

埋立物の土壌還元を目指す―焼却残渣の土壌化と長期挙動

(独) 国立環境研究所 (正) ○大迫政浩
北海道大学 (正) 田中信寿・(正) 東條安匡

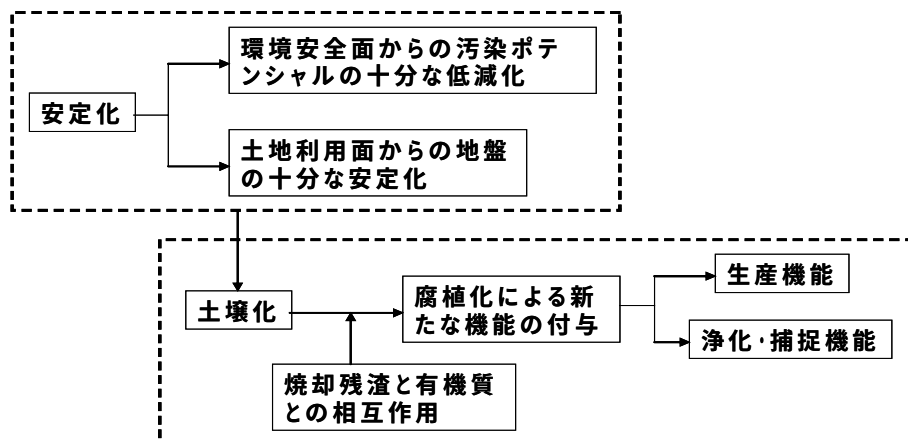
1. はじめに

有機物リッチなごみが埋め立てられていた頃の埋立処分場の機能には、「土壌への還元」が挙げられていた。しかし、可燃ごみのほぼ全量が焼却されている現在では、焼却残渣と不燃物が埋立物の主体である。市民と埋立地について話し合う場で、「埋め立てられたごみは土壌に還るのか」という質問を良くされる。その質問の裏には、「人間活動によって生じた人工的な不要物が自然に還らず、ましてや有害物質が半永久的に残存することは許容されないのではないか」との批判が伝わってくる。有機物リッチの条件では、ある意味コンポストのような土壌化のイメージは持ちやすいが、焼却残渣の土壌化とはどのような状態であろうか？日本の肥沃な黒ボク土などは、堆積した火山噴出物（火山灰）が物理化学的及び生物学的な作用を含む風化（weathering）を受けて、気の遠くなるような長い年月をかけて形成されたものと考えられる。同様のアナロジーで考えれば、無機物主体の焼却残渣も超長期的には土壌化するものと考えられる。しかし、そもそも土壌化とはどのような状態を言うのか、どのぐらいの時間が必要なのか、また途中どのようなプロセスをたどるのか、人工的に weathering を促進させ土壌化の時間を短縮できないのか、など多くの疑問があるが、現段階では何も分かっていないに等しい。

そこで、そのような質問に答えるための第一歩として、ここでは焼却残渣の土壌化に焦点をあてて、従来の知見を整理しつつ、特に土壌化と有害物質の長期的挙動の関連から考察したい。

2. 「安定化」と「土壌化」の状態

一般的な概念・定義と異なっているかもしれないが、筆者らは埋立処分過程における「安定化」と「土壌化」を概念的に図－1のように整理している。「安定化」は、環境安全面からの汚染ポテンシャルの十分な低減化と土地利用面からの地盤の十分な安定化を意味している。前者については、「汚染ポテンシャル」の定義付けがさらに必要であり、科学的には汚染事象の形態や想定する環境条件によって様々な定義付けが可能である。一方、後者については、土地利用の方法によって求められる物理的な地盤の条件が異なることから、一義的に安定化された状態・レベルが決まるものではない。



図－1 埋立処分過程における焼却残渣の「安定化」と「土壌化」の意味

【連絡先】〒305-8506 つくば市小野川 16-2

(独) 国立環境研究所 循環型社会形成推進・廃棄物研究センター 大迫政浩

TEL 029-850-2835 FAX 029-850-2830 E-mail mosako@nies.go.jp

土壌学における土壌の定義¹⁾では、土壌 (soil) とは、「地殻の表層において岩石・気候・生物・地形ならびに土地の年代といった土壌生成因子の総合的な相互作用によって生成する岩石圏の変化生成物であり、多少とも腐植・水・空気・生きている生物を含みかつ肥沃度をもった、独立の有機-無機自然体である」、としている。それを踏まえ、筆者らは焼却残渣の土壌化を、焼却残渣と有機質との相互作用の過程で、有機質の腐植化による焼却残渣への新たな機能の付与と考えている。新たな機能としては、動植物の生産機能や有害物質に対する浄化・捕捉機能が考えられる。このように、筆者らの考える「安定化」と「土壌化」は同義ではなく、土壌化は腐植化反応を伴う安定化現象の一側面として位置づけている。

3. 焼却残渣の土壌化

3.1 有機質と焼却残渣固体マトリックスとの相互作用

それでは焼却残渣の土壌化は本当に可能なのであろうか？また、土壌化の主反応現象である腐植化反応は、有害物質の浄化・捕捉機能にどの程度寄与するのであろうか？この問いに対しては、長期的なスパンで現象の説明が必要である。腐植物質は一部の重金属類と錯結合しやすい。また、ダイオキシン類や PCB、PAH などの疎水性有機汚染物質とも結合（収着）しやすい性質を持っている。したがって、焼却残渣固体マトリックスに存在する腐植物質は、有機性・無機性汚染物質に対する捕捉機能を有している。しかし、腐植物質のなかでもフミン酸やフルボ酸は溶解性物質なので、重金属類や疎水性有機汚染物質との複合体（コンプレックス）が溶解性として存在する場合もあり、特にアルカリ側で溶解性が高まる。焼却残渣は初期にはアルカリ性を呈することから、有害物質との複合体は不安定な状態で存在することになる。また、焼却残渣固体マトリックスの吸着能力を超えてフミン酸やフルボ酸が存在すると、吸着しきれず残存する溶解性のフミン酸・フルボ酸との複合体をつくり汚染物質も同時に溶解する。さらに、これらの物質は天然の界面活性物質であり、ある臨界濃度を超過して存在するとミセルを形成し、多量の汚染物質が溶解してくる可能性がある²⁾。以上のようなメカニズムについて、ダイオキシン類を例として概念的に図-2に示した。

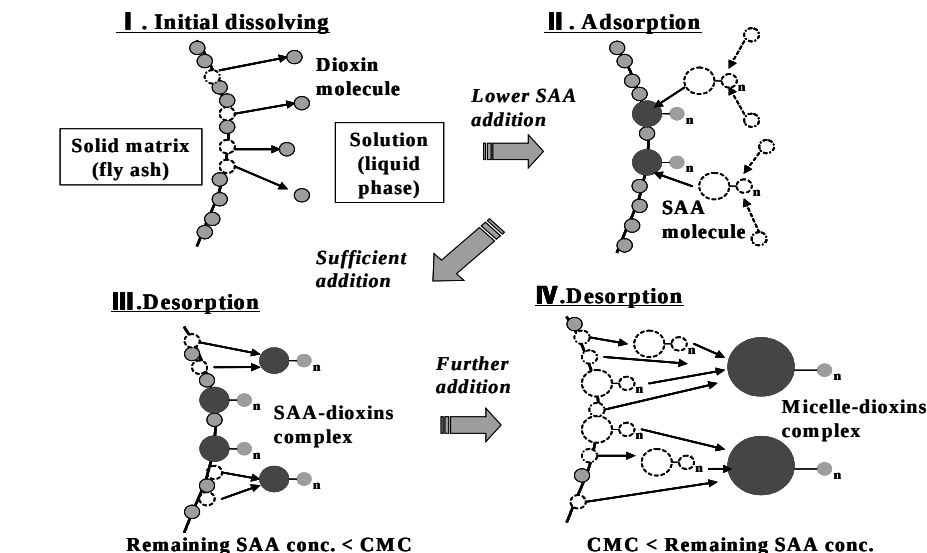


図-2 界面活性作用をもつ物質（フミン酸等）とダイオキシン類との相互作用²

3.2 土壌化における安定化の条件

3.1で述べた腐植物質との相互作用における汚染物質の捕捉・溶解メカニズムを基にすれば、焼却残渣の土壌化による安定化の条件として、

- ①有機質の腐植化を進行させ、汚染物質との結合能を高めること
- ②焼却残渣固体マトリックスの腐植物質に対する吸着能を高めること
- ③吸着能力を超える過剰の溶解性腐植物質との共存・接触を避けること

が、考えられる。土壌学や農学では、フミン酸およびフルボ酸のような腐植物質に対する金属イオンの蓄積・移動性および土壌や粘土などへの吸着に関する研究が多く行われている。例えば、Rashid³⁾、⁴⁾ および Ong ら⁵⁾ の腐植物質に対する金属イオンの蓄積量は、イオン価およびイオンの半径、溶液のイオン強度によって異なると述べているが、一般的には、フミン酸は吸着され蓄積性が高いが、フルボ酸は移動性が高く、環境水中の腐植物質のほとんどがフルボ酸である。腐植化の進行と汚染物質の蓄積・移動量についての研究は少なく、コンポスト化における腐熟の進行によって農薬が強く固定化され移動性が小さくなったとする報告などが若干ある。腐植物質の土壌や粘土などへの吸着量は、固体質の有機物質の含量、aluminum oxide、gibbsite、goethite、hematite の鉱物^{6), 7) 8)}、塩酸抽出性 Fe および Al⁹⁾、dithionite extractable Fe¹⁰⁾、表面の非結晶質の Al や Si の含量¹⁰⁾ によるとしている。したがって、焼却残渣の土壌化による安定化には、このようなメカニズムを有効に機能させることが重要である。図-3 に土壌化に伴う汚染物質の安定化のイメージを示した。

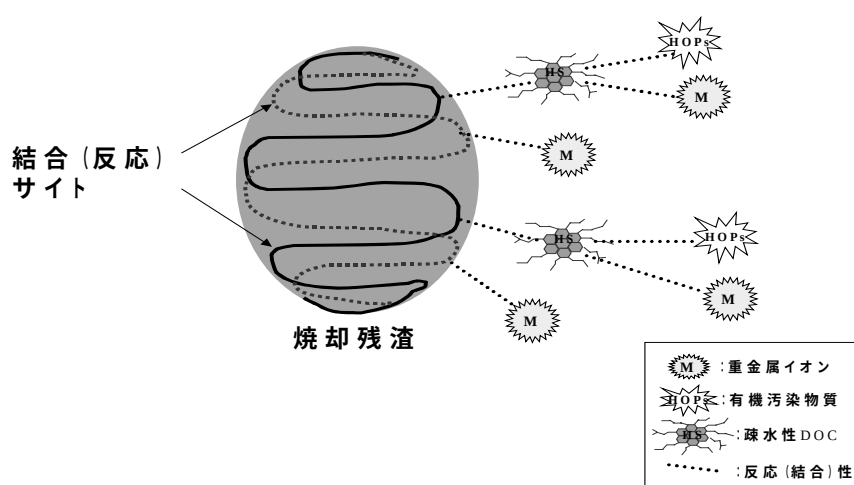


図-3 腐植物質存在下での無機性・有機性汚染物質と焼却残渣の相互作用に伴う安定化

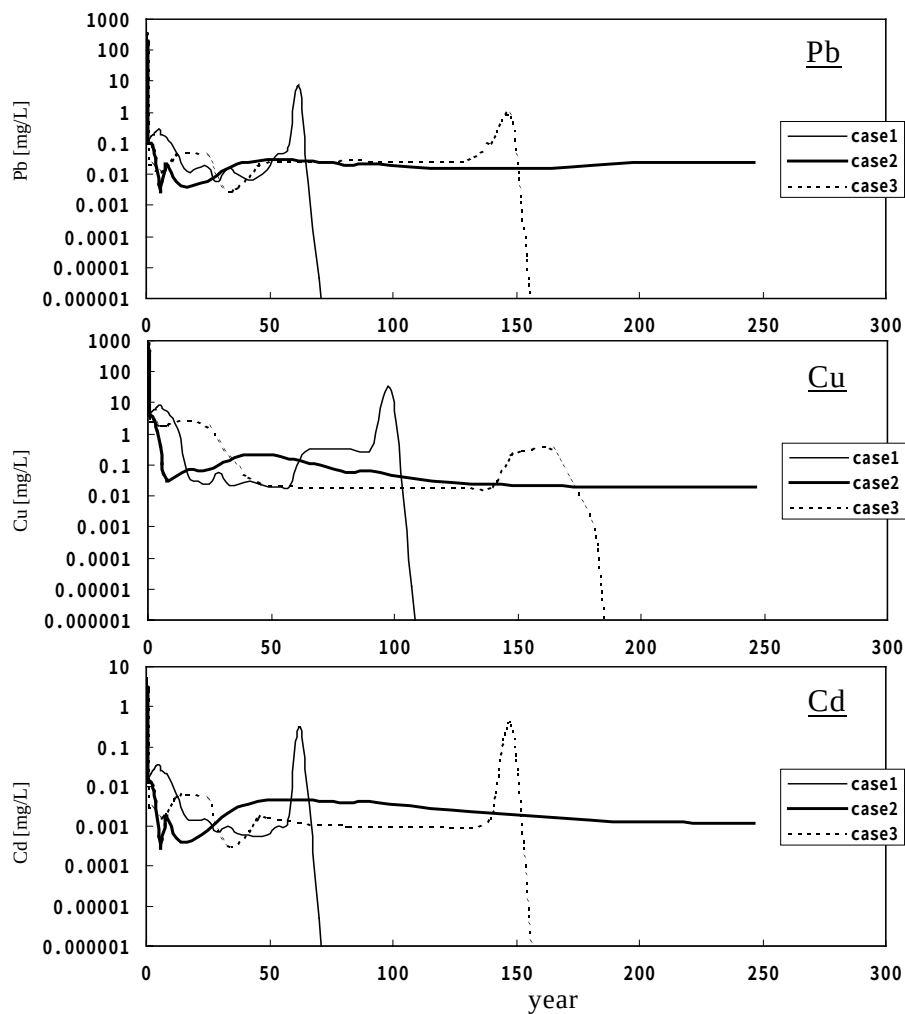
4. 焼却残渣中の有害物質の長期挙動に及ぼす有機物の影響と土壌化促進の可能性

4.1 長期挙動シミュレーションモデルを用いた予測の試み

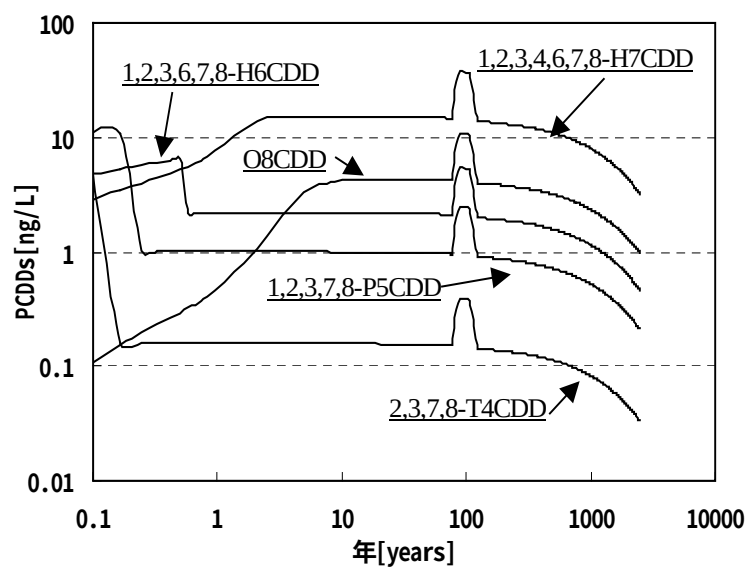
筆者らは、焼却残渣主体の埋立層内における有害物質等の長期的挙動を予測するためのシミュレーションモデルを作成中（田中・東條：数値モデル開発、大迫：腐植物質と有害物質の相互作用パラメータ決定）である。含まれる有機、無機物質の生物分解、溶解等に伴う種々の物質の液相中生成、溶解とそれによる pH 環境等の変化、pH 環境変化による有害物質の溶解や生物分解に伴う生成成分と固体マトリックス、生成成分間の相互作用をモデル化しており、いまだ不完全ではあるが、従来のモデルに比較して腐植物質との相互作用が考慮されている点が特徴的である。プロトタイプではあるが、現段階でのモデルを用いて、埋立の初期条件に対していくつかのケースを想定した計算結果¹¹⁾を紹介したい。

図-4 は重金属、図-5 はダイオキシン類のシミュレーション結果である。有機物の分解による無機炭素（炭酸）の供給と Ca 溶解等とのバランスによる pH 変化に重金属の長期的挙動は主に影響されると予測された（図-4 参照）。また、図-5 においては、溶解性ダイオキシン類の濃度レベルは現実と比較してかなり高い結果となっているが、腐植物質との複合体の形態で溶解性ダイオキシン類の溶出が長期にわたって継続する結果となった。重金属の挙動には腐植物質との相互作用は現段階では考慮していないが、このような結果からは、腐植物質が有害物質の捕捉・固定化による安定化に貢献するとはいえない。しかし、現段階では、

- ① 重金属との腐植物質の相互作用について考慮していない。
- ② 腐植物質の中でも、固体マトリックスへの吸着結合性がきわめて強いものと、比較的移動性が高いものがあり、どちらかといえばフミン酸は前者でフルボ酸は後者に該当する。重金属やダイオキシン類の腐植物質との相互作用においては、両者を別々に考慮する必要があり、たとえば実際の浸出水中にはフル



図ー４ １セルにおける浸出水中の重金属（Pb、Cu、Cd）の挙動シミュレーション結果
 (Case 1：実際の埋立地を想定（易分解性：難分解性：非分解性：無機物=2：13：20：65）、Case 2：焼却灰のみを想定したケース（同=1.8：0.9：0.3：97）、Case 3：ライシメータ実験を想定（同=6：3：1：90）



図ー５ １セルにおける浸出水中のダイオキシン類濃度のシミュレーション結果（Case 1）

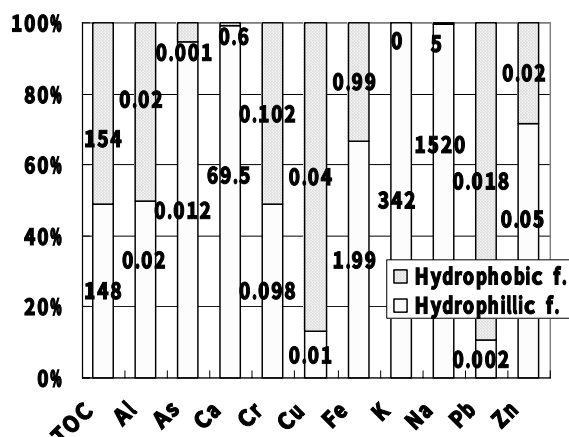
ボ酸が多く、ダイオキシン類の分配はフミン酸に対してよりもかなり小さいことが考えられる（現在のモデルではフミン酸での分配に関するパラメータを採用）。

- ③ 埋立層内の腐植物質は時間経過とともに腐植化が進み、有害物質との相互作用の程度も変化すると考えられるが、現在のモデルでは考慮されていない、

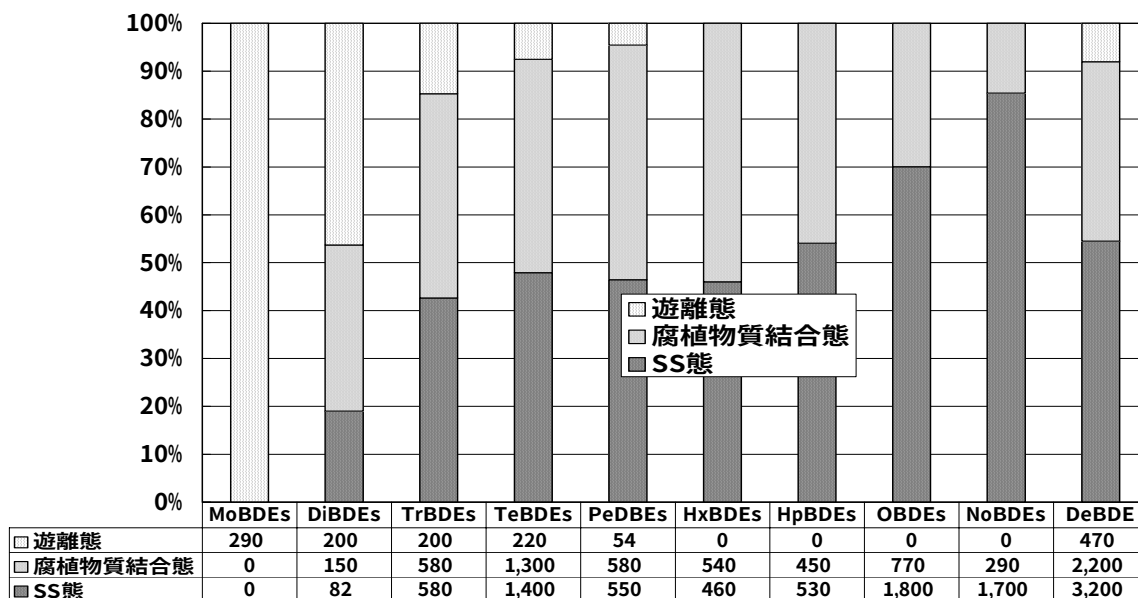
などの問題があり、①～③が十分考慮されれば、有害物質の捕捉・固定化能が高く評価され、浸出水中の濃度もかなり減少することが考えられる。

4.2 土壌化促進の可能性

4.1 のシミュレーションモデルでも推察されるが、腐植物質の存在は有害物質の挙動に大きな影響を与える。図－6¹²⁾、図－7¹²⁾ は、焼却残渣と下水汚泥等の有機物が混合されて埋め立てられている処分場からの浸出水中に含まれる重金属類の形態別濃度（腐植物質結合態：Hydrophobic、遊離態：hydrophilic）と疎水性有機汚染物質の例としてポリブロモジフェニルエーテル（PBDEs）の同族体別の形態別濃度（SS 態、腐植物質結合態、遊離態）をそれぞれ示している。重金属類については、腐植物質と錯生成能の高い銅（Cu）と鉛（Pb）の腐植物質結合態の割合が圧倒的に高い。PBDEs については、臭素数が多くなり疎水性が強くなるほど、腐植物質結合態、さらに SS 態の割合が高くなっていることがわかる。これらの結果からも、腐植物質が液相中に存在する状況では有害物質の浸出能を高める可能性があることがわかる。逆に、固相中に強固に止めておくことができれば、腐植物質との親和性を利用して有害物質を固相中に捕捉・固定化できる可能性もある。



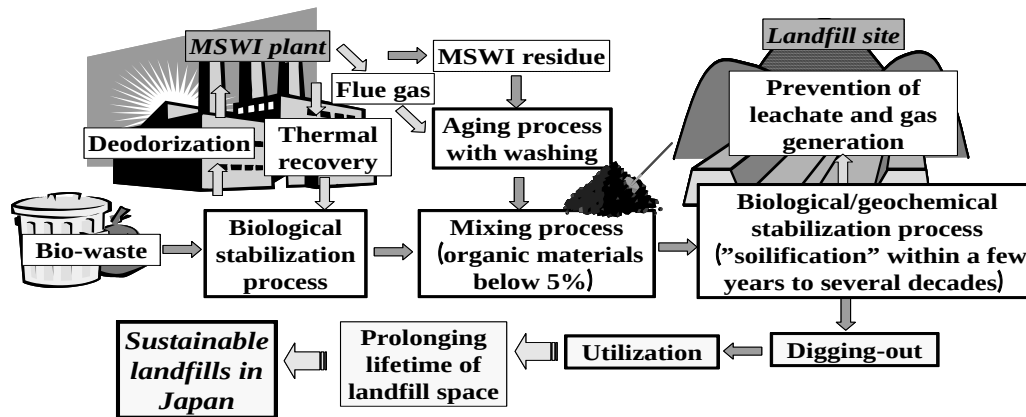
図－6 浸出水中の金属類の形態別割合



図－7 浸出水中のPBDEsの形態別存在割合（表中の値の単位は pg/L、0 は N.D. を表す）

そこで大迫ら¹³⁾は、図－8のような土壌化促進のコンセプトを描き、その実証方法について検討中である。すなわち、土壌化による安定化を進めるためには、焼却残渣に新たに腐植化の進んだ有機物を添加する促進土壌化技術のコンセプトである。促進エージングにより焼却残渣を洗浄・中和させ、重金属類の鉱物学的安

安定化と腐植物質に対する吸着能を高め、そこに腐植化が進行したコンポスト様の有機物残渣（質が悪くリサイクルできないもの）をごく少量の割合混ぜて埋め立て、埋立地を土壌化・安定化反応器と考えて早期に安定化を図るものである。安定化の後に掘り起こして利用し、埋立スペースをリニューアルすることも可能である。これまで、焼却残渣に5%のコンポストを混ぜて7年間置いた場合の安定化の状態などを観察・検討した^{13), 14)}。このようなアプローチは、欧州における MBP によって生じた処理物と焼却残渣の co-disposal という現実的な問題の科学的解釈にも通じるものである。



図－8 焼却施設の機能を活用した埋立地再生のための促進土壌化技術の概念¹³⁾

参考文献

- 1) 大羽裕、永塚鎮男、“土壌生成分類学”、株式会社養賢堂、東京、11-12、1988
- 2) M. Osako and Y. Kim: Influence of coexisting surface-active agents on leachability of dioxins in raw and treated fly ash from an MSW incinerator, Chemosphere54, (2004)105-116
- 3) Rashid, M.A., Role of humic acids of marine origin and their different molecular weight fractions in complexing di- and tri- valent metals, Soil Sci. 111: 298-306. 1971.
- 4) Rashid, M.A., Absorption of metals on sedimentary and peat humic acids, Chemical Geology, 13: 115-123, 1974.
- 5) Ong, L.H., Bisque, R.E., Coagulation of humic colloids by metal ions. Soil Sci. 106: 220-224, 1968.
- 6) Davis, J.A., Adsorption of natural dissolved organic matter at the oxide/water interface, Geochim. Cosmochim. Acta., 46: 2381-2393, 1982.
- 7) Sibanda, H.M., Young, S.D., Competitive adsorption of humus acids and phosphate on goethite, gibbsite, and two tropical soils, J. Soil Sci., 37: 197-204, 1986.
- 8) Tipping, E., The adsorption of aquatic humic substances by iron oxides, Gerchim. Cosmochim. Acta., 45: 191-199, 1982.
- 9) McDowell, W.H., Wood, T., Podzolization: Soil processes control dissolved organic carbon concentrations in stream water, Soil Sci., 137: 23-32, 1984.
- 10) Jardine, P.M., Weber, N.L., McCarthy, J.F., Mechanisms of dissolved organic carbon adsorption on soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 53: 1378-1385, 1989.
- 11) 大迫政浩 他、廃棄物最終処分場における微量汚染物質の長期的挙動とその制御方策に関する研究、環境保全研究成果集（環境省公害一括計上研究）（2003）
- 12) 未発表（投稿準備中）
- 13) Osako, M. and Kim, Y-J., Accelerated soilification technology of MSW incineration residue for landfill site renewal, The 2nd ICLRS, pp.192-193, 2002
- 14) Kim, Y-J. and Osako, M., Investigation on the humification of municipal solid waste incineration residue and it is effect on the leaching behavior of dioxins, Waste Management, submitted