

水耕オオムギの鉄栄養に対するヒ酸と亜ヒ酸の害作用の違い

河合成直¹、平木恵理¹、後藤祥子²、世良耕一郎³

¹岩手大学農学部

020-8550 岩手県盛岡市上田 3-18-8

²日本アイソトープ協会仁科記念サイクロトロンセンター

020-0173 岩手県岩手郡滝沢村滝沢字留が森 348-58

³岩手医大サイクロトロンセンター

020-0173 岩手県岩手郡滝沢村滝沢字留が森 348-58

1. はじめに

ヒ素 (As) は植物にとって毒性がある非必須元素である。As は土壤中に 1 mg kg^{-1} から数 10 mg kg^{-1} 程度含まれている³⁾。土壤汚染防止法や土壤環境基準で As 濃度が規制されている。土壤中の主な形態は無機態であるヒ酸 (H_3AsO_4) または亜ヒ酸 (H_3AsO_3) であり、一部はジメチルアルシン酸 (DMA)、モノメチルアルシン酸 (MMA) などの有機態となる。As は形態によって、生物への可給性・毒性が異なり、有機態ヒ素よりも無機態ヒ素、中でも亜ヒ酸が高い毒性を示す²⁾。これらの各形態の As は土壤の酸化還元状態に応じて変化する。

日本における As 汚染例は少ない。昭和 46 年に宮崎県土呂久鉦山周辺にて As の慢性中毒患者が現れた。他には岩手県の松尾鉦山、島根県の笹ヶ谷鉦山などに由来するものがある。世界的には、バングラデシュや東インドにかけて As 汚染が問題となっており、史上最大の環境汚染と言われている。西ベンガル州におけるヒ素汚染は 1980 年代に検出され、現在、バングラデシュや西ベンガルでは皮膚がんなどの As 中毒患者が多発している。バングラデシュでも今世紀に入ってからヒ素の環境汚染があることが確認された。西ベンガルやバングラデシュでの高濃度の As による地下水汚染は、堆積物から可溶化したヒ素が集積しやすい帯水層で起きている⁷⁾。地下水の As 汚染された地域では、灌漑によって作物に As が蓄積され、食物連鎖を通じて人体への健康被害が生じている。

ヒ酸は好氣的土壤において主要な As 化学種である。ヒ酸は鉄酸化物、鉄水酸化物と強い親和性がある。亜ヒ酸は水田土壤のような還元した状態で主要な As 化学種である⁴⁾。亜ヒ酸、ヒ酸は土壤構成成分である鉄鉦物 (ゲータイト) に配位子交換反応により強く吸着される^{8,9)}。土壤中の As の溶解度と存在形態は Eh と pH により支配され、山根¹³⁾によると、土壤の湛水培養によって溶液中に溶出する鉄 (II) 濃度とヒ素濃度との間には高い相関があり、溶出したヒ素の大部分が亜ヒ酸であった。ヒ酸だけでなく、亜ヒ酸も土壤や鉄 (III) 酸化水酸化物、非結晶質水酸化アルミニウムその他の粘土鉦物に吸着される。多くの場合、吸着量はヒ酸の方が亜ヒ酸より多いが、ヒ酸吸着量が pH の上昇とともに減少するのに対し、亜ヒ酸吸着量は pH 9 付近で最大となる。

主要作物の多くが属するイネ科植物は Fe 欠乏ストレス下で双子葉植物のような明瞭なストレス応答

を示さず、水耕栽培において比較的容易に Fe 欠乏を引き起こすことから、総じて Fe 欠乏感受性植物であると考えられてきた。Takagi¹⁰⁾ は、イネ科植物には双子葉植物とは異なり、Fe 欠乏耐性イネ科植物が Fe 欠乏ストレス下において、根より特殊なアミノ酸キレート物質を分泌して Fe(III)を可溶化して吸収することを確認し、このキレート物質はムギネ酸 (Mugineic Acid : MA) と命名された^{5,11)}。その後、MA と化学構造の類似したアミノ酸キレート物質が次々と単離され、構造決定された。MA を含めたこれら構造類似の化合物をムギネ酸類 (MAs) と総称している¹²⁾。イネ科植物の Fe 欠乏耐性の強さは、基本的に Fe 欠乏ストレス下における MAs 合成分泌能に依存している。イネ科植物の MAs 分泌は Fe 欠乏条件下で促進され、通常の日長条件では MA は 24 時間合成される。MA は日の出時刻の頃に根内蓄積量が最大に達し、その後 4~5 時間かけて集中的に分泌される¹¹⁾。

また、植物は根の周りに細胞壁・細胞間隙 (アポプラスト) に沈着した元素を持っており、それを Apoplastic 元素と呼ぶ。Fe 欠乏ストレス下で Strategy I 植物は、根圏の酸性化により多量の Apoplastic-Fe を可溶化し、地上部へ移行させる。これに対して Strategy II 植物は、根部の Apoplastic-Fe を少量しか移行させない。しかし、Apoplastic-Fe は MAs によって可溶化され、その利用は MAs 分泌の概日リズムとアポプラスト部位の Fe 濃度に依存することが報告されている。以上のことから、Fe 欠乏下で MAs を用いる Strategy II 植物においても Apoplastic-Fe は重要な Fe 源となり得る。

本研究では、上記のような知見に基づき、また、ヒ素の鉄との化学的親和性を考慮し、植物生理におけるヒ素と鉄の関係に着目して研究を行った。本研究では Shaibur *et al.*⁶⁾ によって、Fe 欠乏条件下の水耕オオムギの培地中の亜ヒ酸添加量の増加に伴って、MAs 蓄積量および分泌量が低下し、SPAD 値は 67 μM As 処理区にて有意に高く、地上部の Fe 濃度は増加することが見出された。これまでのところ、ヒ素誘導クロロシスおよびオオムギにおけるムギネ酸類 (MAs) に関する研究はあまりされていない。イネ科植物におけるヒ素と鉄との関係についてはさらに詳しく調べる必要がある。これまでの研究の結果、特に、ヒ素処理をした場合、植物の鉄含量が特異的な変動をすることから、鉄との関わりに注目して研究を行った。そのため、本実験では、異なる As 化学種であるヒ酸と亜ヒ酸を用いて、イネ科植物の鉄吸収生理活性物質であるムギネ酸の合成分泌と根の表面で沈着するアポプラスト鉄を中心に研究を行った。

2 実験方法

2.1 植物の栽培法

六条オオムギ品種ミノリムギ (*Hordeum vulgare* L. cv. Minorimugi) を実験植物とし、定法通りで岩手大学の温室で水耕栽培した⁶⁾。

種子殺菌・催芽 ミノリムギの種子を 2 % w/v 高度さらし粉溶液中で 30 分間攪拌した後、さらし粉の臭いがなくなるまで流水で洗浄した。その後、バットに湿らせたタオルを敷き、その上に種子を並べ、さらに湿ったタオルを被せ、全体をポリエチレンラップで包んだ。これを 20 °C の恒温器へ移し、24 時間放置し、催芽させた。

播種・育苗 液体塩素系漂白剤で一晩殺菌したプラスチック容器に 12 L の脱塩水を満たし、1 mM CaCl_2 溶液となるように CaCl_2 溶液を添加した。プラスチック容器と同様に殺菌したポリエチレン製のネットを水面の高さと合わせ、ネット上に種子を均一に並べ、プラスチック容器をアルミホイルで覆い遮光した。プラスチック容器は人工気象室または温室に放置し、播種 2 日後にアルミホイルを外した。播種 1 週間後、別のプラスチック容器に 1/5 濃度の Hoagland & Arnon No.2 改変培地 12 L を満たした。植物体をネットごと新たなプラスチック容器へ移し、約一週間育苗した。

前培養 10 L ポリバケツを 1/2 濃度の Hoagland & Arnon No.2 培地 8 L で満たした。バケツの上に 16 穴の塩化ビニル板を置いた。脱塩水で洗浄したスポンジで植物体の胚軸から茎の基部の部位を巻き、植物体は 3 個体 1 株として、塩化ビニル板の穴に 1 株ずつ移植した。栽培期間中、エアレーションポンプに

よる通気条件で栽培した。

本培養

・**Fe 供給栽培** 前培養開始から2日後、新たな10 Lポリバケツを1/2濃度のHoagland & Arnon No.2培地8 Lで満たし、新たな培地へ植物体を移植した。培地に、ヒ酸としてヒ酸二ナトリウム ($\text{NaHAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) または亜ヒ酸として亜ヒ酸ナトリウム (NaAsO_2) を添加した。

・**Fe 欠乏栽培** 前培養開始から2日後、新たな10 Lポリバケツを1/2濃度のHoagland & Arnon No.2 改変培地8 Lで満たし、新たな培地へ植物体を移植した。培地に、ヒ酸としてヒ酸二ナトリウム ($\text{NaHAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) または亜ヒ酸として亜ヒ酸ナトリウム (NaAsO_2) を添加した。

2.2 ムギネ酸の定量¹⁰⁾

分泌ムギネ酸の採取 人工気象室栽培時は明期開始時刻の午前8時から、温室栽培時は採取日の日の出時刻から分泌ムギネ酸の採取を開始した。500 mlの脱塩水で満たしたプラスチックビーカーへ植物体を移し、ビーカーの上部を発砲スチロールでふさいだ。採取開始から4時間後、植物体を培地中へ戻した。採取した根洗液には微生物分解を抑制するためにチモール ($\text{C}_{10}\text{H}_{14}\text{O}$) を添加した。

分泌ムギネ酸量測定用試料の精製 分泌ムギネ酸は採取した日の内に精製を行った。まず、ろ紙 (ADVANTEC TOYO No.5C) を用いて減圧濾過した後、ろ液を強陽イオン交換樹脂 (Amberlite IR-120B) 20 mlを充填したカラムに約90分かけて通した。その後、脱塩水200 mlをカラムに通して樹脂を洗浄し、1N NH_4OH 200 mlを通して塩基性画分を溶出した。溶出した塩基性画分は55 °Cで減圧濃縮して、25 mlで定容し、分泌ムギネ酸量測定用試料とした。定量時まで凍結保存した。

合成ムギネ酸の採取 ムギネ酸分泌が始まる時刻 (人工気象室：明期開始時刻の午前8時、温室：日の出時刻) よりも5分ほど前に、本培養14日目の植物体を1バケツ当たり3株回収した。植物体は脱塩水で流水洗浄し、ペーパータオルで水分を拭き、塩化ビニル袋に入れ、凍結保存した。

合成ムギネ酸量測定用試料の精製 凍結保存した植物体を24時間凍結乾燥させた後、地上部と根部とに切断して根部の乾燥重量を測定した。根部は細かく切断して乳鉢へ入れ、けい砂を葉さじ1杯添加し、加熱した80 % エタノール10 mlを添加した。乳棒を用いて根部をすりつぶし、細胞内に蓄積されたムギネ酸を抽出した。エタノール流出試料は、ろ紙 (ADVANTEC TOYO No.5A) を用いて減圧ろ過した。ろ液を55 °Cで減圧してエタノールを除去した後、純水で50 mlに定容した。この溶液を2. と同様の方法で精製し、塩基性画分を凍結乾燥した。

鉄ゲル溶解活性法によるムギネ酸の定量 得られたムギネ酸試料溶液を希釈し、測定溶液10 mlを調製した。この測定溶液に0.5 M 酢酸ナトリウム緩衝液 (CH_3COONa buffer, pH 5.6) 0.5 mlを添加し、溶液のpHを5.5 - 5.8に調整した。測定溶液に5 mM FeCl_3 (pH 7.0) 2 mlを添加し、55 °Cの恒温器で2時間保持した。この間40分毎に攪拌した。55 °Cで保温した後、ろ紙 (ADVANTEC TOYO No.5C) を用いてろ過し、ろ液に3N 硫酸 0.2 ml、8 % 塩化ヒドロキシルアミン 0.5 mlを添加し、55 °Cで20分間静置した。その後、o-フェナントロリン 0.5 ml、2 mM 酢酸ナトリウム緩衝液 (pH 4.7) 1 mlを加え、紫外可視分光光度計 (UVmini-1240, 島津製作所) により波長508 nmでの吸光度を測定した。サンプル溶液10 ml中にムギネ酸125 μg を含む溶液の $\text{ABS}_{508} = 0.2$ となることから、測定用試料中に含まれるムギネ酸量を算出した。

2.3 元素の定量

元素含量測定用試料の採取 本培養14日目に1バケツ当たり3株の植物体を回収し、脱塩水で洗浄した後、地上部と根部とに切り分けて、別々に封筒に入れて70 °Cの恒温器で24時間以上乾燥させた。乾燥後、地上部、根部それぞれの乾物重量を量り、その後植物体をデシケータ中で保存した。

Apoplatic-Feの可溶化、除去¹⁾ 本培養14日目に1バケツ当たり3株の植物体を脱塩水で洗浄した後、0.5 mM CaSO_4 100 mlに移し10分間保持した。次に植物体をMES buffer 40 mlに浸漬し、5分間保持し

た後、250 mM $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 2 ml を加えて Apoplastic-Fe を Fe(II)-bipyridyl 錯体として溶出させた。10 分後、植物体を 0.5 mM CaSO_4 100 ml に移し、15 分間保持した。その後、植物体を蒸留水で洗浄し、地上部と根部とに切り分けて、別々に封筒に入れて 70 °C の恒温器で 24 時間以上乾燥させた。乾燥後、地上部、根部それぞれの乾物重量を量り、その後、植物体をデシケータ中で保存した。

元素含量の測定 元素含量測定用試料について、日本アイソトープ協会滝沢研究所の PIXE により元素含量を測定した。

3 結果及び考察

3.1 鉄欠乏オオムギにおけるムギネ酸分泌に対するヒ酸と亜ヒ酸の害作用の違い

本実験では鉄欠乏処理したオオムギの鉄溶解活性物質ムギネ酸の合成分泌へのヒ素の影響を検討した。

3.1.1 亜ヒ酸処理実験

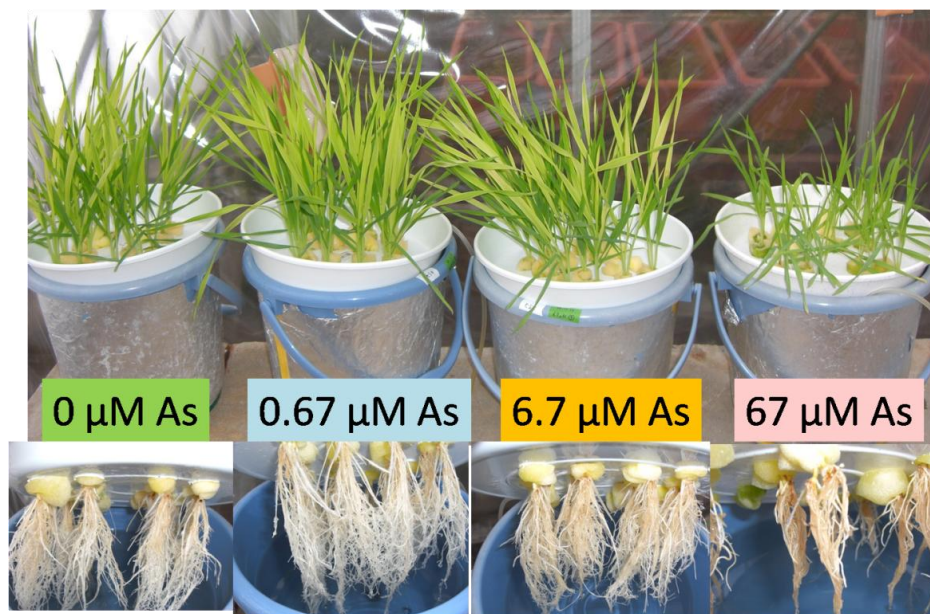


図1 亜ヒ酸処理オオムギの生育の様子(処理後 21 日目)

亜ヒ酸を供給して鉄欠乏培養を行ったところ、高濃度区 (67 μM As) 区では本培養開始 1 日後に葉の萎れが観察された (図 1)。3 週間栽培したところ、0、0.67、6.7 μM As 処理区では鉄欠乏に特有の新葉の葉脈間クロロシスが観察された。それに対して、67 μM As 処理区では葉が黄化しなかった (図 1)。また、67 μM 処理区の根部は、As 害の症状と思われる分岐根の減少および根部長さの低下が顕著で、根部全体が褐色となっていた。

葉緑素含量の指標となる SPAD 値は、各週ともに 67 μM As 処理区が有意に高い値を示した (図 2)。地上部、根部のいずれの乾物重量について、As 処理区はコントロールに対して有意差がなかった。

本培養開始後 1 週間毎に分泌ムギネ酸を採取し、定量を行った。その結果が図 3 である。67 μM 処理区は、いずれの週においてもほとんど分泌されておらず、有意に低い値であった。

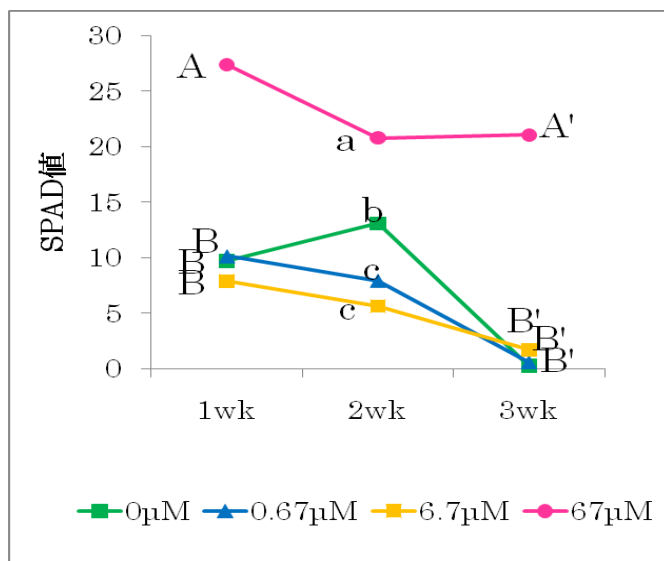


図2 亜ヒ酸処理植物の葉緑素指数 SPAD 値

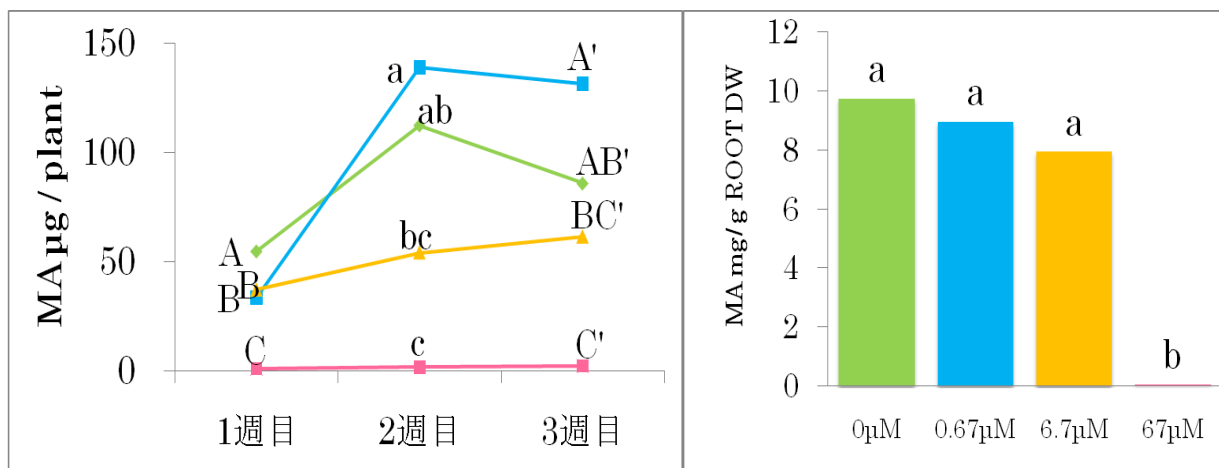


図3 亜ヒ酸処理植物のムギネ酸の分泌量

図4 亜ヒ酸処理植物のムギネ酸の合成量 (根内蓄積量)

本培養開始後2週間目に合成ムギネ酸を回収し、定量を行った(図4)。このグラフから、67 μM 処理区ではムギネ酸がほとんど合成されていないことがわかった。また、亜ヒ酸処理により、その濃度上昇によりムギネ酸の合成量は6.7 μM まで減少しないにもかかわらず、分泌量は6.7 μM でやや低下した。

3.1.2 ヒ酸処理実験

ヒ酸を供給して鉄欠乏培養を行ったところ、全処理区にて一様に鉄欠乏症状である新葉の葉脈間クロロシスが観察された。67 μM As 処理区では、コントロール区に比べて草丈がわずかに低下していた。根部については、亜ヒ酸供給区のような分岐根の減少は無いように思われたが、コントロール区と比較すると根部の長さが短くなっていた。

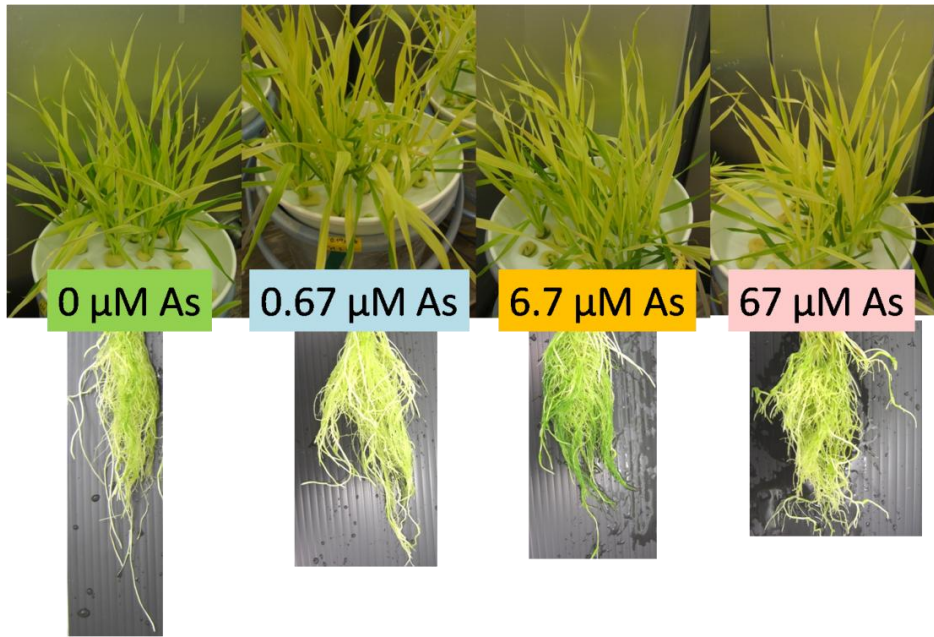


図5 ヒ酸処理オオムギの生育の様子 (処理後 21 日目)

葉緑素含量の指標となる SPAD 値は、各週ともに有意差がなかった (図 6)。

本培養開始後 1 週間毎に分泌ムギネ酸を採取し、定量を行った。その結果を図 7 として示した。全 As 処理区において、いずれの週においてもコントロールに対して有意差がなかった。

本培養開始後 2 週間目に合成ムギネ酸を回収し、定量を行った。その結果を図 8 に示した。6.7 μM As 処理区ではコントロールに対して有意に減少していたものの、67 μM As 処理区では有意差がなかった。

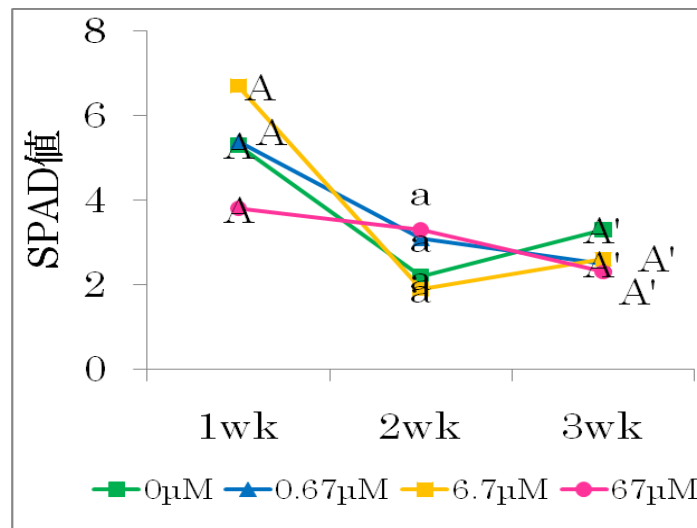


図 6 ヒ酸処理植物の葉緑素指数 SPAD 値

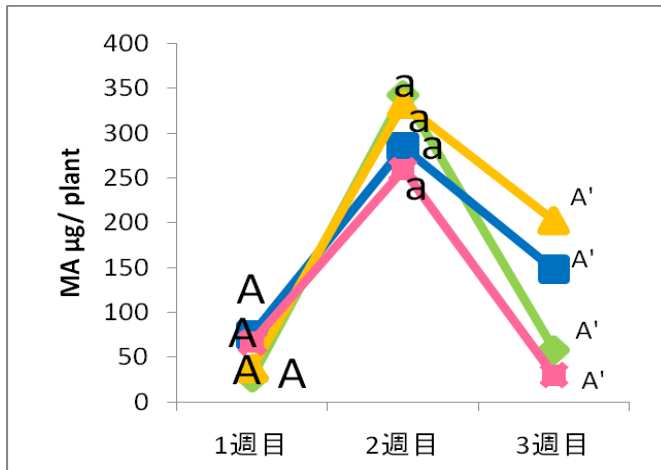


図7 ヒ酸処理植物のムギネ酸の分泌量

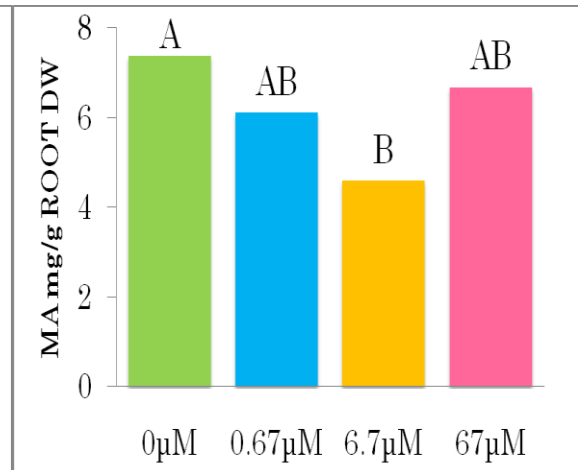


図8 ヒ酸処理植物のムギネ酸の合成量 (根内蓄積量)

3.1.3 考察

ムギネ酸は、ヒ酸処理区の全てにおいて、いずれの週においてもコントロールに対して有意差がなかった。亜ヒ酸 67 µM 処理区は、いずれの週においてもほとんど分泌されておらず、有意に低い値であった。本培養開始後 2 週間目に合成ムギネ酸を回収し、定量を行ったところ、ヒ酸処理区では、ムギネ酸の合成分泌に影響がなかった。一方、亜ヒ酸 67 µM 処理区ではムギネ酸がほとんど合成されないことがわかった。これらの結果は亜ヒ酸がヒ酸と比べ低濃度でムギネ酸の合成を強く阻害することを示していた。これより、水田で生育するイネの根圏には亜ヒ酸が多いと考えられるので、イネは畑作物と比較して、より根圏のヒ素により鉄吸収を阻害されることが示唆された。

亜ヒ酸は SH 基の関与する酵素反応を阻害することが知られている。MA 合成阻害に関与する酵素に亜ヒ酸が作用して代謝を阻害した可能性がある。

3.2 植物根のアポプラストへの鉄の沈着とヒ素の関わり

本実験においては、亜ヒ酸、又は、ヒ酸を 0、0.67、6.7、67 µM の濃度で鉄供給条件下 3 週間栽培した。その時、根のアポプラストに沈積した鉄を Bienfait ら¹⁾の方法で可溶化し、それに伴い可溶化するリン(P)とヒ素(As)を定量し、根の表面に鉄と共に沈着している物質がヒ素を含む化合物であるか否かを検討した。

3.2.1 亜ヒ酸処理実験

亜ヒ酸を供給して本培養を行ったところ、高濃度区 (67 µM AS) 区では鉄欠乏条件時と同様に、葉の萎れが観察された。3 週間栽培したところ、67 µM AS 処理区では根の長さの減少および草丈の低下、分岐根の減少が顕著であった。21 DAT の 67 µM 処理区では、新葉のクロロシスが観察された。これは、Shaibur *et al.*⁶⁾ が報告した As 誘導の Fe 欠乏症状だと思われる。



図9 亜ヒ酸処理オオムギの生育の様子(処理後21日目)

3.2.2 ヒ酸処理実験



図10 ヒ酸処理オオムギの生育の様子(処理後21日目)

3.2.3 アポプラスト鉄とそれと共に沈着したヒ素

根圏に沈着した鉄を可溶化した時、リン酸は可溶化されなかった。このことから、リン酸は根の表面で鉄と共に沈着しないことが示唆された。亜ヒ酸処理区においても、ヒ酸処理区においても、ヒ素濃度の増加に伴い鉄の量は大きく変動しなかった(表1、2)。しかし、ヒ酸処理においては、培地のヒ素濃度の増加に伴いヒ素の沈着量が増加した。その時の鉄：ヒ素のモル比をみると、亜ヒ酸処理区においては大きな変動は見られなかったが、ヒ酸処理区においては、培地のヒ素濃度の増加に従い上昇し、67、670 μM 区においてほぼ1となった、このことは、高濃度のヒ酸存在下では、鉄がヒ酸と共に根の外側に沈着することを示していた。

As処理濃度/ μM	As	Fe	As/Feモル比
	As μmol	Fe μmol	
0	0.0211	0.219	0.11
0.67	0.00927	0.157	0.06
6.7	0.0368	0.185	0.22
67	0.0208	0.269	0.09

表1 亜ヒ酸処理した植物根のアポプラストに沈着した鉄とヒ素の量とモル比

As処理濃度/ μM	As	Fe	As/Feモル比
	As μmol	Fe μmol	
0	0.0138	0.379	0.04
6.7	0.0158	0.221	0.11
67	0.349	0.323	0.97
670	0.408	0.392	1.02

表2 ヒ酸処理した植物根のアポプラストに沈着した鉄とヒ素の量とモル比

3.3 考察

ヒ素は植物根のアポプラストに鉄と共に沈着すると考えられている。本研究で、植物根圏にヒ酸が存在するとき、ヒ素は根圏のヒ素濃度の上昇に伴いヒ酸鉄でより沈着すると思われる。また、高濃度で存在する時、アポプラストにおいてヒ酸は鉄とモル比1:1のヒ酸鉄として沈着するものと考えられた。それに対し、亜ヒ酸でヒ素が存在する場合は、鉄は亜ヒ酸鉄の形態では沈着していないことが示された。また、根圏で亜ヒ酸の形態でヒ素が存在するとき、鉄はある程度ヒ素の根への侵入を抑える可能性があると思われるが、その働きが自然界でどの程度のものかを今後、根圏の鉄濃度を上昇させるなどの実験により検証する必要がある。

4 結論

本研究の結果、水耕栽培したオオムギにおいて、外見上の症状からその毒性を判断すると、亜ヒ酸はヒ酸と比較して、1ケタ低い濃度で毒性が表れると思われた。ヒ酸は高濃度でヒ酸鉄として Apoplastic-Feとして根に沈着すると思われた。今後、ヒ素と鉄の関わり、さらには鉄によるヒ素害の軽減に関する研究を進める必要があると思われた。

参考文献

- 1) Bienfait H. F., van den Briel W., and Mesland-Mul N. T. (1985): Free space iron pools in roots. Generation and mobilization. *Plant Physiol.* 78, 596-600
- 2) Ferguson J. F. and Gavis J. (1972): A review of the arsenic cycle in natural waters. *Water Res.*,6, 1259-1274
- 3) Kabata-Pendias, A.(2000) : Trace Elements in Soils and Plants., Third Edition, CRC Press Inc., Florida
- 4) Marin A.R., Masscheleyn P.H., and Patrick W.H. (1993): Soil redox-pH stability of arsenic species and its influence on arsenic uptake by rice. *Plant and Soil*, 152, 245-253

- 5) Nomoto K., Sugiura Y., and Takagi S. (1987) : In; Iron Transport in Microbs, Plants and Animals.VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, FRG.401-425
- 6) Shaibur M. R, Kitajima N., Sugawara R., Kondo T., IMAMUL HUQ S. M., and Kawai S. (2009): Effect of arsenic on phytosiderophores and mineral nutrition of barley seedlings grown in iron-depleted medium. Soil Science and Plant Nutrition, 55, 283-293
- 7) Smedley P. L. and Kinniburgh D. G. (2002): A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. Appl. Geochem., 17, 517-568
- 8) Sun X. and Doner H. E. (1996): An investigation of arsenate and arsenite bonding structures on goethite by FTIR. Soil Sci., 161,865-872
- 9) Sun X. and Doner, H. E. (1998): Adsorption and oxidation of arsenite on goethite. Soil Sci., 163, 278-287
- 10) Takagi S. (1976) Naturally occurring iron-chelating compounds in oat- and rice-root washings. I. Activity measurement and preliminary characterization., 22, 423-433
- 11) Takagi S., Nomoto K., and Takemoto T. (1984) Physiological aspect of mugineic acid, a possible phytosiderophore of graminaceous plants., J. Plant Nutr., 11, 633
- 12) Takemoto T., Nomoto N., Fushiya S., Ouchi R., Kusano G., Hikino H., Takagi S., Matsuura Y., and Kondo M. (1978) Proc. Japan Acad., 54-B, 469-473
- 13) 山根忠昭 (1989) : 水稻におけるヒ素被害の発生機構と対策. 島根県農業試験場研究報告, 24, 1-95

Difference between arsenate and arsenite in toxicity to Fe nutrition in barley grown hydroponically

S. Kawai¹, E. Hiraki¹, S. Goto² and K. Sera³

¹Faculty of Agriculture, Iwate University
3-18-8 Ueda Morioka 020-8550 Japan

²Nishina Memorial Cyclotron Center, Japan Radioisotope Association
348-58 Tomegamori, Takizawa, Iwate 020-0173, Japan

³Cyclotron Research Center, Iwate Medical University
348-58 Tomegamori, Takizawa, Iwate 020-0173, Japan

Abstract

The symptoms of Arsenic (As) toxicity was severe in the plants treated with 67 μM Arsenite and 670 μM arsenate. It was inferred that severity of toxicity in arsenite is more than 10 times of that of arsenate.

Release of Mugineic acid (MA) in roots was statistically similar among the plants treated with arsenate in all of the sampling days within 3 weeks. In the plants treated with 67 μM arsenite did not release MA in each sampling day within 3 weeks. The MA concentration of roots of the plants was measured after the treatment for 2 weeks. The MA concentration in the roots of the plants treated with 6.7 μM arsenate was significantly lower as compared with control, but that of the plants with 67 μM arsenate was similar to control. In the plants treated with 67 μM arsenite did not produce MA in the roots.

The plants treated with arsenate increased Apoplastic-As according to the increase of As concentration in the medium. Moreover, the ratio of As/Fe was 0.98 in the plants treated with 670 μM arsenate; subsequently, 0.88 in the plants with 67 μM arsenate. On the other hand, the ratio of As/Fe of the plants treated with arsenite was highest with the value, 0.185, at the plants with 6.7 μM . These results suggested that arsenate may adsorb to the root surface with Fe in the form of FeAsO_4 . It is possible that Fe might be converted to unavailable or immobilized form by being complexed with As.