

ヒ素超蓄積植物モエジマシダバイオマスを利用した 新規環境浄化資材の開発

Development of New Environmental Remediation Materials Using Arsenic Hyperaccumulator, *Pteris vittata* Biomass

菅原 一輝*
Kazuki Sugawara

Abstract

Phytoremediation, an environmental remediation method using plants, is expected to be applied to the arsenic(As) and cadmium(Cd) pollution that is becoming more serious worldwide. However, one of the challenges is the treatment of biomass containing toxic elements after remediation. In this study, we investigated the effective use of biomass resources by converting the arsenic hyperaccumulator, *P. vittata*, into biochar that is expected to adsorb toxic elements. In fact, plant biomass containing arsenic was calcined at 600, 800, and 1200°C to evaluate its surface structure and adsorption performance for As and Cd. calcination at 1200°C increased the specific surface area of biochar, but did not significantly affect its adsorption capacity for toxic elements. The calcined biochars showed approximate 90% and 95% adsorption rates for As and Cd, respectively, indicating that the calcined biochars had very high adsorption capacity and the adsorption amount per unit weight biochar was 450 mg/g-biochar for both elements.

背景

有害元素による健康被害は人為的もしくは自然由来問わず世界各国で問題となっている。特にヒ素 (As) やカドミウム (Cd) による土壌や水環境の汚染は、東南アジア地域を中心として多くの健康被害の潜在的なリスクがあることが複数の調査により明らかになっている。Asは古くから殺鼠剤や農薬として利用されてきた歴史があり、バングラデシュやミャンマー、ベトナム、ネパールといった国々で特に自然由来のAsに由来する健康被害に関する報告がなされている。Argosら (2010) は、バングラデシュとインドの数千万人の人々が、飲料水や食品から経口摂取されたAsによる健康被害に苦しんでいると推定している。これらの国々では河川などの表層水が様々な要因で汚染されているために生活用水として利用できず、Asを含む地下水を利用し

* 成蹊大学理工学部 Faculty of Science and Technology, Seikei University

ていることから健康リスクに曝されていると考えられている。Asを短時間に大量に摂取すると、嘔吐、下痢、筋肉の痙攣、嚥下障害、皮膚の侵食などの急性症状が現れ、昏睡後に死亡することもある。また、慢性疾患として、目・鼻・喉の粘膜に炎症が見られ、進行すると黒色素沈着や脱色角化症などの皮膚障害が現れ、末梢神経炎や癌を引き起こすなど重篤な疾患となることが知られている。

一方、Cdは亜鉛などの金属鉱物に低濃度で含まれるため、その鉱石の採掘過程で環境中に放出され、鉱山や精錬所に隣接する河川流域での健康被害が報告されることが多い。かつて本邦で発生した富山県を流れる神通川流域で発生したイタイイタイ病は、Cdを原因物質とする健康被害を引き起こした代表的な例であり、そのCdの供給源は神通川の上流に存在していた当時東洋一の亜鉛鉱山と呼ばれていた神岡鉱山に由来している。東南アジア地域においては、タイや中国における土壌および水環境のCd汚染が報告されている（Zwicker 2010、Wang 2019）。特に東アジア地域で主食として食べられている米は環境中のCdを蓄積する傾向にあることから、FAO/WHO合同食品添加物専門家会議によるリスク評価を元に、国際食品規格委員会によって定められている白米中のCd濃度（0.4 mg/kg）よりも各国で厳しい規制が設けられている。Cdによる急性疾患としては、吐き気、嘔吐、腹痛などがあり、慢性疾患としては、尿管障害、骨軟化症、イタイイタイ病など報告されている。

以上のようなAsやCdといった有害元素は環境中に遍在する元素であり、ヒトの生活および生産活動の過程で生活圏の汚染を容易に引き起こすため、物理的な除去や不溶化などの手法によって早急に対処すべきだと考えられている。しかし、土壌であれば汚染された土壌を掘削して清浄な土壌と入れ替える客土といった手法や、水環境であれば膜フィルターを用いた有害元素の除去といった手法が現在までに開発・適用されているものの、その施用には多大なコストがかかるため、低濃度かつ広範囲の汚染を引き起こしている自然由来のAsやCdの浄化に適用できる状況は限られている。その結果、汚染された土地の浄化が行われずに隣接した土地に汚染が拡大するというブラウンフィールド問題が発生し、より環境浄化へのハードルが高くなってしまおうという悪循環に陥っている地域も数多く存在しているのが実情である。さらに重機や処理施設を建設する浄化方法は化石燃料の消費や土地の改変を要するため、周辺環境への負荷が非常に高いという問題も存在する。従って、低濃度かつ広範囲の浄化が可能で、低コストかつ低環境負荷な環境浄化手法の開発が求められている。

そこで我々は植物の生理作用を環境浄化に活用するファイトレメディエーションに着目した。ファイトレメディエーションとはファイト（phyto=植物）とレメディエーション（remediation=修復）を組み合わせた言葉であり、文字通り植物を汚染環境に植栽することで、汚染物質を植物の作用によって除去や不溶化などを行う技術のことを指す（Pilon-Smits 2005）。特に、特定の元素を高濃度で蓄積する植物である超蓄積植物（hyperaccumulator）を用いて、環境中の有害元素を植物内に蓄積させ、その植物体を刈り取ることで環境中の有害元素を除去するファイトエクストラクションの研究が数多く進められている（Yang 2020、Kudo 2021）。今までに超蓄積植物は世界中で700種類以上が発見されており、その生育環境と除去すべき有害元素に合わせて植物を選択することで、目的となる有害元素を環境中から選択的に除去できる可能性が示されている。その中でも2001年に発見されたAsの超蓄積植物であるモエジマシダ（*Pteris vittata* L.）は乾燥重量換算でバイオマス重量の2%以上のAsを植物体内に蓄積可能であることが知られて

おり (Ma 2001)、日本国内における自然環境下における As 含有土壌の浄化試験例も複数報告されている (井上 2014)。このような植物は雨水および日光によって生長が可能であるため、他の重機を用いる環境浄化手法と比較して、人の手による操作が不要であるためコストが小さく、また重機などを用いない上に環境の改変を行わないため環境負荷も小さい手法であることが特徴である。しかしながら、生物を用いるために浄化効率が周囲の環境や気候に大きく左右されることや、浄化を終えたあとの有害元素を含むバイオマスの処理など広い実用化のためには解決すべき課題も多い。

本研究ではファイトレメディエーション後の植物バイオマスの有効利用の方法として、モエジマシダバイオマスを炭化することでバイオチャーを生成し、環境浄化資材として用いることを着想した。バイオチャーとは生物資源を材料として生物の活性化および環境簿改善に効果のある炭化物と定義されており (Lehmann and Joseph 2012)、土壌改良や化学物質の吸着など様々な用途での利用が検討されている。バイオチャーは還元環境下で 300℃ から 1000℃ 程度でバイオマスを炭化させることで生成され、焼成温度や原料となる植物バイオマスを変化させることでバイオチャーの性質を制御可能なことが報告されている (Keiluweit 2010)。これまでにおがくずやイチョウの葉、榎殻やアブラヤシなど多数の植物バイオマスを対象としたバイオマスの生成およびその性能評価について報告がなされているが、有害元素の超蓄積植物バイオマスを原料とした報告例は存在しない。本研究でモエジマシダバイオマスを原料として選定とした理由として、モエジマシダが持つ As 蓄積能力をバイオチャーの性質として利用可能であれば、有害元素の吸着能力の高いバイオチャーが生成可能であることを着想したためである。通常、As は動物・植物問わず生体内では生命活動に害を及ぼすことが知られているが、モエジマシダの場合は As に対する特殊な防御機構を持つことで、As を高濃度で蓄積可能であると考えられている。筆者が見出したモエジマシダ固有の As への耐性機構として、As を植物細胞内の老廃物や不要物を貯め込む器官である液胞だけに隔離するのではなく、植物体全体を循環させることで各部位における毒性を軽減していることが示唆されている。さらに As の蓄積部位として、細胞内ではなく細胞壁や細胞外の組織への“緩い”保持が推察されている。従って、モエジマシダは As を細胞外に“緩く”保持し、特定の部位に As を集中させず体内を循環させることで As の毒性を低減している可能性が考えられる。この細胞外への“緩い”As の保持を可能にしているのは化学的な結合と物理的な結合の両面が考えられ、それが炭化してもその特性が維持されるとすれば、有害元素に対して優れた吸着能力を持つバイオチャーが作成できることが期待される。モエジマシダに蓄積されている As は無機体で存在しているため、250℃ 程度で揮発する。そのため、バイオチャー焼成の過程で揮発することが考えられ、揮発した As は現行の焼却炉などで用いられている捕集システムを利用することで容易に回収が可能であり、その結果清浄なバイオチャーが得られると考えられる。

そこで、本研究では日本国内の自然環境下で栽培されたモエジマシダを原料としてバイオチャーを生成し、表面構造や比表面積などの物性評価と有害元素である As および Cd に対する吸着能力を評価することで、モエジマシダバイオチャーが環境浄化資材として利用可能かどうかの評価を行った。なお、本研究の結果の一部は国内学会で発表済み (2 件) かつ英文誌に投稿中である。

実験方法

バイオチャー原料の調達

原料となるモエジマシダバイオマスは、東北大学大学院環境科学研究科の井上研究室が栽培している宮城県内の圃場で生育したものを利用した。モエジマシダ苗は国内の業者より供給され、2018年5月に植え付け、2018年11月に地上部の刈り取りが行われた。圃場土壌の総As濃度は5 mg/kg前後であり、自然乾燥後のバイオマス中のAs濃度は最大で20 mg/kg程度であった。収穫後のモエジマシダ地上部は自然条件下で重量の変化が無くなるまで乾燥を行い、葉（小羽片）と茎に分け、それぞれバイオチャー焼成に供した。

バイオチャー焼成

バイオチャーの焼成は葉と茎をそれぞれ直径15 cm、高さ5 cmのステンレス容器に隙間なく充填し、電気炉内に設置した。電気炉内の温度は室温から150℃までは3時間かけて昇温、150℃から600℃までは1時間当たり100℃の昇温、600℃以上では1時間当たり200℃の昇温を還元環境下で行った。目的の焼成温度である600℃、800℃、1200℃に電気炉内の温度が達した時点で5分間温度を保持し、焼成完了とした。

焼成したバイオチャーの物理的評価

焼成したバイオチャーの物理的な評価として、走査型電子顕微鏡（JSM-6360, JEOL）による表面構造の観察と窒素気体の吸脱着を利用した比表面積の測定の実施した。表面構造の観察は、焼成したバイオチャーを1 mm目の篩にかけ、篩を通過したものを分析試料とした。顕微鏡観察では倍率を50倍と350倍でバイオチャーの表面を撮像し、焼成温度が表面構造に与える影響について評価した。さらに比表面積の測定には、同じく1 mm目の篩にかけ、篩を通過したバイオチャーを用い、乳鉢で十分粉碎した後に分析の前処理として前処理装置（BELPREP-vac III, Microtrac Bell）を用いて低真空状態で130℃、3時間加熱処理を行い、試料に含まれる水分を完全に除去した。その後、試料を比表面積測定装置（BELSORP-mini II, Microtrac Bell）にセットし、窒素の吸脱着等温線を作成した。作成した吸脱着等温線からBET法を用いて解析し、測定した試料の比表面積を算出することで、焼成温度がバイオチャーの比表面積にどのような影響を与えるかを評価した。

焼成したバイオチャーの化学的評価

焼成したバイオチャーの化学的な評価として、アジア地域における環境汚染の原因となっている代表的な有害元素であるAsとCdの吸着能力について評価を行った。焼成したバイオチャーを1 mm目の篩にかけ、篩を通過したものを乾燥機内で115℃、3時間乾燥させ、室温にて24時間放冷したものを試料として用いた。ヒ酸水素二ナトリウム（ $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ）もしくは塩化カドミウム（ CdCl_2 ）を1, 10, 100, 1000 mg/Lになるように溶液をmilliQ水で希釈して調製し、各濃度50 mLの溶液を50 mL容遠沈管に分注した。その後、各遠沈管に各温度で焼成した葉もしくは茎を原料としたバイオチャー 0.1 gを秤量し加えた（ $n=3$ ）。遠沈管は25℃の環境下で100 rpm、振とう幅4~5 cmの条件で24時間振とうし、溶液の濃度が平衡に達することを確認した。振とう後に上澄みを取り出して10 mLメスフラスコに加え、そこに終濃度5%（v/v）になるように硝酸を加えた。溶液を0.45 μm メンブレンフィルターでろ過したものを測定用の検液とした。検液は結合誘導プラズマ原子発光分析装置（iCAP6000, Thermo Fisher Scientific）を用いて、溶液

中のAsおよびCdの濃度を定量した。

標準試料との比較試験

さらに実際に水浄化などで用いられている市販の活性炭（アズワン、KD-GW-200（ヤシガラ由来））も作成したバイオチャーと同様に物理および化学的な評価を行い、性能評価の比較対象とした。

結果および考察

以降、葉から焼成したバイオチャーを葉バイオチャー、茎から焼成したものを茎バイオチャーと呼称する。焼成後のバイオチャーは焼成温度に関わらず葉、茎ともに元の形状を維持していた（図1）。また、元々のバイオマスに含まれていたヒ素は水溶出試験（固液比1:10, H₂O 6時間振とう）を実施したが、液相への溶出が確認されなかったことから、焼成処理中に揮発したものと考えられる。走査型電子顕微鏡による600、800、1200℃焼成葉バイオチャー（図2）および茎バイオチャー（図3）の写真を示す。葉バイオチャーでは焼成温度によらず表皮細胞の構造が維持されている様子が確認され、表面構造には大きな変化は見られなかった。しかし、1200℃で焼成した場合はチャー表面に粒状の物質が多数付着している様子が確認され、800℃焼成を行ったものでも若干の付着が確認された。一方で茎バイオチャーについては、焼成温度による顕著な構造の変化は確認されなかった。さらに葉バイオチャーで確認されたような表面への粒状物質の付着は1200℃の試料においても確認されなかった。また、活性炭の走査型顕微鏡による写真を図4に示す。活性炭の表面構造は葉、茎バイオチャーと比較してチャー表面に微小な凹凸が確認された。



図1. 焼成処理後のモエジマンダの葉および茎バイオチャー
左:葉バイオチャー、右:茎バイオチャー

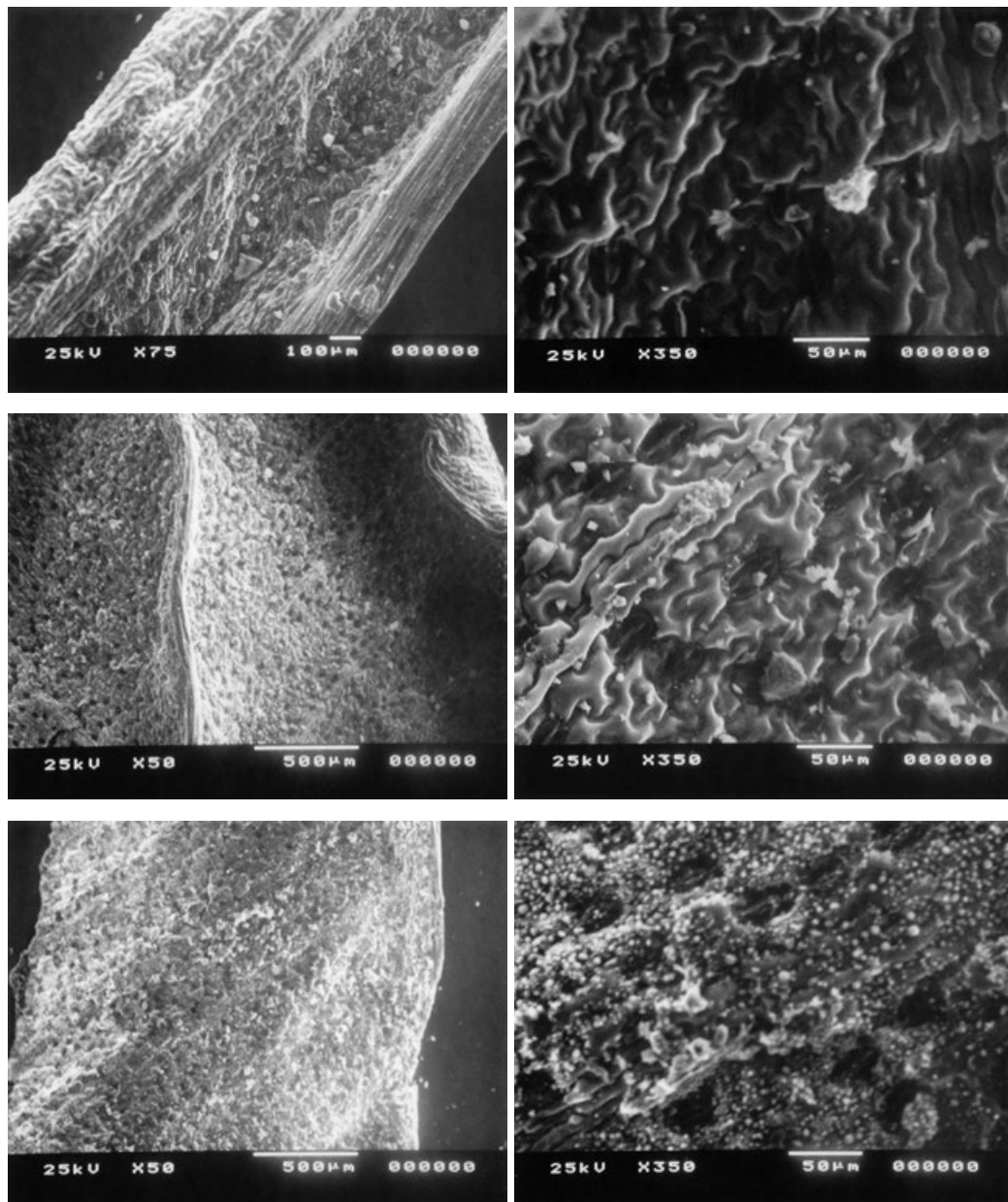


図2. 各焼成温度における葉バイオチャーの表面構造

上段:600℃、中段:800℃、下段:1200℃、左列:倍率50倍(600℃のみ75倍)、右列:350倍

葉バイオチャーのみに観察された表面への粒状物質の付着は、バイオマス中に含まれていた塩基性元素(マグネシウムやカルシウムなど)が溶け出して析出したものだと考えられる。これらの元素の融点は650℃以上であるため焼成温度が800℃以上のサンプルで確認された。また、葉にこれらの元素は多く含まれ、茎における濃度は低いいため、葉バイオチャーのみに存在が認められたと考えられる。活性炭とモエジマシダバイオマスを原料としたバイオチャーでは、表面の構

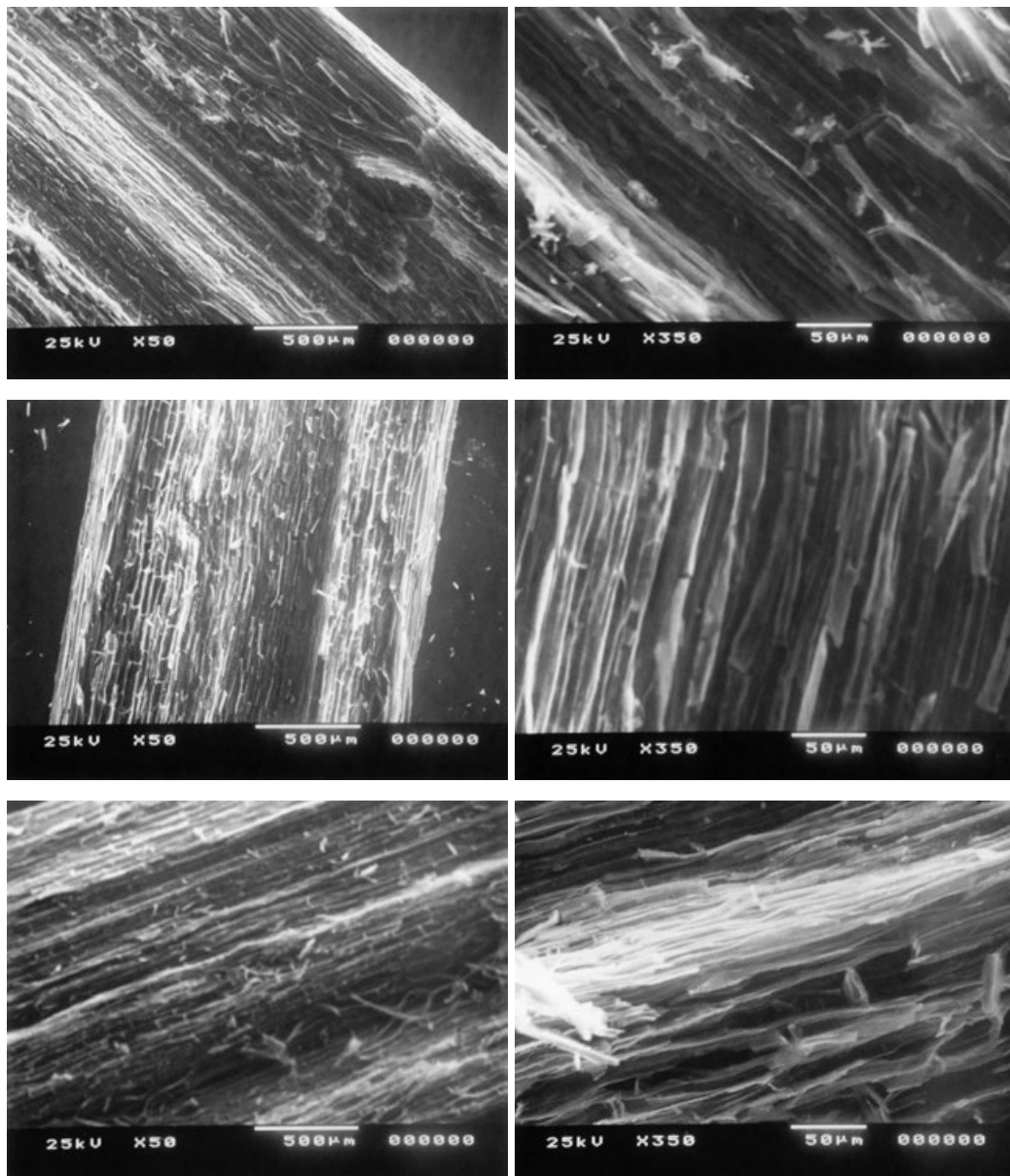


図3. 各焼成温度における茎バイオチャーの表面構造
 上段:600℃、中段:800℃、下段:1200℃、左列:倍率50倍、右列:350倍

造が大きく異なることも明らかになった。生きた組織で確認されるような気孔などが葉バイオチャーの観察でも確認されているように、本研究で用いた焼成手法は元々の植物組織の構造を維持するような手法を用いている。一方で活性炭の製造過程においては化学薬品の使用などによる積極的な表面構造の改質が行われている。従って、焼成以外の処理（化学薬品による改質など）によって表面構造に差異が生じたことが考えられる。

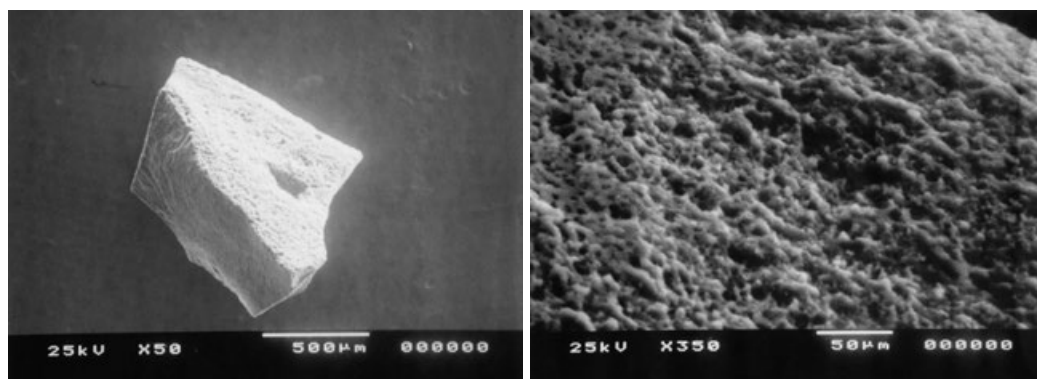


図4. 活性炭（ヤシガラ由来）の表面構造
左列:倍率50倍、右列:350倍

葉、茎バイオチャーおよび活性炭の比表面積を表1に示す。葉および茎バイオチャーは焼成温度によって比表面積が異なり、葉バイオチャーでは1200℃で34.54 m²/g、茎バイオチャーでは600℃焼成時に21.12 m²/gと各原料内で最大になった。一方で活性炭は883.42 m²/gと葉、茎バイオチャーの比表面積よりも大きな値を示し、葉バイオチャーの最大値の約26倍、茎バイオチャーの約42倍であった。

表1. 葉バイオチャー、茎バイオチャー、活性炭の比表面積

原料	葉			茎			活性炭
	600℃	800℃	1200℃	600℃	800℃	1200℃	
比表面積 (m ² /g)	6.57	4.31	34.54	21.12	3.19	5.58	883.42

葉および茎バイオチャーの比表面積は焼成温度に対してそれぞれ異なる傾向を示した。一般的に焼成温度が上昇するとバイオマス中の成分が揮発しやすくなるため、比表面積が大きくなる傾向がある。そのため、葉バイオチャーは1200℃が600℃、800℃で焼成した場合と比較して比表面積が大きくなったと考えられる。一方で茎バイオチャーは今回焼成した温度の中で最も温度の低い600℃で最大となった。顕微鏡観察で考察したように茎は葉と異なり高温で焼成した場合でも熔融、揮発する成分が少ないと考えられるため、葉のような高温での比表面積の増加が見られなかったと考えられる。また、モエジマシダバイオチャーとヤシガラバイオマス由来の活性炭では比表面積に大きな差を生じた。これは前述のように活性炭は製造過程で表面構造の改質が行われていることが原因だと考えられる。従って、比表面積を飛躍的に向上させるためには焼成前後の原料に対する処理が必要になると考えられる。一方で、他のバイオマス由来のバイオチャーの比表面積と比較すると、菜種葉を600℃で焼成した場合に19.13 m²/g (Li 2017)、綿の茎を600℃で焼成した場合に224 m²/g (Zhang 2014)、稲わらを800℃で焼成した場合に36.4 m²/g (Basta 2009)などの報告がある。本研究で作成したバイオチャーの葉で34.54 m²/g、茎で21.12 m²/g (各原料の最大値)であるため、原料が異なっても比表面積に大きな違いは生じなかった。

続いて、葉バイオチャー、茎バイオチャー、活性炭のAsおよびCd吸着率をそれぞれ図5、6、7に示す。Asの吸着率は葉および茎バイオチャーでは初期濃度に関わらず90%前後で推移していた。一方でCdの場合は初期濃度が1、10 mg/Lと比較的低濃度の場合に95%以上の高い吸着率を示したものの、初期濃度が上昇していくにつれて吸着率は徐々に低下し、最終的にAsと同じく90%程度に収束した。従って、対象となる元素がAsとCdで吸着特性は異なることが確認され、どちらの元素においても90%以上の高い吸着率を示した。比較のために実施した活性炭のAsおよびCdの吸着率は、Asの場合は初期濃度1 mg/L時に99%を超える高い吸着率を示したが、それ以上の濃度においては90%程度の吸着率であった。Cdの場合は初期濃度1 mg/L時で

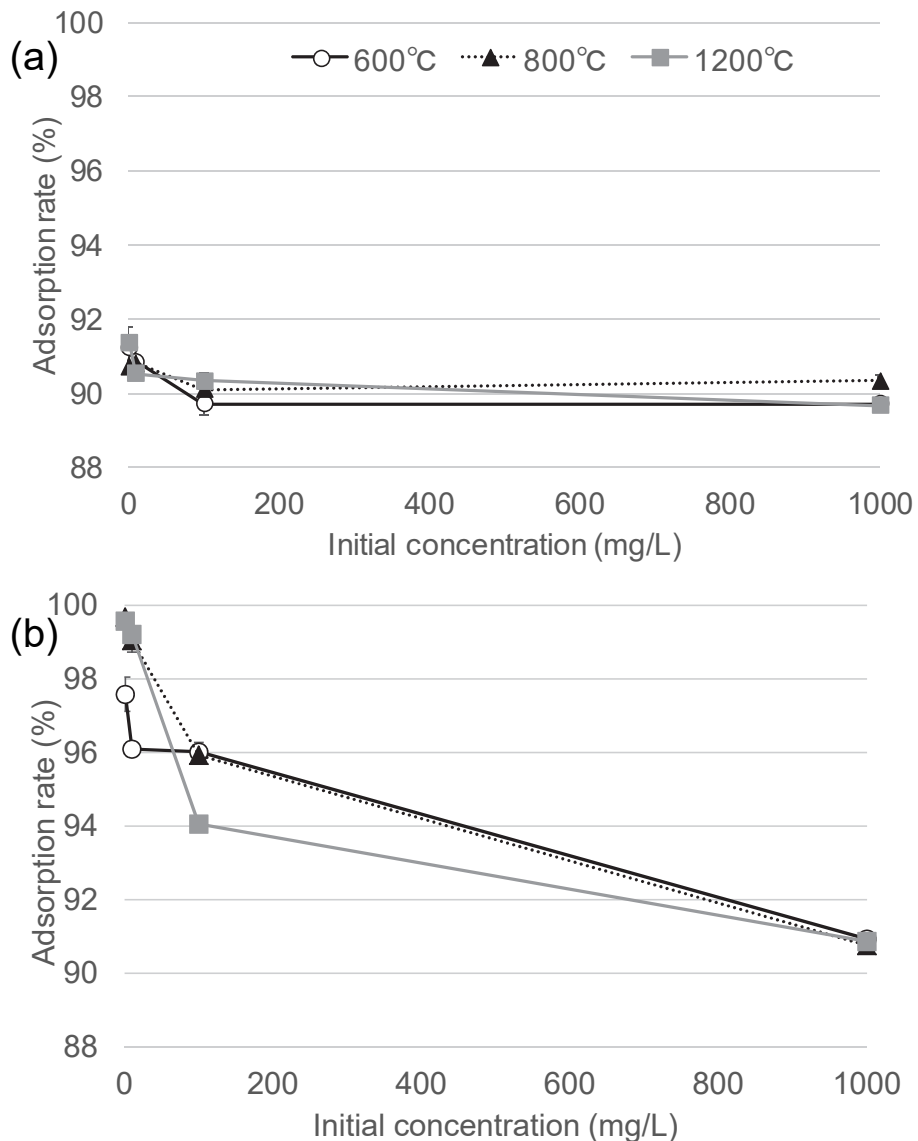


図5. 各初期濃度における葉バイオチャーのAsおよびCd吸着率
(a):As吸着率、(b):Cd吸着率

は94%、10 mg/L時は93%であり、それ以上の濃度の場合に吸着率は90%程度を示した。従って、市販の活性炭と今回作成したバイオチャーでは最小で葉バイオチャーでは約26倍、茎バイオチャーでは約42倍の比表面積の差があったものの、モエジマシダバイオチャーは葉、茎を問わずヒ素では初期濃度1 mg/Lの場合を除いて活性炭と同程度の吸着性能を示し、Cdの場合は全ての濃度において活性炭と同等以上の性能を示すことが確認された。さらに、物理的観察で確認されたようにバイオマスの焼成温度によって比表面積に差が生じていたものの、AsおよびCdに対する吸着能力はどの焼成温度であっても有意な差は見られなかった。

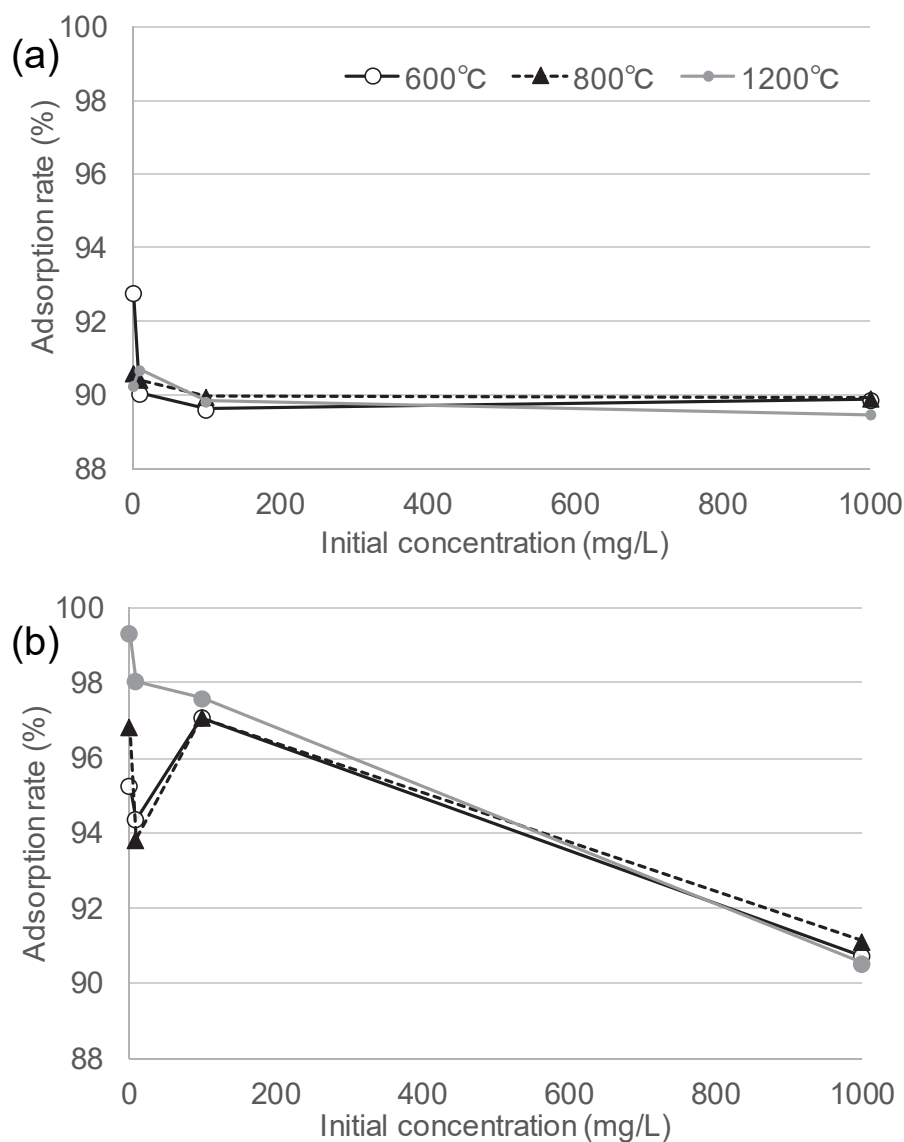


図6. 各初期濃度に対する茎バイオチャーのAsおよびCd吸着率
(a):As吸着率、(b):Cd吸着率

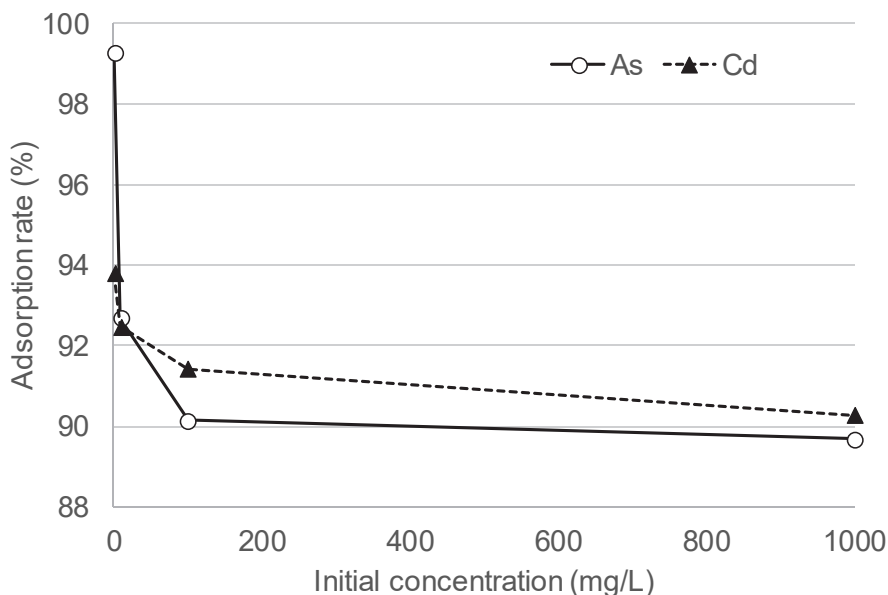


図7. 各初期濃度における活性炭のAsおよびCd吸着率

今回吸着試験に用いたヒ酸水素二ナトリウムは、水溶液中では主に1価の陰イオンであるヒ酸二水素イオン (H_2AsO_4^-) として存在することが知られている。表面の酸素含有官能基の濃度が高くゼータ電位が低いバイオチャーの方がAsをより多く吸着することが明らかとなっており、これは酸素含有官能基とAsによる錯体形成の可能性が示唆されている (Samsuri 2013)。また、Zhouら (2017) の研究からヒ酸の吸着後に酸素含有官能基の量が減少していることが報告されている。通常、炭は表面に $-\text{COOH}$ 、 $-\text{CO}$ 、 $-\text{OH}$ をはじめとした多くの酸素含有官能基を有しているため負の電荷を帯びている。よって、モエジマシダバイオチャーは酸素含有官能基を表面に多く有していることからAsと錯体を形成し、結果多くのAsを吸着したのではないかと考えられる。一方でCdは水溶液中では二価の陽イオンであるカドミウムイオン (Cd^{2+}) として存在していると考えられる。表面に酸素含有官能基であるカルボキシル基を多く有していると、バイオチャー本体のゼータ電位が低くなるため負の電荷を帯びる (Sadegh-Zadeh 2017)。よって、カドミウムイオンは強い負の電荷を有しているバイオチャー表面に引きつけられ、吸着する機構が考えられる。また、1200℃焼成葉バイオチャーは初期設定濃度1 mg/Lおよび10 mg/Lにおいて600℃および800℃焼成葉バイオチャーよりも多くのCdを吸着していた。炭は1000℃以上で焼成した場合、揮発性表面官能基は揮発し、 C-H 結合や C=O 結合が分解し C=C 結合が形成される (Saad 2019)。COOHは800℃以上で加熱することでほぼ完全に除去される (吉原 2009)。この分解から生じた酸素原子は水素と結合して水蒸気となり細孔形成の要因となる (Peng 2017)。葉バイオチャーは焼成温度1200℃のものは600℃および800℃焼成葉バイオチャーよりも比表面積が大きかったことから、より多くの表面官能基が揮発して多数の細孔が形成されたことが示唆される。また、表面の酸性官能基がほとんど存在なくなると、吸着サイトは官能基から活性炭表面の π 電子雲に切り替わり吸着量が増加する (Kato 2007)。これらの理由から、600℃および800℃よりもCdを多く吸着したのではないかとと思われる。吸着率の向上が初期濃度1 mg/Lや10 mg/LのCd濃度でのみ見られたのは、生成された多数の細孔に存在する酸性官能基がカドミウムイオンに対して強い吸着能を有していたことが理由として考えられる。また、これらの特定

の官能基による吸着が有害元素吸着の主たる要素だとすると、活性炭とバイオチャーの比表面積の差や焼成温度による吸着能に差が生じなかった理由として、表面に吸着に寄与する官能基がどの程度存在するかが重要であり、単に比表面積が大きくなっても吸着能の向上が見込めないことが考えられる。実際にバイオチャーにNaOHを用いた改質を施した場合に、比表面積は大きく向上したものの、カドミウムに対する吸着能力の向上は確認されなかった。従って、特定の濃度条件下での吸着能力は比表面積に依存せず、官能基の表面への存在割合が重要であることが示唆された。一方で、バイオチャーの単位重量当たりの最大の有害元素吸着量などに比表面積が影響する可能性はあり、今後の検討が必要である。

結論

本研究ではファイトレメディエーション後の有害元素を含むバイオマスの有効利用の方法として、As超蓄積植物であるモエジマシダのバイオマスを原料としたバイオチャーを生成することで、環境浄化資材としての再利用について検討した。バイオチャー表面のSEM観察では、焼成温度が高温になった場合にバイオマス中に含まれる元素の溶融による表面への析出が葉バイオチャーを原料とした場合に確認された。比表面積は葉バイオチャーでは1200℃焼成、茎バイオチャーでは600℃の条件で最大になった。さらに、AsおよびCdを用いた吸着試験では、葉および茎バイオチャーのどちらもAs・Cdに対して1 mg/Lから1000 mg/Lの濃度域において90%以上の高い吸着率が確認され、特にCdに対しては初期濃度1、10 mg/Lの低濃度域で93%以上の高い吸着能を示した。この吸着率は市販の水浄化で用いられる活性炭と比肩する性能であるため、本実験によって作成されたモエジマシダバイオチャーは環境浄化資材として水環境の浄化に活用可能である可能性が示された。

謝辞

本研究を進めるにあたり、ご助言を賜った成蹊大学理工学部物質生命理工学科鈴木誠一教授にお礼申し上げます。バイオチャー原料として利用したモエジマシダは、東北大学大学院環境科学研究科の井上千弘教授、簡梅芳助教より提供された。さらにバイオチャーの焼成は、玉川大学学術研究所の小川人士助教の技術支援を頂いた。また、物理的評価および化学的評価については成蹊大学理工学部物質生命理工学科バイオエレクトロニクス研究室卒業生の市川裕美子氏、一尾昂平氏が主となって実施した。本研究実施にご協力頂いた各位に感謝申し上げます。

参考文献

<日本語文献>

井上千弘、菅原一輝、文霞、遠藤銀朗、宮内啓介、黄毅、北島信行 2014年「ヒ素、カドミウム含有土壌のファイトレメディエーション」『ケミカルエンジニアリング』第59巻 第1号: 57-61.

吉原和矢、相川正美、町田基 2009年「活性炭による重金属イオン吸着に及ぼす溶液のpHおよび共存電解質の影響」『炭素 TANSO』第237巻: 61-66.

<外国語文献>

- Argos, M., Kalra, T., Rathouz, P., Chen, Y., Pierce, B., Pavez, F., Isalam, T., Ahmad, A., Rakibuz-Zaman, M., Hasan, R., Sarwar, G., Slavkovich, V., van Gree, A., Graziano, J., Ahsan, H. 2010. "Arsenic exposure from drinking water, and all-cause and chronic-disease mortalities in Bangladesh (HEALS): a prospective cohort study." *Lancet*, Vol.376: 252–258.
- Basta, A. H., Fierro, V., El-Saied, H. & Celzard, A. 2009. "2-Steps KOH activation of rice straw: An efficient method for preparing high-performance activated carbons." *Bioresour. Technol.*, Vol.100: 3941–3947.
- Kato, Y., Machida, M. & Tatsumoto, H. 2007. "Influence of Surface Functional Groups and Solvent on Adsorption of Dissolved Aromatics by Activated Carbon." *J. Environ. Chem.*, Vol.17: 387–394.
- Keiluweit, M., Nico, P. S., Johnson, M. G. & Kleber, M. 2010. "Dynamic Molecular Structure of Plant Biomass-Derived Black Carbon (Biochar)." *Environ. Sci. Technol.*, Vol.44: 1247–1253.
- Kudo, H., Inoue, C., and Sugawara, K. 2021. "Effects of Growth Stage and Cd Chemical Form on Cd and Zn Accumulation in *Arabidopsis halleri* ssp. *gemmifera*" *International Journal of Environmental Research and Public Health* Vol.18, No.8: 4214.
- Ma, L., Komar, K., Tu, C., Zhang, W., Cai, Y., Kennelley, E. 2001. "A fern that hyperaccumulates arsenic." *Nature*, Vol.409: 579–579.
- Lehmann, J., and Joseph, S. 2012. *Biochar for Environmental Management*. Routledge: Taylor and Francis
- Li, B. Yang, L., Wang, C., Zhang, Q., Liu, Q., Li, Yi., Xiao, R. 2017. "Adsorption of Cd(II) from aqueous solutions by rape straw biochar derived from different modification processes." *Chemosphere*, Vol.175: 332–340.
- Peng, H., Gao, P., Chu, G., Pan, B., Peng, J., Xing, B. 2017. "Enhanced adsorption of Cu(II) and Cd(II) by phosphoric acid-modified biochars." *Environmental Pollution* Vol.229: 846–853.
- Pilon-Smits, E. 2005. "PHYTOREMEDIATION." *Annu. Rev. Plant Biol.* Vol.56: 15–39.
- Saad, M., Chia, C., Zakaria, S., Sajab, M., Misran, S., Rahman, M., Chin, S. 2019. "Physical and chemical properties of the rice straw activated carbon produced from carbonization and KOH activation process." *Sains Malaysiana* Vol.48 No.2: 385-391.
- Sadegh-Zadeh, F., Samsuri, A. W., Seh-Bardan, B. J., Emadi, E. 2017. "The effects of acidic functional groups and particle size of biochar on Cd adsorption from aqueous solutions." *Desalination and Water Treatment*, Vol. 66: 309-319.
- Samsuri, A. W., Sadegh-Zadeh, F. & Seh-Bardan, B. J. 2013. "Adsorption of As(III) and As(V) by Fe coated biochars and biochars produced from empty fruit bunch and rice husk." *J. Environ. Chem. Eng.*, Vol.1: 981–988.
- Wang, P., Chen, H., Kopittke, P. M. & Zhao, F.-J. 2019. "Cadmium contamination in agricultural soils of China and the impact on food safety." *Environ. Pollut.* Vol.249: 1038–1048.
- Yang, C., Ho, Y. N., Inoue, C. & Chien, M. F. 2020. "Long-term effectiveness of microbe-

- assisted arsenic phytoremediation by *Pteris vittata* in field trials." *Sci. Total Environ.*, Vol.740: 140137.
- Zhang, X., Zhang, S., Yang, H., Feng, Y., Chen, Y., Wang, X., Chen, H. 2014. "Nitrogen enriched biochar modified by high temperature CO₂-ammonia treatment: Characterization and adsorption of CO₂." *Chem. Eng. J.*, Vol.257: 20–27.
- Zhou, Z., Liu, Y., Liu, S., Liu, H., Zeng, G., Tan, X., Yang, C., Ding, Y., Yan, Z., Cai, X. 2017. "Sorption performance and mechanisms of arsenic(V) removal by magnetic gelatin-modified biochar." *Chemical Engineering Journal*, Vol.314: 223-231.
- Zwicker, R., Promsawad, A., Zwicker, B. M. & Laoharojanaphand, S. 2010. "Cadmium Content of Commercial and Contaminated Rice, *Oryza sativa*, in Thailand and Potential Health Implications." *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* Vol.84: 285–288.