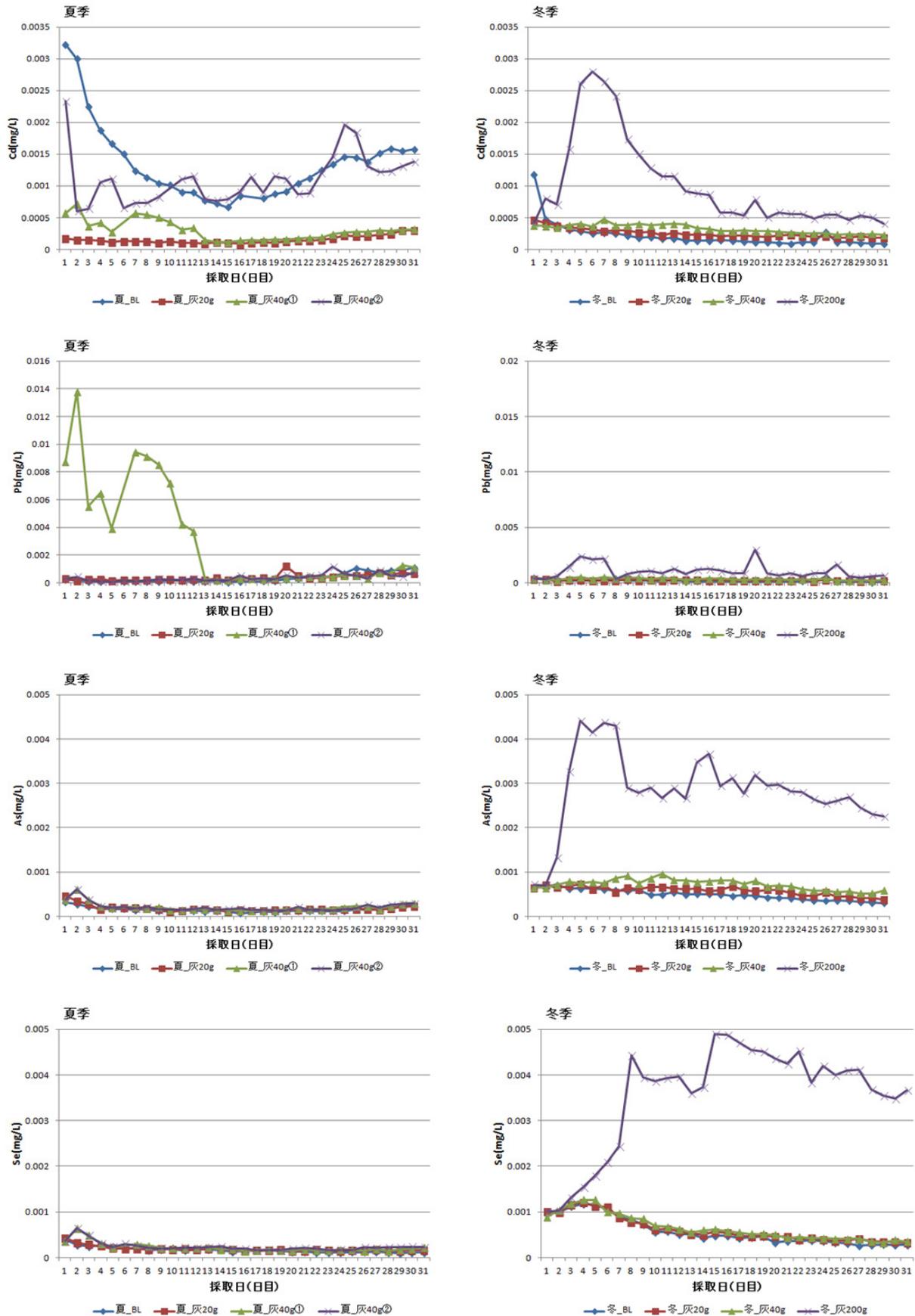


図 5-4 模擬斜面浸出水の金属成分の推移 (Cd, Pb, As, Se)

6. 5 イオン成分

6. 5. 1 塩化物イオン (Cl⁻) (図7-1)

Cl⁻は夏季冬季ともに、全ての灰散布斜面からの浸出水で同じ挙動を示し、開始後数日間は濃度が上昇し、その後低下している。BLでは開始間もなくから低下しており、また、灰200gでは他と比較して高い濃度となっていることから、上昇分は灰由来と考えられる。

6. 5. 2 硫酸イオン (SO₄²⁻) (図7-1)

夏季のSO₄²⁻は、BLでは緩やかに上昇した後に低下し、その他では緩やかに上昇を続けた。冬季では、BL、灰20g及び灰40gは全て上昇し、またその上昇幅は夏季の2.5倍程度であった。灰200gでは灰散布後から大きく上昇し始め、最高で11日目には535mg/Lに達した後低下した。

SO₄²⁻はほぼ灰由来と考えるが、その溶出量が季節により異なったのは、季節による土壌中のイオンバランスの違いが影響していると考えられる。

6. 5. 3 硝酸イオン (NO₃⁻) 及びアンモニウムイオン (NH₄⁺) (図7-2)

夏季のNO₃⁻は全てのサンプルで4mg/Lで開始し、10日目頃から急速に上昇し実験終了まで上昇は続き最終的に30~50mg/Lとなった。BLも灰散布分と同じ濃度で同様に上昇していたことから灰の影響ではないと考える。一方冬季のNO₃⁻は夏季とは逆に、全てのサンプルで12mg/L程度で開始しその後低下を続け最終的に3mg/Lとなった。また、灰20g及び40gでは灰散布による影響は見られなかった。灰200gでは、開始直後の低下は見られず、灰散布後から5日間程は横ばいで推移した後に低下が開始した。灰溶出液においてNO₃⁻は53.8mg/L含まれており(表3)、この数日間の横ばい分が灰から供給されたものではないかと推測する。

NH₄⁺は、夏季では3mg/Lで開始し、なだらかに上昇した後20日目頃から横ばいもしくは低下傾向となった。BLは最高値が約6mg/Lと、灰散布斜面

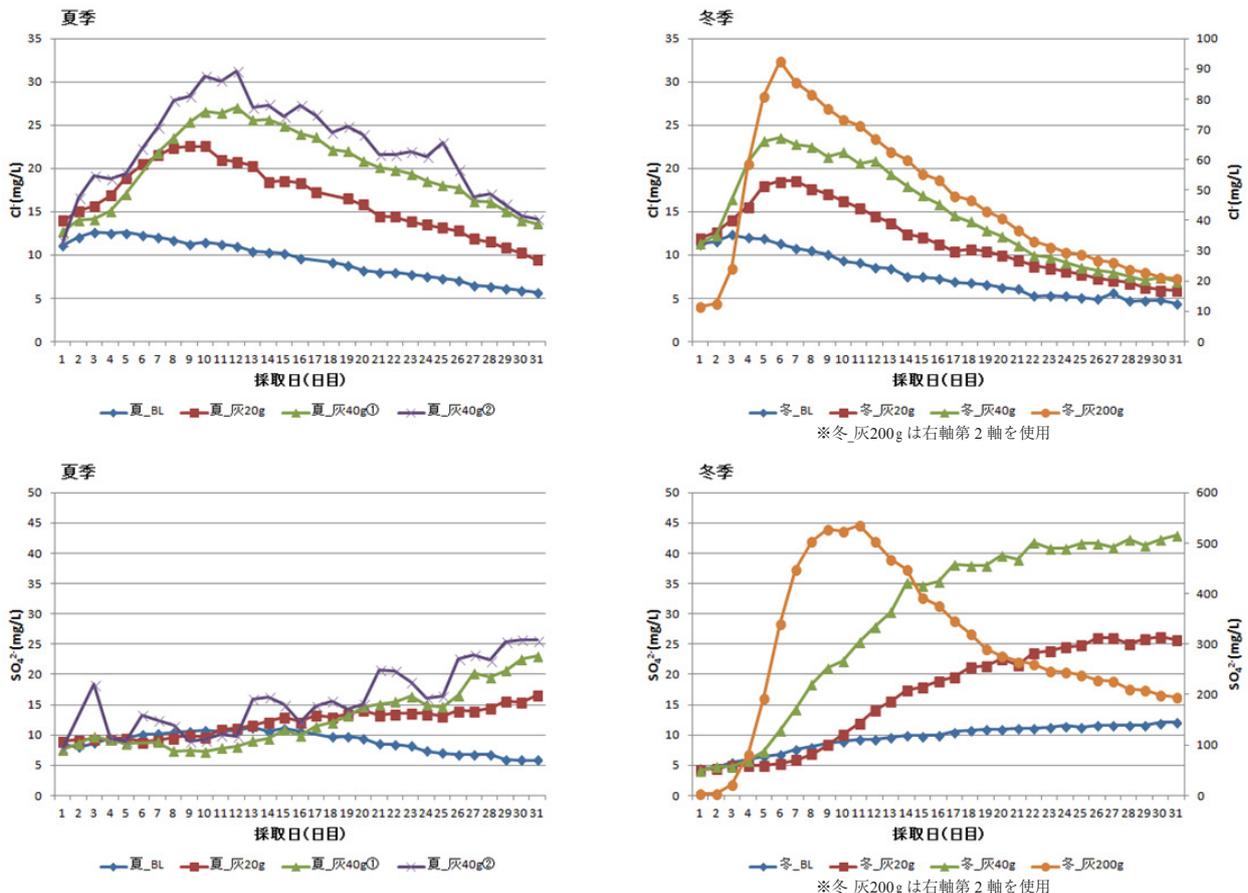


図7-1 模擬斜面浸出水のイオン成分の推移 (Cl⁻, SO₄²⁻)

での最高値（約9～11mg/L）と比較して低く、またやや早めに低下が始まった。NH₄⁺は灰溶出液において10.6mg/Lとわずかではあるが含まれており、上昇分は土壌からの溶出と灰からの供給と

考えられる。冬季のNH₄⁺は、BLは2～4 mg/Lとほぼ一定量の濃度を保ち、灰20gはゆるやかな上昇の後横ばい（約6 mg/L）となった。灰40gでは約10mg/Lまで、灰200gでは約20mg/Lまで上昇した後

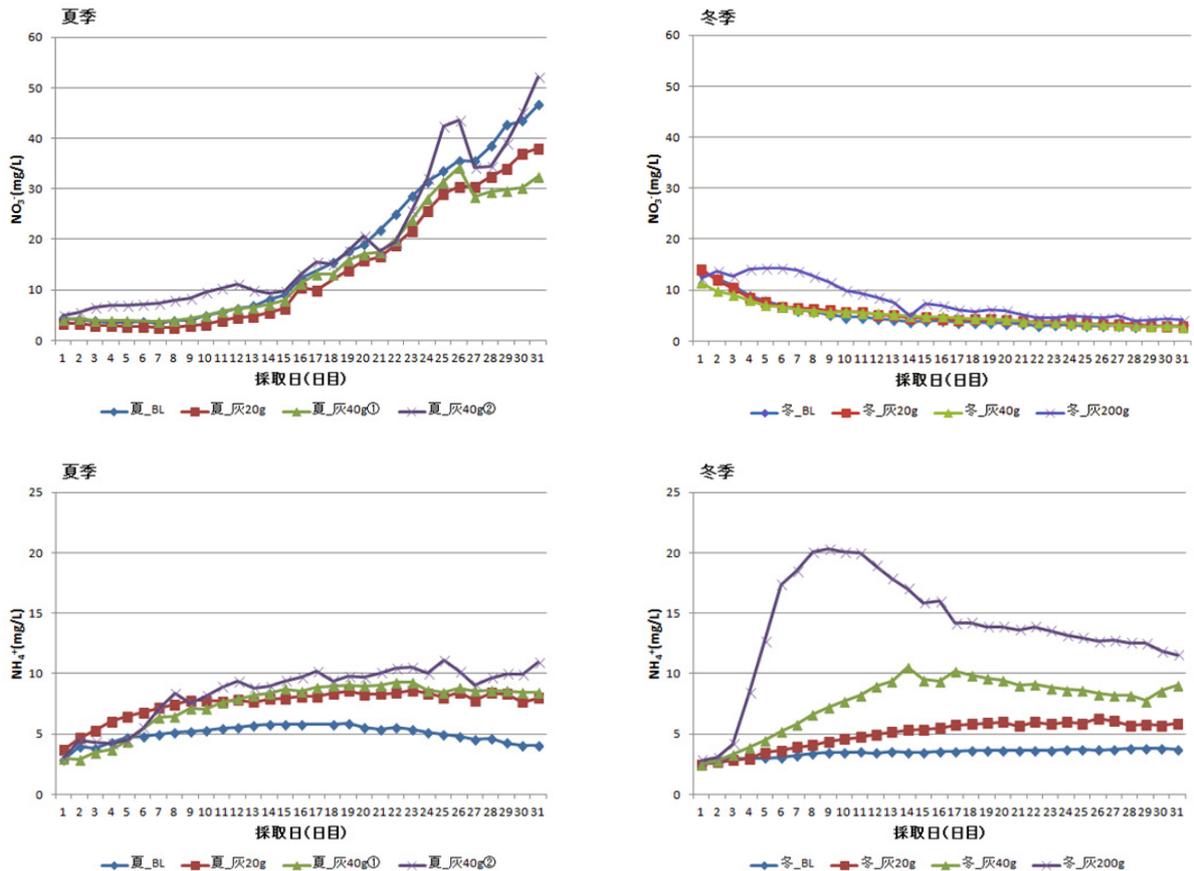


図7-2 模擬斜面浸出水のイオン成分の推移 (NO₃⁻, NH₄⁺)

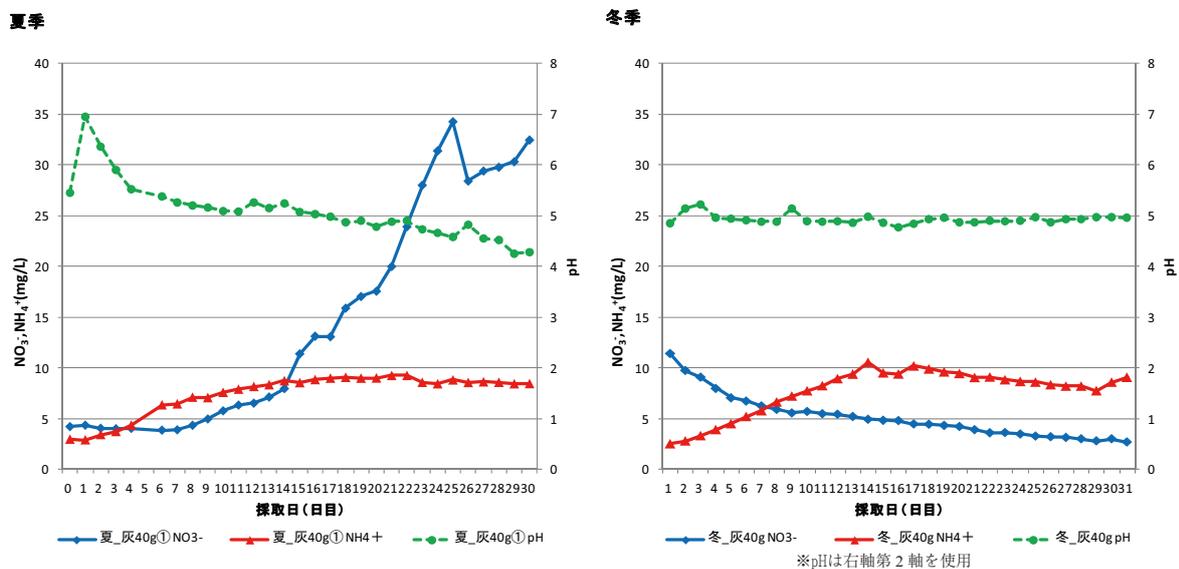
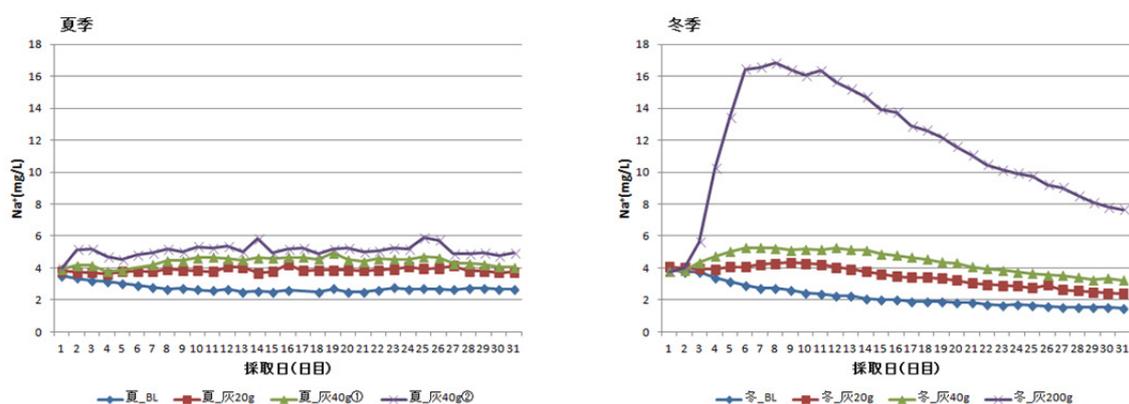


図8 NO₃⁻, NH₄⁺及びpHの推移 (灰40g (夏季及び冬季))

図7-3 模擬斜面浸出水のイオン成分の推移 (Na⁺)

低下したが、これは灰からの供給が徐々に減少したのではないかと考える。

灰40g散布斜面を例にNO₃⁻、NH₄⁺の動向について考察するため、図8に灰40g(夏季及び冬季)のNO₃⁻、NH₄⁺及びpHの推移を示す。灰40gではNH₄⁺は夏季と冬季ではほぼ同様の推移を示し、NO₃⁻は夏季には大きく上昇、冬季には減少となっている。これらの動向にはアンモニア化成菌及び硝化菌が関係していると推測する。土壌中で有機態窒素は分解の過程でアンモニア態窒素(NH₄-N)になり、さらにアンモニア態窒素は亜硝酸態窒素(NO₂-N)を経て硝酸態窒素(NO₃-N)となる。このNH₄-Nになる過程とNO₃-Nになる過程それぞれに細菌が関与しており、それらは一括して硝化菌と呼ばれている。夏季は、土壌からの溶出と灰からの供給で浸出水中NH₄⁺は途中まで上昇していたが、硝化菌の増殖に伴いNH₄⁺は消費されNO₃⁻となり、浸出水中NO₃⁻は途中から上昇したと考える。一方冬季は気温が低く、硝化菌の活動が低下していたことからNO₃⁻は上昇せずに低下し続けたと推測する。

また、図8においてpHとNO₃⁻の関係を見ると、夏季はNO₃⁻の上昇とともにpHが低下し、冬季はNO₃⁻が減少しpHは一定となっている。全てのサンプルにおいて確認された夏季のpHの低下傾向は、硝化菌によるNO₃⁻生成の過程で放出されるH⁺等が一因であると考えられる。

6. 5. 4 ナトリウムイオン (Na⁺) (図7-3)

夏季のBLでは、Na⁺は散水開始当初から低下し、10日目からは一定濃度で推移した。灰20gは実験

期間中はほぼ一定濃度で推移し、灰40gは少し上昇した後一定濃度で推移した。冬季はいずれの斜面でも10日目以降は低下し続けたが、BLは散水直後からすぐに低下し、灰散布斜面ではそれぞれの散布量に応じて上昇した後に低下した。Na⁺は散水により土壌及び灰から洗い出されてくると考えられる。

6. 5. 5 カリウムイオン (K⁺) (図7-4)

K⁺は夏季冬季ともに同様の挙動を示した。BLは一定濃度もしくはやや低下傾向で推移し、灰20g及び40gは散布量に応じて上昇した。灰200gでは他と比較して高い濃度となり、灰40gでは最高値で15mg/Lであったのに対し、灰200gでは500mg/Lを超える日もあった。また、灰200gでは11日目までは上昇し続けた後13日目以降は低下している。

一般的に土壌は陽イオンを保持する能力を有しており、その保持できる量(陽イオン交換容量)は土壌によって異なっている。交換性陽イオンとは、酢酸アンモニウム溶液で浸透し、交換されて溶出してくる陽イオンのことであり、これらが土壌に保持されていた交換性陽イオンである。土壌に保持されているKは交換性Kと呼ばれている⁷⁾。本実験の浸出水に含まれているK⁺は水溶性Kであり、土壌溶液中の他の陽イオンとの交換反応で放出されたK、及び灰から溶出して土壌の保持能力を超え保持されずに浸出してきたKである。灰200gでは、保持されずに浸出したKが多いため浸出水中濃度が高くなっている。

土壌中では交換性Kと水溶性Kは平衡を保ち、

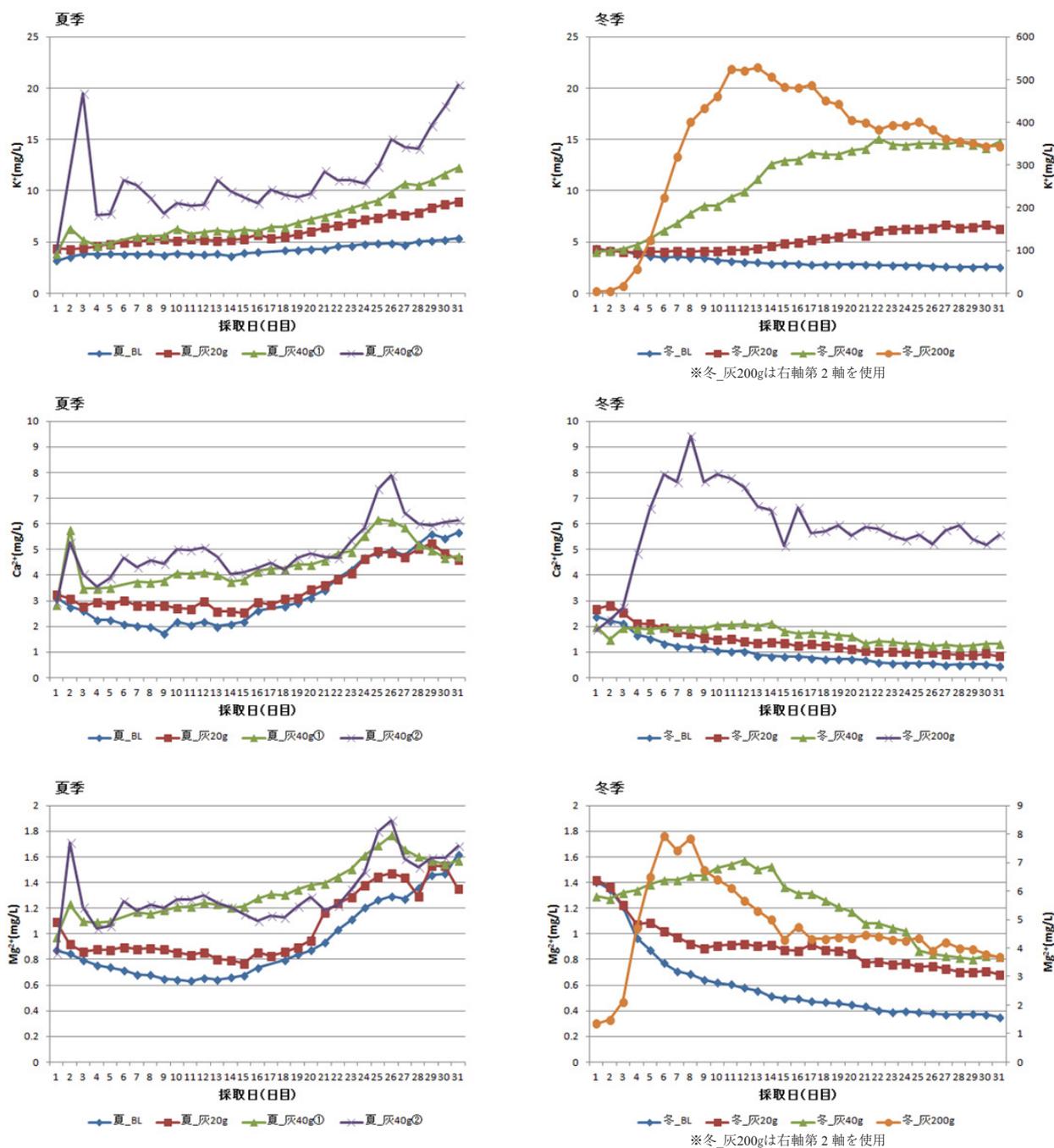


図7-4 模擬斜面浸出水のイオン成分の推移 (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+})

またKと他の交換性陽イオン (CaやMg) も拮抗関係を持っている。肥料等で土壤にKが施与された場合、土壤の水溶性Kの濃度が上がるため、平衡を維持しようとして水溶性Kと土壤に保持されていたCaやMgなどと交換反応が起こり、その結果水溶性Kが交換性Kへ変化し、交換性Kが増加すると言われている⁷⁾。これらのバランスによって浸出水中K⁺濃度が変化したと考えられる。

6. 5. 6 カルシウムイオン (Ca^{2+}) 及びマグネシウムイオン (Mg^{2+}) (図7-4)

これら2つのイオンは似た挙動を示した。

夏季は、BL及び灰20gは当初低下し、15日前後から上昇に転じた。一方灰40gは当初より緩やかに上昇した。冬季は、BL及び灰20gは当初から下降し続け、灰40gは緩やかに上昇後、15日前後から低下に転じた。灰200gは8日目辺りで最高値

表5 実験終了後の土壌のpH及び交換性陽イオン

季節	散布量	上下	pH	交換性陽イオン(cmol/kg)		
				K	Ca	Mg
夏季	BL	上部	4.92	0.195	0.137	0.130
		下部	4.84	0.128	0.102	0.125
	灰20g	上部	4.85	0.264	0.152	0.129
		下部	4.77	0.447	0.160	0.140
	灰40g①	上部	4.86	0.492	0.207	0.141
		下部	4.83	0.603	0.235	0.142
	灰40g②	上部	4.86	0.666	0.367	0.158
		下部	4.92	1.087	0.617	0.236
冬季	BL	上部	4.97	0.060	0.055	0.116
		下部	4.90	0.046	0.043	0.125
	灰20g	上部	4.88	0.261	0.149	0.141
		下部	4.86	0.234	0.102	0.137
	灰40g	上部	5.09	0.878	1.391	0.275
		下部	5.01	0.586	0.508	0.201
	灰200g	上部	5.03	1.600	0.676	0.215
		下部	6.15	4.678	3.345	0.603

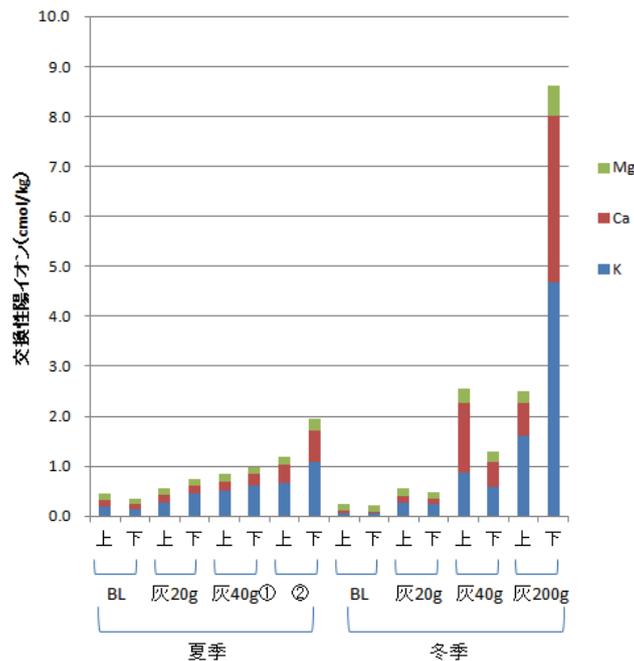


図9 実験終了後土壌の交換性陽イオン (K, Ca, Mg)

となった後緩やかに低下を続けた。

灰200g散布の模擬斜面からの浸出水中Ca²⁺濃度の最高値(9.4mg/L)は、他の散布量のサンプルの最高値と比較して4倍程度であった。Caは、灰の組成では酸化物換算で約50%を占めていることから、最高値はさらに高くなることが予想されたが実際には高くならなかった。溶出液でのCa²⁺濃度は132mg/Lであり、灰中でCaよりは少ないものの

24%を占めているKの溶出液濃度(11800mg/L)と比較すると低かった(表3)。これは、灰中のKは水に溶けやすいのに対し、Caは水に溶けにくい炭酸カルシウムで存在していることに由来する。

夏季と冬季の違いについては、6.5.2で述べた季節による硝化菌の活動の違いにより、pHが異なったことが影響したのではないかと考える。また、冬季の牧草中のMg濃度が低いいため反芻動

表6 実験実施時期及び灰散布量により影響を受けた測定項目

	pH,EC	重金属成分	イオン成分
夏季と冬季で挙動が同じもの		B	Cl ⁻ ,SO ₄ ²⁻
夏季と冬季で挙動が異なるもの	pH,EC	Al,Mn	NO ₃ ⁻ ,Na ⁺ ,NH ₄ ⁺ ,K ⁺ ,Mg ²⁺ ,Ca ²⁺
灰散布(20,40g)による影響を受けないもの	pH		NO ₃ ⁻
灰散布(20,40g)による影響を受けるもの	EC	B,Al,Mn	Cl ⁻ ,SO ₄ ²⁻ ,Na ⁺ ,NH ₄ ⁺ ,K ⁺ ,Mg ²⁺ ,Ca ²⁺
灰大量散布による影響を受けないもの			
灰大量散布による影響を受けるもの	pH,EC	B,Al,Mn	Cl ⁻ ,NO ₃ ⁻ ,SO ₄ ²⁻ ,Na ⁺ ,NH ₄ ⁺ ,K ⁺ ,Mg ²⁺ ,Ca ²⁺

物がMg欠乏による病気になることが知られており⁹⁾、冬季の土壌は水溶性Mgが少なく、そのため冬季に低下し続ける結果となった可能性がある。

前項で述べたとおり、土壌中K, Mg, Caはそれぞれが土壌に保持されつつ拮抗し合っているため、これらの濃度変化はお互いが影響しあっている。

7. 土壌分析結果及び考察(表5及び図9)

土壌pHは、冬季の灰40g及び灰200gで5.0以上であり、その他のサンプルでは5.0以下であった。

土壌の3つの交換性陽イオン(K, Ca, Mg)の合計は、夏季冬季ともに灰散布量に依存して増加した。また、交換性Kが占める割合が最も高かった。一方、冬季のBLでは交換性K及び交換性Caが夏季と比べて半分以下となっており、交換性Mgは夏季と変化がなかったためMgの割合が高い結果となった。冬季の灰20gでは斜面下部の交換性K及び交換性Caが夏季と比べて少し減少していた。冬季の灰40gでは上部下部共に交換性Caが夏季と比べて多くなっており、上部では全てのサンプルのうちCaがK, Mgと比較して多かった。土壌の酸性化はCa²⁺, Mg²⁺などの溶脱等を引き起こすことが知られており、灰40gの斜面上部の土壌pHは5.09と、サンプル中pHが高い方であるため溶脱が他より起こりにくかったと考えられる。

6. 5. 6で述べたとおり浸出水中のCa²⁺及びMg²⁺(水溶性Caと水溶性Mg)は、夏季においては減少または一定で推移した後上昇した。Ca²⁺及びMg²⁺の上昇開始の時期と、硝化菌の活動による浸出水pHの低下開始の時期は一致しており、これらの変化はpH変化の影響を受けている。

土壌と浸出水の結果と併せて考えると、夏季の実験終了後土壌の交換性陽イオン合計量は斜面上

部より下部で多くなっており、最終的に上部で保持される陽イオンより、溶脱し下部まで流れていく陽イオンが多かったと推測する。一方冬季では灰200g以外で当初より水溶性Caと水溶性Mgが減少し続けた。冬季の交換性陽イオン合計量は、上部で下部より多くなっており、冬季は上部の土に多くの陽イオンが保持され、溶脱した陽イオンが少なかったと考える。冬季には硝化菌の活動がなく、浸出水のpHが5.0付近で推移しており、Ca, Mgの溶脱が起こりにくかったと推測する。

Kについては、CaやMgのようにpHの影響を受けおらず、灰20gや40g散布斜面の浸出水中のK⁺(水溶性K)は、夏季冬季共に上昇する傾向がある。交換性Kは、CaやMgと同様に夏季と冬季で上部と下部への保持が逆転しており、これは土壌中でKはCaやMgと拮抗関係があるため、それらイオンの影響を受けたと考える。

夏季と冬季、または灰散布量で交換性陽イオン量は異なるものの、灰散布により交換性陽イオンは増加しており、灰散布は森林への養分補給に活用できる。しかし、土壌pHによりその効果は大きく異なるため、その散布量や散布時期、方法の検討が必要となる。

8. まとめ

今回実験に使用した木質バイオマス燃焼灰は、CaとKが組成の大部分を占め、また溶出液には問題となる濃度の重金属は検出されなかった。灰中でCaは炭酸カルシウムで存在し、Kは水溶性の形態で存在していた。

斜面実験において、浸出水のpHは、夏季は全て低下し最終的に4.2付近となり、冬季は大量散布斜面以外では5.0付近を保って推移した。なお、大量散布斜面については後で述べる。実験終了後

の土壌pHは、夏季及び冬季のBL、及び灰20g散布斜面で違いはなかった。一方、灰40g散布の土壌pHは、夏季には変化はなかったが冬季にはわずかに上昇した。40gの散布量では、気温によっては土壌に影響を及ぼすと考える。

浸出水に溶出されてくる重金属及びイオン成分は、夏季と冬季で異なる挙動を示すものがあった。表6に実験実施季節及び灰散布量により影響を受けた測定項目を取りまとめた。実験条件のうち、夏季と冬季で大きく異なるものは気温と使用土壌の採取後経過時間である。これらにより土壌中の微生物の活動が夏季と冬季で異なり、主に NO_3^- 及び NH_4^+ の挙動へ、さらには H^+ (pH) へ影響を与えたと考える。また、pHの変化が Ca^{2+} 及び Mg^{2+} の挙動も変化させたと推測する。

灰散布は多くの項目へ影響を与えたが、 NO_3^- にはあまり影響を与えなかった。これは浸出水中 NO_3^- は灰から供給される以上に、灰もしくは土壌から供給された NH_4^+ が微生物により NO_3^- になったものが出てきているためと考える。夏季の NH_4^+ の結果を見ると、 NH_4^+ は灰から供給され灰の散布量に依存してその濃度は高くなるが、微生物の活動が律速段階となっているため NO_3^- 濃度は灰の影響を受けなかったと推測される。冬季の NO_3^- の結果において、全ての斜面からの浸出水でその濃度が低下し続けていることも、微生物の活動が NO_3^- の結果に影響しているためと考える。

灰散布により、肥料成分であるK、Ca及びMgの水溶性態での濃度や土壌中交換性陽イオンで存在している濃度は増加し、灰は肥料として活用できると考える。

しかし、灰大量投与は全ての項目を大きく変化させた。大量散布斜面からの浸出水のみ8日目大きくpHが上昇し、以降8.0付近で推移した。実験終了後の土壌pHは大量散布斜面でのみ6.15と高くなった。浸出水中の重金属成分のうちAl及びMnは、pHの変化及び灰からの供給により植物に悪影響を及ぼすレベルとなっている。イオン成分についても K^+ や SO_4^{2-} は通常では暴露されないと考えられる濃度となっており、大量散布により土壌中のバランスが崩れる恐れもある。

灰散布は森林や畑地への肥料として活用できるが、季節や散布量によって土壌に与える影響が異

なるため、その適正量を守ることや、散布の時期や散布方法を工夫すること（山積みにはしない等）が必要である。

森林では、通常施肥等が行われることはなく、その養分は落葉等から補われており森林中で養分は循環している。しかし、今後木質バイオマス事業がさらに推進され、森林からの資源の持ち出しが増加した場合に、今までどおり森林内で循環している養分のみで森林が成長していけるかは不明である。このことから、森林から出た肥料成分（K、Ca等）が濃縮されている木質バイオマス燃焼灰を森林に戻すことを検討するのは重要である。実際に戻すにはその方法や人員などに問題があるため簡単にはできないと聞く。しかし、実地試験などを行うことで、実現に向け少しずつ準備をしていくことが今後必要ではないだろうか。

謝辞

この研究を行うにあたり、土壌の採取及び分析等にご協力くださった高知県森林技術センター及び高知県農業技術センターに感謝申し上げます。

最後に、木質バイオマス燃焼灰の研究にご協力くださると共に、本論文にご助言をくださいました高知大学農林海洋科学部岩崎貢三教授、同大学理工学部附属水熱化学実験所所長柳沢和道教授に深く感謝いたします。

参考文献

- 1) 平成29年度第1回高知県木質バイオマスエネルギー利用推進協議会資料
- 2) 環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部産業廃棄物課長通知、平成25年6月28日付け環廃産業発第1306282号
- 3) 十川紘一、山村貞雄：木質ペレット燃焼灰を適正かつ安全に有効利用するための調査研究、高知県環境研究センター所報、26、17-23、2009
- 4) 柳沢和道：バイオマス焼却灰の再資源化、海洋性藻類を中心とした地域バイオマスリファイナリーの実現に向けた新技術の創出報告書（2016年度）
- 5) 北海道立総合研究機構農業研究本部：土壌・作物栄養診断のための分析法2012、64、2012

- 6) Ross O. Nable et al. : Boron toxicity, *Plant and Soil*, 193, 181-198, 1998
- 7) 松中照夫：土壌学の基礎，社団法人 農山漁村文化協会，2003
- 8) 牧野知之：土壌中におけるマンガンの酸化還元機能と動態，農業環境技術研究所報告，20, 107-161, 2001
- 9) 篠崎謙一ら：反芻動物の低マグネシウム血症に関する実験的研究，*Jap. J. Vet. Sci.*, 40, 407-414, 1978