

■短 報■ 2004 年度神奈川大学総合理学研究所共同研究助成論文

## ファイトレメディエーションへの利用を目指した ケナフ (*Hibiscus cannabinus* L.) の鉛汚染土壌への順化の解析

澤上航一郎<sup>1,3</sup> 大石不二夫<sup>2</sup> 黒澤祥子<sup>2</sup> 鈴木祥弘<sup>1</sup>

Acclimations of Kenaf (*Hibiscus cannabinus* L.) to Pb in a Polluted Soil

Koichiro Sawakami<sup>1,3</sup>, Fujio Ohishi<sup>2</sup>, Shoko Kurosawa<sup>2</sup> and Yoshihiro Suzuki<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Department of Biological Science, Faculty of Science, Kanagawa University, Hiratsuka-City, Kanagawa 259-1293, Japan

<sup>2</sup> Department of Chemistry, Faculty of Science, Kanagawa University, Hiratsuka-City, Kanagawa 259-1293, Japan

<sup>3</sup> To whom correspondence should be addressed. E-mail: r200470220@kanagawa-u.ac.jp

**Abstract:** Seeds of kenaf (*H.cannabinus*) could germinate and grow in the soil polluted with 5310 ppm Pb, although their growth was strongly inhibited at first. After the expansion of the third and fourth leaves, older leaves died and fell, followed by the expanding new leaves. During the first 30 days, the numbers of leaves did not increase at a same rate as the control plants growing in soil without pollution. The numbers of leaves were only 9.0 after 30 days and the dry weight of the leaves and stems (upper ground biomass hereafter) was 0.26 g, which was 3.3% of the biomass of the control plants. After the first 30 days, the plants on the polluted soil did not lose their older leaves and began to increase the numbers of leaves. The plants then increased their upper ground biomass rapidly. The upper ground biomass was 59 g after 69 days, which was 32% of the control biomass. These results strongly suggest that seedlings of kenaf can tolerate and acclimate to soils highly polluted with Pb. Although their acclimations took a long period of time, 30 days, kenaf plants could grow normally after the acclimations. The concentrations of Pb in leaves, barks of stems and cores of stems measured by atomic absorption spectrometry were 0.204, 0.211 and 0.407 ppm, respectively. After the acclimations, kenaf accumulated Pb at concentrations lower than 1.0 ppm. Phytoremediation with kenaf is necessary to research acclimations.

**Keywords:** acclimation, kenaf, Pb, phytoremediation, polluted soil

### 序論

工場跡地の再利用などで、基準値を超える重金属や揮発性有機化合物による汚染が見つかることは少なくない。国内で汚染が明らかとなった土地だけでも32万箇所におよび、その浄化対策費用は13兆円に達すると試算されている<sup>1)</sup>。土壌汚染対策法の成立や、土壌環境調査機関の増加とともに、土壌汚染に対する関心が高まっている。

トリクロロエチレンをはじめとする揮発性有機化合物の除染には、旧来の物理的・化学的方法に加え、生物を用いる新しい方法(バイオレメディエーション)が、日本でも適用されつつある。環境中で微生物を用いて有機化合物を分解するバイオレメディエーション法は、土壌から低濃度の有機化合物を除

去するのに莫大なエネルギーと費用を必要とする物理的・化学的方法よりも、低いエネルギーと費用で除染が行えるものとして期待されている<sup>2)</sup>。

しかし、重金属の除染には微生物による分解法は利用できない。微生物を使って重金属化合物を可溶化または無毒化することは可能であるが、毒性がある元素自体を除去できないためである<sup>3)</sup>。元素自身を除去し、汚染土壌の除染を行うバイオレメディエーション法に、維管束植物を用いるファイトレメディエーションがある。ファイトレメディエーションでは、維管束植物の蒸散に伴う水の流れを利用して、汚染物質を植物体内に回収することで除染を行う。

これまで、ファイトレメディエーションでは、鉍

山に自生する重金属耐性植物が用いられてきた。しかし、概してバイオマスが小さい耐性植物では、大量の汚染物質を回収することは難しかった。その後さまざまな植物で汚染土壌に対する耐性が試験され、鉱山に自生する植物以外でも、重金属を有効に回収する例が見つかってきた<sup>9)</sup>。本研究では、一次生産速度および蒸散速度が高く、蒸散に伴う水や土壌からの物質移動量が大きいことが知られているケナフ (*H. cannabinus*) に着目し、ファイトレメディエーションへの利用を検討した。特に、汚染例の多い鉛汚染土壌でケナフを栽培し、鉛がケナフの一次生産速度および生産構造へ与える影響と、植物体内への蓄積を調べた。

## 材料と方法

神奈川大学平塚キャンパス敷地内圃場から採取した土壌と高濃度鉛汚染土壌 (スミコンセルテック株式会社より供与) の鉛濃度を測定し、植物の栽培に用いた。45 リットルのプラスチック容器に土壌を充たし、ケナフ (*H. cannabinus* L. cv. Evergrades41、釜野徳明 神奈川大学名誉教授より供与) の種子を各容器の 3 箇所 に 5 粒ずつ分散し、計 15 粒を播種した。気温 30℃、湿度 65%、陽光ランプとマイクロ波ランプによる 12 時間明期/12 時間暗期 (2000  $\mu$  mol photons  $m^{-2} s^{-1}$ ) の光条件に制御した人工気象室 (小糸工業株式会社) 内で栽培を行った。栄養塩類の不足により生長が低下しないよう各容器に化成肥料 (飼料作物配合 246 号、N:P:K=12:14:6、全国農業協同組合連合会) 15 g を与え、十分な灌水を行い土壌の乾燥を避けた。

播種 7 日後、各 5 粒から発芽した個体のうち、生長の良い 2 個体を残して間引きした。播種 30 日後と 69 日後に、各容器の 3 カ所から 1 個体、計 3 個体の地上部を層別に刈り取り、各層の葉 (光合成器官)、茎 (支持器官)、腋芽 (分裂器官) および蕾 (生殖器官) の生重量を測定した。さらに、60℃で 14 日間乾燥後 (DRYING OVEN、SANYO)、乾燥重量を測定した。

ケナフの葉、茎 (靱皮・芯) は灰化後、原子吸光分析法により鉛濃度を測定し、生長に伴う土壌鉛成分の植物体への吸収を求めた。

## 結果と討論

キャンパス敷地内圃場の土壌 (非汚染土壌) からは鉛は検出されなかったが、汚染土壌からは 5310 ppm の非常に高濃度の鉛が検出された。

ケナフ種子は播種後 2~3 日で発芽した。発芽後、子葉に続き本葉が数枚展開するまでは非汚染土壌と

汚染土壌の個体の生長に違いは認められなかった。種子に蓄えられた栄養に依存した生長には土壌の鉛の影響は小さいためと考えられる。

播種から 10 日目以降、第三・第四葉が展開した。この後、汚染土壌の個体では新しい葉の展開が始まると古い葉が黄色く変色し、さらに、新しい葉が完全に展開すると古い葉が落葉した。また非汚染土壌個体が次第に大きな葉をつけるようになったのに対し、汚染土壌個体の葉は小さなままであった。このため、汚染土壌個体の葉の枚数、総葉面積は増加せず、茎の伸長も非汚染土壌の個体に比べ著しく遅延した。第三・第四葉以降の葉は土壌中の栄養塩類に依存して光合成一次生産を始めたため、汚染土壌の鉛の影響が表れたと考えられる。葉の展開とともに同数の古い葉が枯死する生長の遅延は、栄養塩類が極端に不足した場合にも認められる<sup>9)</sup>。化成肥料を十分に与えているにも関わらず生じた生長の遅延は、汚染土壌からの栄養塩類の取り込みにも何らかの障害が生じていることを強く示唆している。また、植物体の根系が枯死することなく、地上部にしおれが生ずることもなかった。このため、土壌からの水の取り込みへの鉛の影響は小さいと考えられる。

播種から 30 日目のケナフ地上高は、非汚染土壌で 100 cm に達したのに対し、汚染土壌では 50 cm に過ぎず 50% であり (図 1)、葉の枚数も平均 15 枚に対して、平均 9.0 枚であった。支持器官 (茎) の生重量に対する光合成器官 (葉) の生重量の比は、非汚染土壌個体の 110% に対して、汚染土壌個体は 42% であった。汚染土壌個体の光合成器官が極めて小さいことがわかる。非汚染土壌個体の地上部の乾燥重量が、平均 7.7 g であったのに対し、汚染土壌個体の乾燥重量は平均 0.26 g で、非汚染土壌個体の 3.3% に過ぎなかった (表 1)。

播種 30 日以降、汚染土壌個体の古い葉の落葉が遅くなり、葉の枚数が増加した。この光合成組織の生長の再開は、ケナフの鉛汚染土壌に対する強い馴化能力を示唆していた。生長再開後、汚染土壌個体は急速に生長し、播種から 69 日目のケナフ地上部は、非汚染土壌個体では 180cm に対し、汚染土壌個体

表 1. ケナフの乾燥重量(g)

	葉	茎	腋芽	生殖	合計
30日後					
非汚染土壌栽培ケナフ	4.02	3.69	0.00	0.00	7.71
鉛汚染土壌栽培ケナフ	—	—	0.00	0.00	0.26
69日後					
非汚染土壌栽培ケナフ	13.79	40.00	3.26	2.11	59.16
鉛汚染土壌栽培ケナフ	5.31	13.01	0.73	0.01	19.05

は約 160 cm と非汚染土壌個体の 89%まで回復した(図 2)。支持器官(茎)の生重量に対する、光合成器官(葉)の生重量の比は、非汚染土壌個体の 48%に対し、汚染土壌個体でも 44%となり、地上高、葉/茎比ともに汚染土壌個体の光合成器官が非汚染土壌個体に近い生産構造を取りつつあることがわかる。さらに、非汚染土壌個体の地上部の乾燥重量が、平均 59 g であったのに対し、汚染土壌個体は平均 19 g で、非汚染土壌個体の 32%にまで回復した(表 1)。馴化後には、汚染土壌でもケナフは高い光合成・一次生産が維持されていることを示していた。

播種から 69 日目の汚染土壌個体の葉、茎の靱皮、茎の芯の鉛濃度は、それぞれ 0.204、0.211、0.407 ppm であり、植物 1 個体あたりの地上部全体で 5.7 μg の鉛の吸収が認められた。毒性を持つ金属イオンには、銅、亜鉛、カドミウム、アルミニウムなど根に集積する金属イオンが多い。中でも鉛は茎や葉から非常に強く排除されることが知られている<sup>9)</sup>。本研究でもケナフ地上部の鉛濃度は低く、茎や葉から鉛が排除されていることが示された。今回は測定を行わなかったが、地下部根系へは高濃度で鉛が蓄積されている可能性もある。また、茎や葉からの鉛の排除を示すこれらの結果は、ケナフの鉛土壌への馴化機構が、発芽当初の栄養塩類を含む全ての金属イオンの排除から、鉛イオンの選択的排除への変化によることを示唆している。

茎・葉からの排除が鉛に比べ緩やかなカドミウムでは、汚染土壌から植物体への集積が知られており<sup>9)</sup>、ケナフも高い一次生産速度とともに汚染土壌からカドミウムを有効に回収する植物であることがわかっている。しかし本研究は、鉛汚染土壌からケナフの葉・茎への集積が一定量を超えないことを明らかにした。また、植物を使った汚染土壌からの鉛の回収を目指すファイトレメディエーションでは、地下部根系の解析が重要であることも本研究により強く示唆された。ファイトレメディエーションが活用される実際の汚染土壌の鉛濃度が、基準値前後のより低濃度であることを考えると、ケナフが鉛に対する高い順化能力を持ち、一定の鉛を集積することは、ファイトレメディエーションに有効な植物であることを示している。蒸散に伴う水の流れにより、根や根圏土壌への鉛の集積は今後の解析が必要である。

### 謝辞

本研究を進めるにあたり、多大なるご協力を賜ったスミコンセルテック株式会社の森田正氏、二見達也氏、西本研究室の西本右子助教授に深く感謝申し上げます。

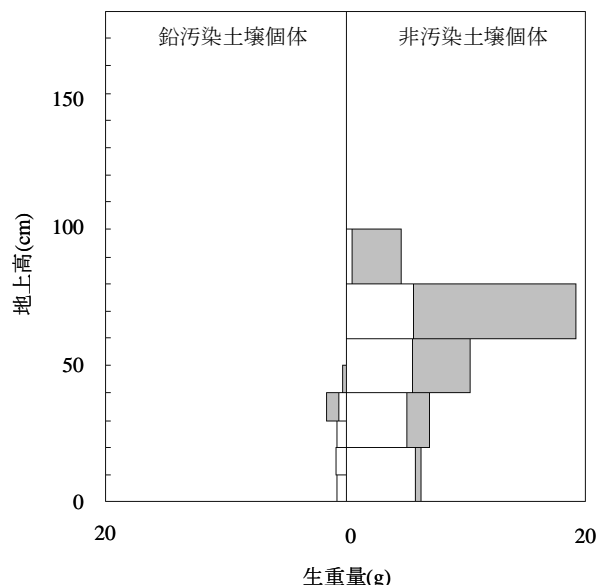


図 1. 播種 30 日後の生産構造. 地表からの高さごとの生重量を支持器官(白), 光合成器官(灰), 分裂・生殖器官(黒)に分けて測定した。

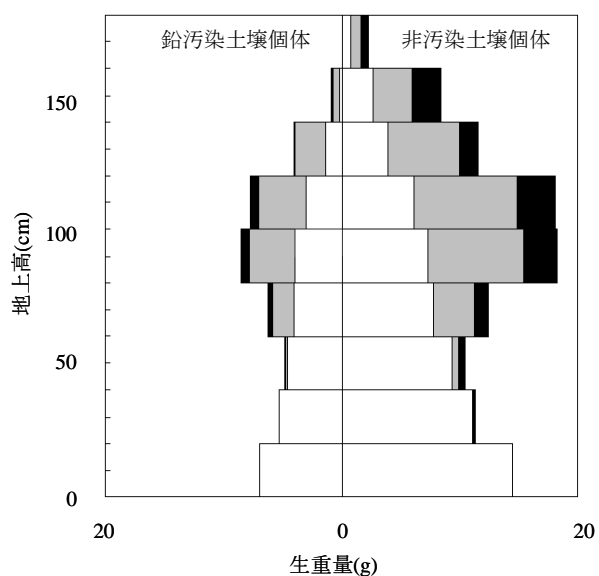


図 2. 播種 69 日後の生産構造. 地表からの高さごとの生重量を支持器官(白), 光合成器官(灰), 分裂・生殖器官(黒)に分けて測定した。

### 文献

- 1) 土壤環境センター編 (2000) 我が国における土壤汚染対策費用の推定—土壤汚染調査費用の推定—土壤汚染浄化費用の推定—. (社) 土壤環境センター.
- 2) Anderson WC (1997) バイオレメディエーションプロセスの種類と特徴, 第 3 章. バイオレメディエーション微生物による環境修復技術の実際. 軽部征夫監修 池上雄二, 角田英男訳 シュプリンガー・フェアラーク東京, pp. 22-171.
- 3) 大森俊雄 (2000) 重金属汚染の微生物除去, 第 8 章. 環境微生物学 環境バイオテクノロジー. (株) 昭晃堂. pp. 106-116
- 4) Schepers T(2003) Phytoremediation of heavy metals from soils. In: *Phytoremediation, Advance S in*

*Biochemical Engineering Biotechnology*. Springer-Verlag, Berlin. pp. 98-123.

- 5) Larcher W (1995) The utilization of mineral elements. In: *Physiological Plant Ecology*. Springer-

Verlag, Berlin. pp. 167-211.

- 6) Fitter AH and Hay RKM (1987) Ionic toxicity. In: *Environmental Physiology of Plants, 2nd ed.* Academic Press Inc, San Diego. pp.225-259.