

Title	脱石膏によるアルカリ土壌改良と安定食糧生産の実践
Sub Title	
Author	松本, 聡(Matsumoto, Satoshi) 千, 小乙(Chon, Soru)
Publisher	慶應義塾大学産業研究所
Publication year	
Jtitle	KEO discussion paper. G : 『アジア地域における経済および環境の相互依存と環境保全に関する学際的研究』 (KEO discussion paper. G : "Inter-disciplinary studies for sustainable development in Asian countries"). No.G-147
JaLC DOI	
Abstract	はじめにアルカリ土壌とは土壌反応がpH8.5以上、土壌の交換性塩基のうちナトリウムの占める割合が15%以上の土壌を指し、塩類土壌の一種類である。世界の乾燥地、半乾燥地に一般的に認められる土壌であるが、実用的な土壌改良が見つからないままにされてきた問題の大きい土壌である。アルカリ土壌が塩類土壌の一種でありながら塩類土壌と区別される理由はその植物の生育環境への反応が塩類土壌とは著しく異なる点とその改良の方法がきわめて困難な点にある。すなわち、土壌のpHが8.5以下の通常の塩類土壌では耐塩性の植物を中心に植物の繁茂は見られるが、アルカリ土壌では土地からほとんどの植物が消失し、土地が裸地化するほど植生への影響は大きいということと、通常の塩類土壌では排水・除塩処置によりその改良は比較的容易であるのに対して、アルカリ土壌では後述するように土壌の透水性がきわめて悪く、灌水などの処置ではその土壌改良がほとんど進まない点にある。中国には東北部から中西部にかけてアルカリ土壌または塩類アルカリ土壌が広く分布し、その面積は32万km ² に達すると推定されているが、これら中国のアルカリ土壌のなかでもとくに中国東北部に分布する土壌は元来非常に肥沃な黒色草原土壌(USDAの土壌分類ではモリソルと呼ばれる)の土壌表層部にアルカリ土壌が十数センチメートルにわたって堆積していることが明らかなり、作物の生育が悪く、荒地状態に放置されている。経済成長率の高い中国ではあるが、同時に人口増加率も依然として高い同国にあって、食糧の自給自足は重要な国策であることに変わりはない。そればかりではない。図1に示すように、世界の優良農地は今や全陸域の11%にしかない状況で、増加し続ける地球の人口を維持していくための新たな食糧生産地の拡大は世界的にみても重要な意味をもっている。このように食糧生産の今後を見通した背景から考えても、本来肥沃な土地であったこの地のアルカリ土壌を改良し、新たな食糧生産基地を形成することは、中国だけに止まらず世界的にもきわめて大きな意義を有していると考えられる。ところで、アルカリ土壌の改良の基本的概念は二十数年前にオーストラリアで開発されていた。にも拘わらず、世界の多くのアルカリ土壌に実用規模で適用されてこなかった理由の一つはアルカリ土壌に対する改良資材の主体をなす石膏(硫酸カルシウム)を大量に、安価でどのように入手するかという市場経済に基づくところがきわめて大きかったと考えられる。すなわち、上述のように世界の優良農地は確かにきわめて少ない状況にはあるが、土壌改良資材以外に需要量の大きい石膏をアルカリ土壌改良資材として、世界の食糧生産農地を拡大するために大量に使用しなければならないほど、世界の食糧の需要供給は現在も逼迫した状態にはないと見るのが市場経済の原理であろう。このようにみると、アルカリ土壌改良によって安定な食糧生産基盤を達成することの現時点での意義はそれほど大きくはないと見られるが、実際そうであろうか。筆者は本プロジェクトで得られた石膏資材の生産方法ならびにそれを用いて行ったアルカリ土壌改良の意義は単に不良土壌改良による食糧生産地の拡大に止まらない地球規模の環境修復に繋がる大きな意義を有していると考えられる。以下には、このような意義も随所に取り入れて述べてみたいと思う。
Notes	表紙上部に"日本学術振興会未来開拓学術研究推進事業複合領域「アジア地域の環境保全」"の表示あり
Genre	Technical Report
URL	https://koara.lib.keio.ac.jp/xoonips/modules/xoonips/detail.php?koara_id=AA12113622-00000147-0001

慶應義塾大学学術情報リポジトリ(KOARA)に掲載されているコンテンツの著作権は、それぞれの著作者、学会または出版社/発行者に帰属し、その権利は著作権法によって保護されています。引用にあたっては、著作権法を遵守してご利用ください。

The copyrights of content available on the Keio Associated Repository of Academic resources (KOARA) belong to the respective authors, academic societies, or publishers/issuers, and these rights are protected by the Japanese Copyright Act. When quoting the content, please follow the Japanese copyright act.

脱硫石膏による
アルカリ土壌改良と安定食糧生産の実践

松 本 聰
千 小 乙

No.G－147

学振未来 WG3－24

脱硫石膏によるアルカリ土壌改良と安定食糧生産の実践

秋田県立大学・生物資源科学部 松本 聡
東京大学大学院農学生命科学研究科 千 小 乙

はじめに

アルカリ土壌とは土壌反応が pH8.5 以上、土壌の交換性塩基のうちナトリウムの占める割合が 15%以上の土壌を指し、塩類土壌の一種類である。世界の乾燥地、半乾燥地に一般的に認められる土壌であるが、実用的な土壌改良が見つからないままにされてきた問題の大きい土壌である。アルカリ土壌が塩類土壌の一種でありながら塩類土壌と区別される理由はその植物の生育環境への反応が塩類土壌とは著しく異なる点とその改良の方法がきわめて困難な点にある。すなわち、土壌の pH が 8.5 以下の通常の塩類土壌では耐塩性の植物を中心に植物の繁茂は見られるが、アルカリ土壌では土地からほとんどの植物が消失し、土地が裸地化するほど植生への影響は大きいということと、通常の塩類土壌では排水・除塩処置によりその改良は比較的容易であるのに対して、アルカリ土壌では後述するように土壌の透水性がきわめて悪く、灌水などの処置ではその土壌改良がほとんど進まない点にある。

中国には東北部から中西部にかけてアルカリ土壌または塩類アルカリ土壌が広く分布し、その面積は 32 万 km²に達すると推定されているが、これら中国のアルカリ土壌のなかでもとくに中国東北部に分布する土壌は元来非常に肥沃な黒色草原土壌（USDA の土壌分類ではモリソルと呼ばれる）の土壌表層部にアルカリ土壌が十数センチメートルにわたって堆積していることが明らかなり、作物の生育が悪く、荒地状態に放置されている。経済成長率の高い中国ではあるが、同時に人口増加率も依然として高い同国にあって、食糧の自給自足は重要な国策であることに変わりはない。そればかりではない。図 1 に示すように、世界の優良農地は今や全陸域の 11%にしかない状況で、増加し続ける地球の人口を維持していくための新たな食糧生産地の拡大は世界的にみても重要な意味をもっている。このように食糧生産の今後を見通した背景から考えても、本来肥沃な土地であったこの地のアルカリ土壌を改良し、新たな食糧生産基地を形成することは、中国だけに止まらず世界的にもきわめて大きな意義を有していると考ええる。

ところで、アルカリ土壌の改良の基本的概念は二十数年前にオーストラリアで開発されていた。にも拘わらず、世界の多くのアルカリ土壌に実用規模で適用されてこなかった理由の一つはアルカリ土壌に対する改良資材の主体をなす石膏（硫酸カルシウム）を大量に、安価でどのように入手するかという市場経済に基づくところがきわめて大きかったと考えられる。すなわち、上述のように世界の優良農地は確かにきわめて少ない状況にはあるが、土壌改良資材以外に需要量の大きい石膏をアルカリ土壌改良資材として、

世界の食糧生産農地を拡大するために大量に使用しなければならないほど、世界の食糧の需要供給は現在も逼迫した状態にはないと見るのが市場経済の原理であろう。このようにみると、アルカリ土壌改良によって安定な食糧生産基盤を達成することの現時点での意義はそれほど大きくはないと見られるが、実際そうであろうか。筆者は本プロジェクトで得られた石膏資材の生産方法ならびにそれを用いて行ったアルカリ土壌改良の意義は単に不良土壌改良による食糧生産地の拡大に止まらない地球規模の環境修復に繋がる大きな意義を有していると考える。以下には、このような意義も随所に取り入れて述べてみたいと思う。

1. 塩類土壌の生成とその分布

塩類土壌の生成には水、塩類および気候が決定的な生成因子となっているので、土壌の母材（土壌を構成している無機材料のことで、主として岩石を指す）に関係なく出現することができる。ここでいう塩類とは主として岩石中に含まれているナトリウム、カリウム、カルシウム、マグネシウムの塩基類が塩化物、硫酸塩、炭酸塩、重炭酸塩などの塩となって存在している状態を塩類と一般に呼んでいる。地球上の陸域に分布する塩類土壌は降水量の少ない乾燥地、半乾燥地において、これらの塩類が雨で洗脱(溶脱)される割合が少ないために土層の浅い部分や表層土に集積して起る土壌である。しかし、塩類土壌の地球上での実際の分布は、季節のある時期に限って出現する地域的な分布もあって、塩類土壌の分布面積を固定して集計することには困難さを伴う。したがって、以下にはどのような種類の塩類土壌が地球上のどの地域に存在するかを概観する。

1. 1 塩類土壌の種類と定義

世界の恒常的な塩類土壌の分布を示せば、図2のごとくである。塩類土壌は通常の作物の生育に対して悪影響を及ぼすほどの可溶性塩類を含有する土壌を一般に塩類土壌と呼んでいる。ここで、通常の作物といっているのは植物には元来塩類に対して抵抗性を有し、塩類濃度が高くても生育には何ら支障を来たさない耐塩性の植物や、塩類がある程度含まれていないと正常な生育を行わない好塩性の植物があって、これらの植物から品種改良された作物は概して塩類濃度の影響をあまり大きく受けない性質を有していて、これらの耐塩性または好塩性作物と多くの非耐塩性作物とをともに論ずると塩類土壌の実際的な分類が非常に複雑になり、実用化しにくいからである。

USDA（アメリカ合衆国農務省）は土壌の水飽和溶液の電気伝導度（EC, Electric Conductivity, dS/m）、土壌の交換性ナトリウムの陽イオン交換座（CEC, Cation Exchange Capacity, cmol（+）/kg soil）に占める割合（ESP, Exchangeable Sodium Percentage）および土壌のpHから塩類土壌を表1のように分類している。

一方、ロシアや東ヨーロッパの土壌分類では塩類土壌に対して上記の分類とは別の呼称が従来用いられている。すなわち、炭酸ナトリウム含量が少なく、土壌のアルカリ反応が弱い土壌で、可溶性塩類としてナトリウム、カルシウム、マグネシウムなどの塩化

物、および硫酸塩を含む土壌をソロンチャック (solonchak) 土壌と呼び、表 1 の塩性土壌にほぼ対応している。また、炭酸ナトリウムを多量に含み、アルカリ反応が強い土壌で、下層土がしばしば柱状構造を量する土壌はソロネッツ (solonets) 土壌と呼び、表 1 のアルカリ土壌またはアルカリ - 塩性土壌に対応している。

1. 2 塩類土壌の生成と分布

塩類土壌は乾燥地または半乾燥地に主として分布し、その生成は降水量よりも蒸発散量が凌駕する地域で、塩基の供給量が多く、何らかの理由で地下水位が高くなったところに通常出現する。先に述べたように、水可溶性塩類が土壌に大量に集積するには、雨で洗脱される機会が少ないことが必須条件である。図 3 は乾燥地域と湿潤地域における水の収支の例を示したもので、A は乾燥地域を、B は湿潤地域の例をそれぞれ示している。図中、黒色部を示した部分は降水量が蒸発散量を上回る期間を示しており、湿潤地域では年間の大半が、逆に乾燥地域では年間のごく限られた時期に限ってそれぞれ降水量が蒸発量を凌駕している。すなわち、このような時期での土壌の水分状態は湿潤状態にあって、土壌中の水溶性成分は土層の上層部位から下層部位に洗脱される時期にあり、逆に白色の部分は激しい蒸発散力で土壌中の水分は下層から上層に向けて強いフラックス（流れ）が生じているといえる。

一方、乾燥地域の気温の特徴は日中の気温と夜間の気温との差（日較差）が 30℃ 以上にもなり、熱膨張率の異なる鉱物から構成されている岩石は強い物理的風化を受け、長年月の間には土壌が細かな粉態を呈するまでになっている。水の影響をあまり受けることがないこれらの土壌にはアルカリ金属（土壌中で一般的に認められる元素でいえば、ナトリウム、カリウム）、アルカリ土類金属族（土壌中で一般的に認められる元素でいえば、カルシウム、マグネシウム）を主体とする塩基類がそのまま遊離の塩類となって土壌に保持されている。

乾燥地あるいは半乾燥地で土壌の表層部位に塩類が集積し、塩類土壌を生成するようになるのは上記で述べた水収支と土壌中に大量の塩類が存在する状況に加えて、塩類が水で上層に運搬されるためである。この現象は通常の乾燥地の水分状態では起らない。塩類土壌が生成されるには大量の水が乾燥地に導入されるような人為的または地形的な条件が必要である。人為的な水の導入はいうまでもなく乾燥地におけるかんがいを意味し、地形的な要因としては窪地のような凹面の地形に周囲の地形から雨水、河川水、かんがい水が浸透・集水して、凹地に停滞する場合である。いずれの場合も下層土のある部分に水が停滞水となって一次地下水を形成し、その部位から水の毛管上昇によって水溶性塩類が表層土に運搬集積し、塩類土壌として発達する。このように、塩類土壌の生成は一次地下水の形成と水による塩類の運搬とを常に伴うので、塩類土壌は乾燥地では恒常的に存在するというよりも、遷移的に出現する土壌とみるのが实际的である。図 4 には地下水位と塩集積の関係を示した。

1. 3 アルカリ土壌の生成機構・性質と中国におけるその分布

アルカリ土壌は土壌コロイド（主として土壌の粘土と腐植）が長期間 Na_2CO_3 または NaHCO_3 を主成分とする地下水と接触する過程で生成されるもので、その概略を示せば図5のようである。地下水中の NaHCO_3 または Na_2CO_3 の生成は岩石が風化される際に放出されたナトリウムイオンが加水分解を受けて NaOH となり、空气中または土壌中の CO_2 を吸収することによりもたらされる。土壌コロイド表面で起るイオン吸着がナトリウムイオンによってほぼ独占的に占められると、土壌コロイド粒子は分散した状態になり、この状態で乾燥過程に入るとそのままの形で凝集するので、土壌はきわめて緻密な構造となって固化する。そして、土壌の硬度は著しく上昇し、つるはしで土層を破壊しようとしても破碎が困難なぐらいまで固化が進行する。ナトリウムコロイドが凝集してできた土層はナトリック（*natric*）土層と称じられ、作物はもちろん雑草すらも生育はほとんどできない状態となり、植物の培地としてもっとも劣悪な土壌となる。およそ塩類土壌のなかで、アルカリ土壌を除く塩類土壌は塩類濃度の高くない水によって土壌をリーチングし、除塩することはそれほど困難ではないが、アルカリ土壌は緻密な *natric* 土層の存在でリーチングはまったくできず、水による除塩効果はほとんど期待できない。

中国におけるアルカリ土壌の分布は内蒙古自治区、吉林省、黒竜江省、遼寧省、新疆維吾爾自治区、河北省、陝西省、青海省の乾燥地、半乾燥地広く分布し、とくに北緯40度以北の中国東北部、北部に集中的に存在しており、その面積は10万 km^2 を下らないと推定されている。これらの広大なアルカリ土壌を土壌改良することは中国の食糧生産上、きわめて大きな意義を有しているが、上述したようにその改良がきわめて困難であるため、現在はまったくといっていいほど手が付けられない。表2および3には通常の塩類土壌（非アルカリ土壌）とアルカリ土壌の土壌分析結果をそれぞれ示した。これらの表から明らかなように塩類土壌を構成する塩の種類によって土壌反応非常に異なることが示されている。

1. 4 中国・東北部およびモンゴル草原におけるアルカリ土壌生成の特徴

世界に分布する土壌の種類のうち、農耕地土壌として使用されているもっとも肥沃な土壌の一つに黒色草原土壌（アメリカ農務省の土壌分類（*Soil Taxonomy*）ではモリスル（*Mollisol*）という）があり、北半球には東欧、ウクライナ、モンゴル草原、中国東北部、アメリカ合衆国中央平原と中緯度付近をほぼ帯状に分布し、何れも半乾燥地帯にある。

以下には、中国・東北部の栽培農業の変遷と地下水位の変動からこの地域におけるアルカリ土壌の発生機構の推定を行った。

中国・東北部のモリスル地帯は現在も中国の重要な畑作地帯を形成しているが、なだらかな丘陵地帯が発達したこの地域の低地を中心に急速にアルカリ土壌の生成が進んでいることが中国・土壌研究所の研究者によって明らかにされている。元来、この地域はコムギ、コウリャン、アワ、ダイズなどの畑作物の栽培が主流であったが、ここ十数年来トウモロコシの作付けが進展し、現在では東北部の畑作の80%強はトウモロコシの栽培が

占めるようになった。トウモロコシは草丈（植物体の長さ）は大きく、バイオマス（植物体量）も大きいことから、子実の他に、茎葉は飼料や燃料として中国ではよく利用され、また最近では、高度経済成長のもとで肉の消費が進み、政府は補助金を付けて飼料作物としてのトウモロコシ作付けの奨励を行ったこともあって、トウモロコシ栽培がさらに助長された。しかし、トウモロコシはその初期生育から栄養成長期にかけて水消費量が大きく、大量の灌漑水による水分補給が必要で、そのため河川から遠く離れることが多い丘陵地帯では地下水の汲み上げによる灌漑水が頻繁に行われている。中国東北部における地下水位の変化を井戸水の水位から推定した農村開発庁の報告に依れば、都市域、農村域を問わず、20 年間に地下水の水位が著しく低下していることを指摘している。一方、灌漑された地上部では、トウモロコシに消費される以外の過剰水は丘陵斜面を流下して、低地に集まり、低地での一時的な地下水位の上昇が発生する。この際、斜面を流下する水の中には、同時に、土壤中でもっとも可動しやすいナトリウムイオンが溶出され、低地に流去水と共に集積する。このように、低地で湿潤になった土壤でのナトリウムイオン組成は次第に高まり、上記 1. 3 で述べたアルカリ土壤が生成しやすい条件ができると考えられる。

同様の現象がモンゴルの草原地帯のモリソル地帯でも認められている。そこではかつて夏季には 1m を越える草種で平原は覆われていたといわれているが（第二次大戦中にこの草原を視察した人による私信）、現在では土壤荒廃が進行して、草原の植生退化が著しい。モンゴルの草原もなだらかな丘陵が続くが、気温が低いために畑作は行われていない。しかし、人口増加に伴う家畜飼育頭数の増加により、放牧が過密化し、そのため斜面の裸地化が進み、上記と同様の機構で土壤のアルカリ化が進行したものと考えられる。

2. 脱硫石膏によるアルカリ土壤の改良の試み

中国はエネルギーの 70% を石炭に依存するという石炭エネルギー依存国である。しかも、中国石炭には硫黄成分が高いために、石炭燃焼がもたらす SO_2 の大気汚染ならびに酸性雨といった環境問題が懸念されていて、食糧の自給問題とともに中国が抱える 21 世紀に向けての重要な課題になりつつある。中国における石炭燃焼に基づく環境汚染対策は、現段階では簡易脱硫など比較的経済負担の少ない方策ですらも、付加価値が見いだされないという理由でほとんど普及していない。

一方、我が国では火力発電所などの脱硫装置から副産物として製造される脱硫石膏はアルカリ土壤の改良資材として、干拓地の塩類土壤で適応試験され、好成績をあげてきた実績があり、また、オーストラリアではアルカリ土壤の改良方法として、硫酸カルシウム（石膏）による改良法が確立された技術として広く用いられている。そこで、我が国における石膏の農業改良資材としての技術を通して、石炭燃焼時に得られる脱硫石膏の中国でのアルカリ土壤への適用を近い将来実用化することを念頭に、改良困難を極めるアルカリ土壤の改良を脱硫石膏施用による試験を実施し、その改良の可能性を探ろうとした。

2. 1 硫酸カルシウムとアルカリ土壌の反応

土壌コロイドのカチオン吸着特性は強い順に $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{K} > \text{Na}$ であることはよく知られている。したがって、アルカリ土壌にカルシウム資材を施用すれば、土壌コロイドに吸着されていたナトリウムは順次カルシウムと置換反応を起こしながら、土壌コロイドの表面は次第にカルシウムイオンに置き換わることが予想される。また、土壌中でのこのような置換反応は急激な反応ではなく徐々に行なわれることが考えられる。他方、土壌のイオン吸着座から離れたナトリウムはカルシウム資材を構成する陰イオンと結合して塩を形成し、リーチングを続行すれば、水に溶解していずれは土壌から消失する。ただし、このような置換反応は施用する改良資材のイオン濃度が吸着されているイオン濃度よりも高いときに進行するので、ある程度以上の改良資材を加えないと実際の置換反応は見られない。土壌のイオン交換座がナトリウムイオンからカルシウムイオンで置換されると、土壌のカルシウムコロイドは大きな分散性を示さず、透水性を有するとともに、土壌反応が強いアルカリ性から中性ないしは弱アルカリ性に転じる。また、カルシウムコロイドの乾燥過程では粘土に膨潤性が生じるため、土層に亀裂が発達し、土壌構造を生成するようになるので、土壌の脱塩効果が著しく進行する。

以上に述べてきたことからすれば、アルカリ土壌改良資材はカルシウム資材であれば硫酸カルシウムに限らないで入手しやすいものであればどのような形態でも可能であるように考えられる。硫酸カルシウムがとくに改良資材として用いられる最大の理由は実際の利用に際して要求される改良資材の溶解度にあると考えられる。仮に、溶解度が高いカルシウム資材が用いられると、置換反応そのものに本質的な変化はなくとも、リーチングの過程でつねに溶脱される結果、土壌中のカルシウム資材濃度が低下し、置換反応が円滑に進行できなくなることが考えられる。硫酸カルシウムはこの点、水に難溶性であるため、比較的緩慢に進む置換反応に対して、つねにある一定のカルシウム濃度を土壌中に維持していることが可能である。図6には硫酸カルシウムによる土壌改良の過程の概念図を示した。

2. 2 脱硫石膏による中国アルカリ土壌に対する小規模試験の実際

石膏資材を用いたアルカリ土壌の改良は上述したように、各方面で適用は試みられてきたが、アルカリ土壌の有する固有の地域特性があるので、その効果は対象とする土壌試料を用いて検討することが实际的である。そこで、中国・瀋陽市郊外の康平県に分布するアルカリ土壌地域で小規模な試験圃場を設定し、脱硫石膏の施用効果をpH矯正効果、ESPならびにトウモロコシの収量調査から検討した。

試験圃場の作土（土壌の表層から深さ15cmの部位をここでは作土とした）の総重量に対して、重量比で、0, 0.5, 1.00, 2.00%となるように脱硫石膏を加え、よく攪拌したのち、2日間放置した。放置後、作土の一部を採取し、土壌：蒸留水=1：5になるように蒸留水を加え、5時間振盪後、ガラス電極法により土壌懸濁液のpHを、また酢酸アンモニウム溶液を用いて、置換浸出されるナトリウムイオン濃度を原子吸光分光光度法によ

り測定し、吸着全陽イオン量に対するナトリウムイオン量の占める割合を算出した。結果を表5に示した。表から明らかなように、脱硫石膏施用による pH 矯正効果ならびに ESP の低下は 0.5% 添加ですでに認められ、同時に矯正効果を生む反応速度は遅くとも 48 時間後には現われるというきわめて迅速な反応であることを示した。

次いで、この圃場を用いてトウモロコシの播種を行い、その生育ならびに収量調査を行った。対照区（脱硫石膏無施用で、もとのアルカリ土壌プロットのこと）はほとんど収量が認められなかったのに対して、1 % 以上の添加区では最大の収量を示し、トウモロコシ収量から見れば 1 % 添加施用が妥当であると判断された。

2. 3 脱硫石膏施用による本格的な大型試験圃場での試験結果

小規模試験結果が良好であったからといって、そのままその施用技術が大型の実用規模の圃場に適用できるか否かの判定は別に行わなければならない。すなわち、別に大型圃場試験を行って、実用規模ではじめて問題となる点を明らかにしなければならない。何故ならば、小規模試験では、例えば脱硫石膏の土壌への攪拌一つをとってみても、圃場面積が小さいだけに、アルカリ土壌と脱硫石膏の混合がほぼ完璧に行うことができる。また、このような小規模試験では、対象とする面積の土壌がすべて均一なアルカリ性の強さを示すことが普通である。しかし、数ヘクタールの圃場を対象にする場合には、改良資材である脱硫石膏とアルカリ土壌との攪拌はトラクターなどの機械攪拌によって行われる。そのために、脱硫石膏が十分にアルカリ土壌と接触することが難しいことの他に、アルカリ土壌の不均一な分布状態とアルカリ性の強さが場所によって異なるなどの理由で一定量の脱硫石膏を施用しても、反応が不十分で、なおもアルカリ性部分が土壌に存在する箇所も出現する可能性は十分にある。また、大型圃場になれば、その面積のなかには、アルカリ性の弱い、あるいはアルカリ性を示さない部分が当然含まれる。それは、既述のようにアルカリ土壌の出現は大面積一様に現われるものではなく、パッチ状に出現し、きわめて不均一な出現の仕方をするからである。したがって、実際の圃場を想定してアルカリ土壌を改良するための脱硫石膏施用量の決定は大型圃場を対象にした施用試験を行ったからといって、すぐに下せるものではない。重要なことは、その地域のアルカリ土壌の分布と強さの把握をこのような大型圃場試験を繰り返すことによって、施用量の確かさのデータを集積することにある。

2 ヘクタールの大型「アルカリ土壌」の圃場（「アルカリ土壌」としたのは、大規模圃場ではすべてが均一なアルカリ土壌になっていない可能性があることを表現するため）に対して、脱硫石膏の施用割合を重量比 1 % で行ったトウモロコシ畑の収穫直前の様子を地上 100 メートルから撮影した。その結果、圃場の中央部に白色の部分が残存しており、この部分でのトウモロコシの生育は著しく生育が悪いことがわかった。この部分は、圃場のアルカリ土壌の部分が施用濃度では不十分なために起った未改良部分であることを示しており、こうした新たな知見は上記の小規模試験圃場では検知されないものである。したがって、この部分は未改良部分として記録しておけば、翌年の作付け開始に当たってこ

の部分だけに付加的に改良資材の投入を図れば、大型圃場全体の改良が効率的に行なうことが出来る。こうした未改良部分の検知は空中写真に依らなくとも、収穫前に圃場の踏査を行なえば、容易に検知できる。

3. 脱硫石膏以外のアルカリ土壌改良資材に関する最近の動向

本稿で述べた内容のもっとも重要な部分は脱硫石膏資材のアルカリ土壌改良が一つには大気汚染物質である二酸化硫黄をカルシウム資材によって除去することであり、もう一方でその反応生成物をアルカリ土壌の改良資材として用い、安定な食糧増産に役立つという一石二鳥を狙ったことにある。アルカリ土壌改良資材としての石膏の利用が従来、本格的なアルカリ土壌地帯で今一つ大きな普及が見られない最大の理由は既述したように、石膏資材そのものの価格が高価であるために、大量に必要とする土壌改良には供給が追いつかないという経済性にあった。その上、脱硫石膏の生産が主として都市域で行なわれるのに対して、アルカリ土壌改良の需要は農村域であるために輸送コストも改良資材価格に付加される。そのために、農村地域で脱硫石膏に代替する改良資材が生産できないかという要求に対して検討されているものに、バイオブリケットと称される製品が試作されている。バイオブリケットは石炭粉末に石灰を混合し、さらにトウモロコシの茎葉部を粉砕したものを助燃材として加えた農村域で容易に製造できる燃料である。バイオブリケットは燃料として使用すると、二酸化硫黄の発生は少なく、さらにその灰は土壌改良材として使用できるので、今後大いに検討されるべき製品であろう。

一方、アルカリ土壌、とくにアルカリ塩類土壌中には元来、カルシウム（石灰）も同時に多量に存在していて、脱硫石膏による土壌改良は土壌中の石灰量を増加させ、そのために土壌の物理性、とくに土壌の硬度を増加させるために、作物の生育には好ましくないという土壌環境上の問題と、土壌中に石灰が過剰に存在すると作物のミネラル吸収にアンバランスが生じ作物の栄養吸収の点からも問題があるという植物栄養学上の問題から、脱硫石膏を使用せずにイオウ単体を加える方法が近年検討されるようになった。イオウ単体を土壌に加える方法では、元素イオウはそのままでは溶解しないので、元素状イオウを基質（微生物が生育する際、エネルギー源を得る物質）として用いる独立栄養細菌（無機物を直接基質として用いる細菌）であるイオウバクテリア（イオウ細菌）を土壌中に増殖させ、それらが元素状イオウを酸化して、硫酸を生成する働きを利用して土壌中に石膏をつくるという方法である。しかし、独立栄養細菌であるイオウバクテリアを用いることは同時に、土壌中で本菌が増殖できる環境条件とくに土壌中の水分、酸素濃度などが重要に関係してくるので、安定な増殖を得る環境条件を圃場レベルで見つけ出す技術が急務である。

おわりに

アルカリ土壌はその成因からして、不適切な栽培を継続していると次第にその被害地域が拡大するという、言わば伝染性を有する問題土壌である。これまでに述べてきたこと

からすれば、アルカリ土壌の実用規模の改良策は確立に向けて大きく前進したといえよう。しかし、不適切な栽培条件が改善されない限り、アルカリ土壌への後退は容易に起り、再度アルカリ土壌改良を実施しなければならない状態になると、以前よりも多量の外的資材が入っていたり、土壌微生物環境も変化していたりすることから、改良は一段と困難さを伴い事実上、土壌荒廃を起こした土壌として永遠に放棄しなければならない事態すら考えておかなければならない。この点、塩類土壌のリーチングによる改良のように、ある程度の反復が可能である土壌改良とは自ずと異なっていることに注意しなければならない。すなわち、一旦発生したアルカリ土壌地帯では、まずそのもっとも大きい誘導因子である地下水位を下げる緊急施工を先ず優先させ、然る後、アルカリ土壌改良に着手すべきであると考えらる。

文献

- 依田直監修（1983）：「トリレンマへの挑戦」、『トリレンマへの挑戦』，地球問題研究会，pp.270，毎日新聞社
- 日本土壌肥料学会編（1991）：『塩集積土壌と農業』，p.204，博友社
- U. S. Soil Survey Staff（1983）：「Keys to Soil Taxonomy」，『Technical Monograph』，No. 6，p. 141 U. S. Dept. Agriculture
- U. S. Soil Survey Staff（1951）：「Estimation and Mapping of Salts and Alkali on the Soil」，『Soil Survey Manual』，p. 425，U. S. Dept. Agriculture
- セラシーモフ，グラゾースカヤ著，菅野一郎ら訳（1961）：『土壌地理学の基礎（上）』，p.411，築地書店
- 松本 聡（1993）：『植物細胞工学』，5，430-438
- 松本 聡（1988）：『地理学評論』，61A，pp.155－169
- 松本 聡（1988）：『科学』，58，pp.618－623
- 松本 聡（1986）：『国際農林業協力』，9，pp.92－102
- 王 適辛ら（1991）：『中国塩漬土』，p.573，科学技術社（英文要約付、中国語）
- 農林水産省農産園芸局農産課・日本土壌肥料学会監修（1991）：『日本の耕地土壌の実態と対策』（新訂版），土壌保全調査事業全国協議会編，p.295
- Sharma, M. L.(1971)：「Physical and physico-chemical changes in the profile of a sodic soil treated with gypsum」，『Aust., J. Soil Res.』，9，pp.73－82
- Bresler. E., et al. (1982)：「Saline and Sodic soils, Principles-Dynamics-Modeling」，『Springer-Verlag』，p. 236

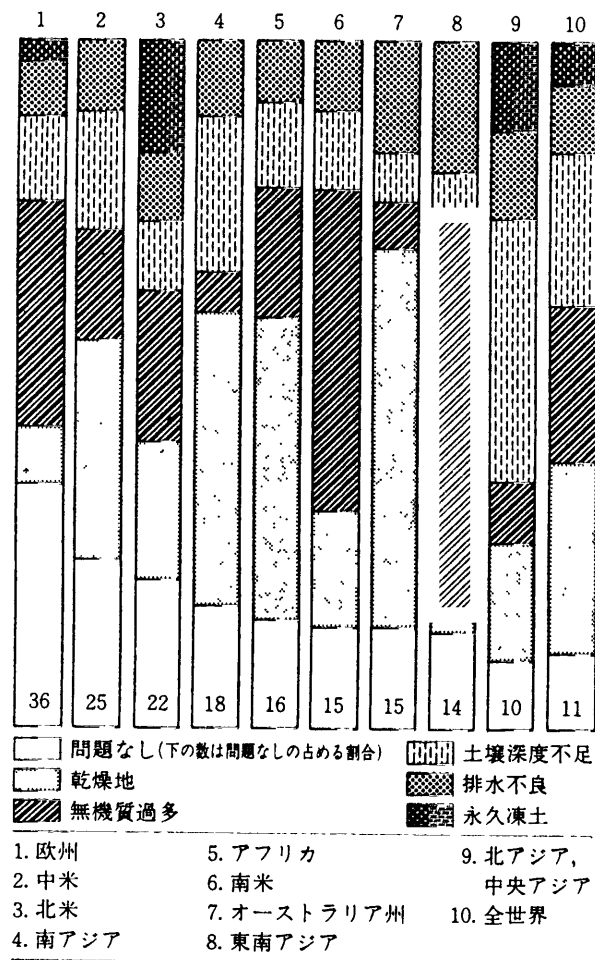


図 1 世界の土壤資源地域分布図

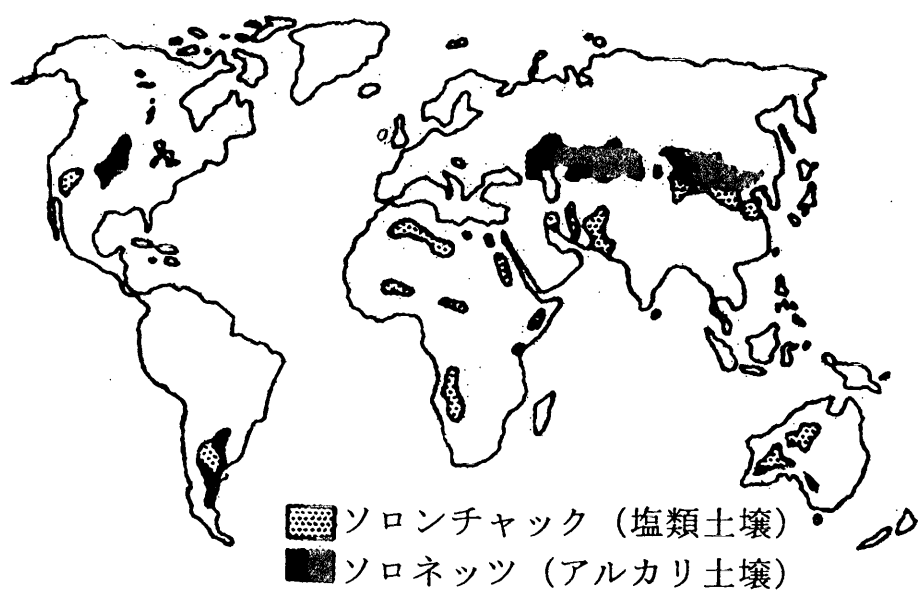
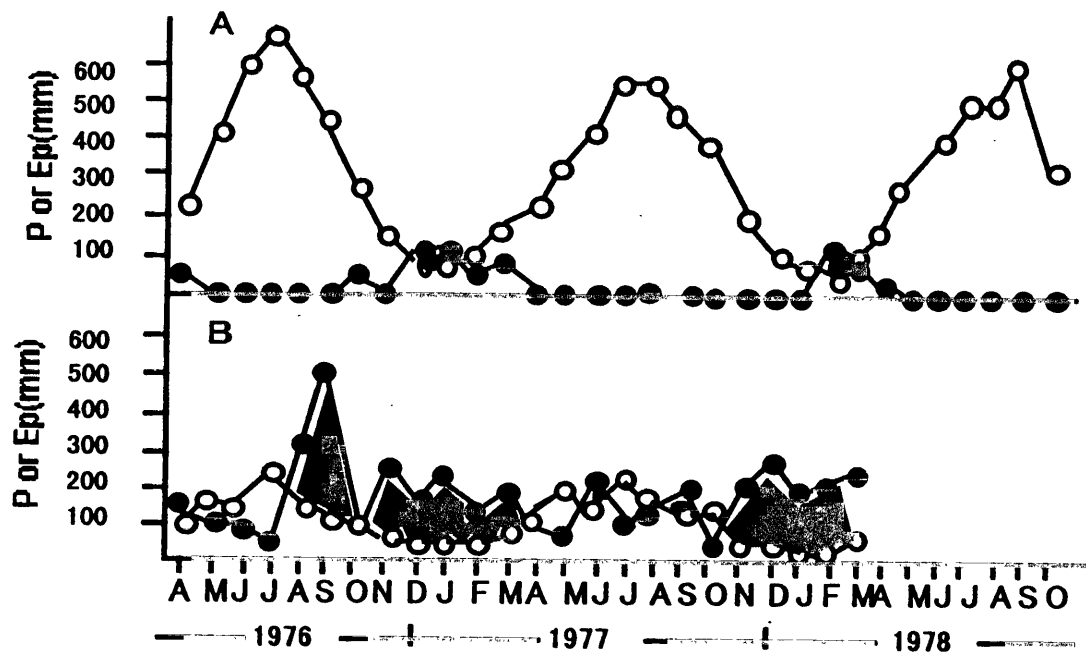


図2 世界の恒常的な塩類土壌の分布

(ゲラシーモフ・グラーツォフスカヤ:土壌地理学の基礎から作成)



A: シャブール (イラン), B: 鳥取市 (日本)
 ●: 降水量 (P), ○: 可能蒸発水量 (Ep)
 (Ep): A~M は4月~3月で各月名を順に示す。

図3 乾燥地域と温潤地域の水収支

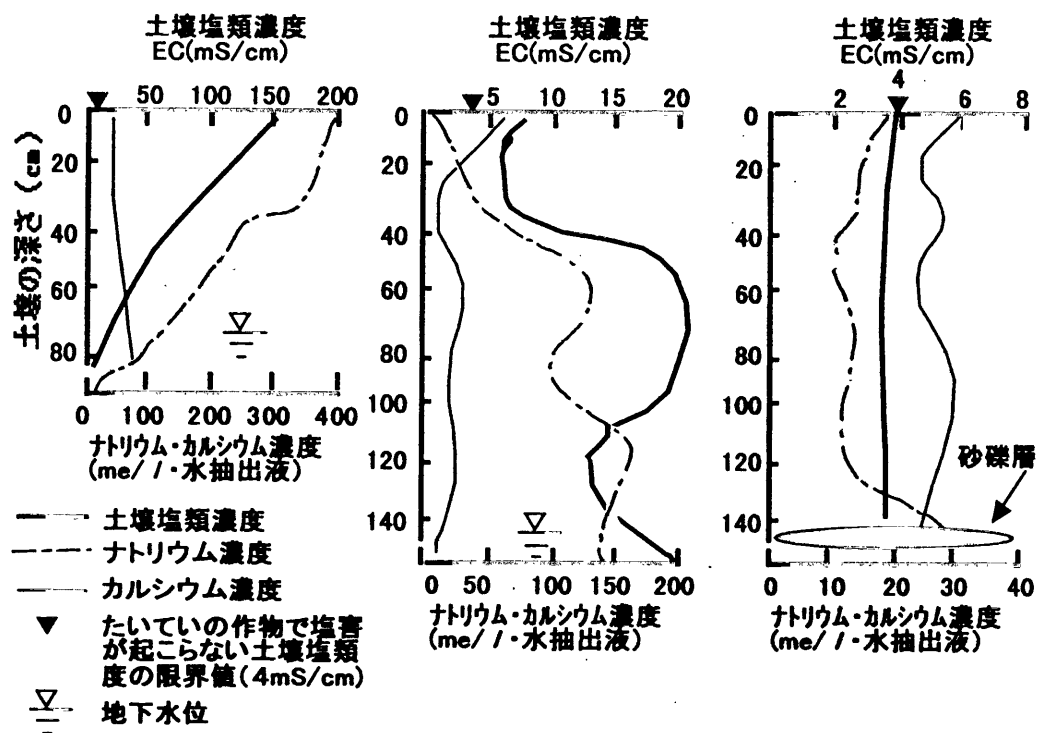


図4 地下水位と塩集積の様相

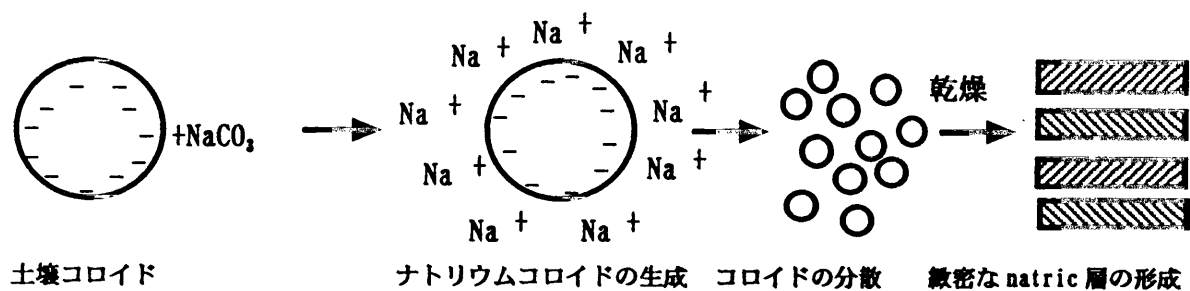


図5 アルカリ土壌の生成概念図

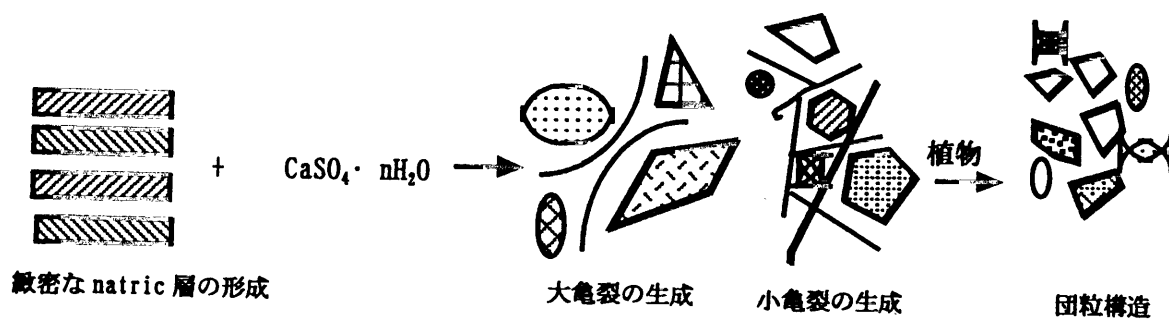


図6 アルカリ土壌の改良概念

表1 塩類土壌の分類

名 称	電気伝導度 (EC)	pH	ESP (%)
塩性土壌 (saline soil)	4dS/m 以上	8.5 以下	15 以下
アルカリ土壌 (alkali soil)	4dS/m 以下	8.5 以上	15 以上
アルカリ - 塩性土壌 (saline - alkali soil)	4dS/m 以上	8.5 以上	15 以上

表2 塩類土壌 (Haplic Solonchak) 断面の塩類組成

土層の深さ (cm)	pH	TSS (g/kg)	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻ cmol / kg soil	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	ESP (%)
0 - 32	8.1	171.1	0.04	0.22	224.0	53.0	29.1	34.9	190.0	12.8
32 - 55	8.3	89.0	0.09	0.20	28.2	17.4	13.9	30.0	30.5	10.5
55 - 90	7.9	69.0	0.09	0.27	30.0	19.9	14.6	28.0	29.7	10.6
90 - 100	7.7	66.0	0.05	0.30	40.0	17.7	20.9	29.8	30.6	9.5
100 - 150	7.9	70.7	0.01	0.45	56.4	15.6	24.6	30.2	30.2	10.9

TSS (全可溶性塩, Total Soluble Salts) イオン濃度は1:5 (土壌:水) 抽出で求めた。

表3 アルカリ土壌 (Alkali Solonchak) 断面の塩類組成

土層の深さ (cm)	pH	TSS (g/kg)	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻ cmol / kg soil	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	ESP (%)
0 - 2	10.6	20.9	21.9	3.5	8.4	3.6	0.02	0.07	38.7	78.9
2 - 17	10.3	9.9	2.1	3.8	5.3	0.9	0.03	0.04	18.9	60.3
17 - 31	10.4	6.9	1.9	3.8	4.9	0.6	0.02	0.07	19.4	70.4
31 - 57	10.6	4.5	2.6	4.0	3.3	0.4	0.10	0.15	10.5	50.1
57 - 80	10.4	3.9	2.0	3.3	2.1	0.4	0.20	0.19	17.5	42.9
80 - 100	9.0	1.9	1.5	2.0	1.1	0.2	0.07	0.09	9.9	20.9

TSS (全可溶性塩, Total Soluble Salts) イオン濃度は1:5 (土壌:水) 抽出で求めた。

Soil Amelioration of Alakline Soils Distributed in Northeast of China Using by Gypsum from Desulfurization Process and Stable Increase in Food Production

Satoshi MATSUMOTO

**(Faculty of Bioresource Science, Akita Prefectural University, 010 - 0195,
Akita City, Japan)**

and

So-UI CHUN

**(Graduate School of Agriculture and Life Sciences, University of Tokyo, 113 - 8657,
Bunkyo-ku, Tokyo, Japan)**

Key Words: Soil amelioration, Alkaline soils, Gypsum from desulfurization process, Sulfur nutrient, Northeast of China, Food production

Summary

We propose here a concrete and effective practice for the amelioration of alkali or alkaline soils distributed in the Northeast of China. Alkalinization changes soils to a much poorer support for vegetation than is the case of salinization. Their adverse effects on plant growth can be attributed to impaired aeration, restricted rooting depth, interference in nutrient uptake and plant metabolism, corrosion of root surface, and sodium toxicity. In the same way as soil salinization, long periods of dry and warm or hot weather are important factors in the formation of alkaline soils. Another important factor is hydrology: high groundwater level, intensive irrigation, and inundation by the sea or saline water. Relief is also often important, because alkalinization is most severe in depressions or at the edge of depressions. Alkalinization of soils is characterized by the formation of soils with a high percentage of exchangeable sodium; often sodium carbonate and sodium bicarbonate also dominate, increasing the chemical reaction to beyond 8.5, sometimes to 9 or 10. Clay particles and humus are easily dispersed and eluviated from the A to B-horizon under alkali reaction, and accumulate as a nitric subsurface horizon. A nitric horizon once formed is characterized by a very hard pan with prismatic structure formed by clay and humus coatings on the ped surfaces.

The total area of the alkaline or alkali soils in China reaches to 320,000 km². The very important fact that more than 50,000 km² of Mollisol distributed in Northeast of China from alkalinization has been revealed by the recent soil surveys carried out by Japanese and Chinese soil scientists. Therefore, it would contribute to the more desirable condition of self-sufficiency for food in China to rehabilitate these suffered Mollisols from alkalinization, because normal Mollisol generally shows high productivity. To reclaim alkali soil, a two-step process has been used. The first step process involves the replacement

of exchangeable sodium with calcium; the second step process is to leach the resulting sodium from the soil. Leaching alone of a calcareous soil on which a crop is growing can reclaim alkali soils, but the process is slow. Of the amendments used to bring about exchangeable sodium replacement with calcium, gypsum (hydrated calcium sulfate) is far and away the most used materials, because it has the advantages of being nontoxic to plants, easy to handle, and moderately soluble. However, using gypsum as an amendment material for alkali soils has been barely put into practice in China. The main reason is in the fact that demands for gypsum in China are pressing, and its agricultural utilization as a soil amendment is not common due to the market price.

Incidentally, the acid rain and air pollution originating from sulfur dioxide released from coal combustion furnaces is one of the serious environmental problems in China. Hence, it would be considered truly a case of killing two birds with one stone if we can produce gypsum from the desulfurization process of each coal combustion facility at power stations and factories, and use it as an improvement material for sodic soil.

In this report the possibility of using the by-product from the desulfurization process for the amelioration of alkali soils will be revealed for its possible incentive to the construction of desulfurization processing in China.

資

料

Distribution and Amelioration of Alkali Soils in Northeast China

S. Matsumoto

Introduction

Alkalinization of soils has expanded rapidly in many irrigated areas of the world due to man's misuse of the land. Alkalinization changes soils to a much poorer support for vegetation than is the case with salinization. Their adverse effects on plant growth can be attributed to impaired aeration, restricted rooting depth, interference in nutrient uptake and plant metabolism, corrosion of root surface, and sodium toxicity.¹ In the same way as soil salinization, long periods of dry and warm or hot weather are important factors in the formation of alkali soils. Another important factor is hydrology: high groundwater level, intensive irrigation, and inundation by the sea or brackish water. Relief is also often important, because alkalization is most severe in depressions or at the edge of depressions. Alkalinization of soils is characterized by the formation of soils with a high percentage of exchangeable sodium; often sodium carbonate and sodium bicarbonate also dominate, increasing the pH to beyond 8.5, often to 9 or 10. Clay particles and humus are easily dispersed and eluviated from the A to B horizon under alkali reaction, and accumulate as a natric subsurface horizon. A natric horizon is characterized by a very hard pan with prismatic structure formed by clay and humus coatings on the ped surfaces.²

The total area of the alkali soils in the arid and semi-arid regions of China reaches to 320,000 km². The very important fact that more than 50,000 km² of Mollisol distributed

in semi-arid regions of China suffer from alkalinization has been revealed by the recent soil surveys carried out by Japanese and Chinese soil scientists.³ Therefore, it would contribute to the more desirable condition of self sufficiency for food in China to rehabilitate these Mollisols suffering from alkalinization, because normal Mollisol generally shows high productivity.

To reclaim alkali soil, a two step process has been used. The first step involves the replacement of exchangeable sodium with calcium; the second step is to leach the resulting sodium from the soil. Leaching alone of a calcareous soil on which a crop is growing can reclaim alkali soils, but the process is slow. Of the amendments used to bring about exchangeable sodium replacement with calcium, gypsum (hydrated calcium sulfate) is far and away the most used material, because it has the advantages of being nontoxic to plants, easy to handle, and moderately soluble. However, using gypsum as an amendment material for alkali soils has been barely put into practice in China. The main reason is that demands for gypsum in China are pressing, and its agricultural utilization as a soil amendment is not common due to the market price.

Incidentally, the acid rain and air pollution originating from sulfur dioxide released from coal combustion furnaces is one of the serious environmental problems in China. Hence, it would be considered truly a case of killing two birds with one stone if we can

produce gypsum from the desulfurization process of each coal combustion facility at power stations and factories, and use it as an improvement reagent for sodic soil. In this report, the possibility of using the byproduct from the desulfurization process for amelioration of alkali soil will be examined for its possible incentive to the construction of desulfurization processing in China.

Alkali Soil Formation, Characterization and Its Distribution in China

Alkali soil is formed when soil colloidal materials are inundated for a long period with groundwater whose chemical composition is predominantly sodium carbonate or sodium bicarbonate. Fig. 10.1 shows the concept of alkali soil formation. These sodium salts in the groundwater are produced when carbon dioxide in soil or atmosphere is absorbed by sodium hydroxide, which is hydrolyzed from sodium ions. With ionic absorption on the surface of soil colloids, predominantly by sodium ions, soil colloidal materials become dispersed, forming very compact, hard structures of high pH, beyond 9, as they dry. The layer cohered from sodium colloids is called a natric horizon, and will become a soil so undesirable as a medium for plants that almost all of crops even weeds cannot grow at the presence of the horizon. Alkalinization of soils once formed change to much poorer soils for vegetation than the case of salinization because soil condition changes to impaired aeration, restricted rooting depth, interference in nutrient uptake and metabolism, corrosion of root surface and sodium toxicity. The existing hard horizon with prismatic structure formed by clay and humus coating on the ped surfaces makes also very difficult to leach excess salts from soil.

Alkali soils distribution in China are found in the arid and semi-arid regions of Inner-Mongolia, Jilinan, Heilongjiang, Liaoning, Xinjiang-Uygur Autonomous, Heibei, Gansu, Shaanxi and Qinghai provinces and especially the distribution in the northeast and north China of latitude 40 degree north is intensified. And its acreage is estimated more than

100,000 km².⁴ According to the criteria of saline soils,¹ the saline soils are classified to three types due to TSS (Total Soluble Salts), pH and ESP (Exchangeable Sodium Percentage) as shown Table 10.1. And Tables 10.2 and 10.3 give the chemical properties of non-alkali soils (Haplic Solonchak) and alkali soils (Alkali Solonchak) distributed in northeast China. The most characteristic difference between non-alkali soil and alkali soil is found in the content of calcium, magnesium, and carbonate and bicarbonate ions in the solution extracted from soil by distilled water. In northeast China, the distribution of alkali or alkali-saline soil is also related to the topographical characteristics of the land; they usually are found in the areas with high groundwater tables, or in low lying ground. These areas are favorable for forming sodium carbonate or bicarbonate, because the sodium ion is more mobile than other cations, and because carbonate and bicarbonate originate from microbial decomposition of the organic matter which predominates in wet locations.

Corn cultivation was originally very popular among Chinese farmers because of it produces a large biomass as well as seeds. However, its recent crop cultivation in upland soils of China has been more popular than before. The reason lies in the fact that the consumption of meat in China has been increased largely in the past decade owing to Chinese economic growth, and that corn cultivation has been stimulated by subsidy from the Chinese government. As water consumption of corn cultivation is estimated at 7 to 8 times that of wheat,⁵ a large amount of irrigation water has applied to cornfields during the vegetative stage in the summer season. The observed data from groundwater levels of wells in the Kangpin district, Liaoning province, which lies in the middle of the corn cultivation area, show that the groundwater level changed from 4 to 12 m in the last eight years.⁶ The large, rapid declines of groundwater levels are also found in many upland areas not only in northeast China but also in China as a whole; this fact suggests that there are still high possibilities of expanding soil alkalinization.

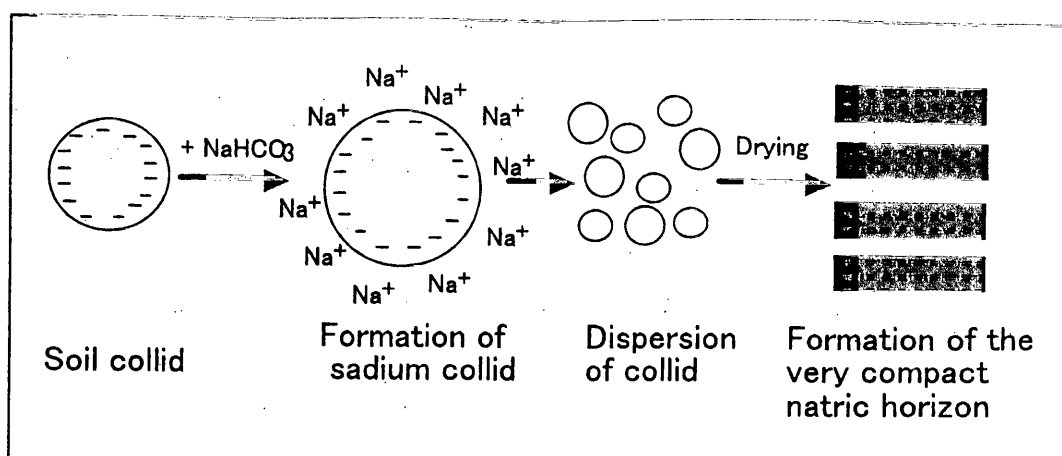


Fig. 10.1. Concept of alkali soil formation.

Table 10.1. The classification of saline soils

	EC (dS/M)	pH	ESP (%)
Saline soil	>4	<8.5	<15
Alkali soil	<4	>8.5	>15
Saline-alkali soil	>4	>8.5	>15

EC: electric conductivity; ESP: exchangeable sodium percentage.

maintenance of hydraulic conductivity by providing a sufficiently high electrolyte concentration in the soil solution to counter the influence of exchangeable sodium. The reason it is necessary to apply a sufficiently high electrolyte concentration is that low salinity water such as rainwater makes clay swell, and swelling clay leads to low impermeability which impedes the leaching salts. Figure 10.2 illustrates the concept of alkali soil amelioration by calcium sulfate. Generally, the higher the electrolyte concentration, the higher the exchangeable sodium fraction at which a relatively high permeability can be maintained.⁷ The electrolyte concentration affects the hydraulic conductivity less when the content of soil water is low.⁸ According to our laboratory experiments,⁹ among the amendments used to bring about exchangeable sodium replacement with calcium, gypsum ($\text{CaSO}_4 \cdot \text{nH}_2\text{O}$, hydrated calcium sulfate) is far and away the most effective amendment material.

Reclamation of Alkali Soils

Concept and Principles

Reclamation of alkali soils usually involves a two step process. The first step is replacing exchangeable sodium ions with calcium ions. This calcium may originate from the dissolution of Ca-containing minerals in the soil, such amendments as gypsum and calcium chloride, or irrigation water with calcium ions. A second step involves leaching the resulting sodium salt from the soil. A significant factor in reclaiming alkali soils is the

The Chemical Composition of Byproducts from Desulfurization Processes

The most widespread desulfurization process in the developed countries is the wet lime slurry method, whose byproduct is mostly pure gypsum. In the developing countries, on the other hand, a semi-dry process tends to be adopted, owing to its low construction and running costs. However, the byproducts from a semi-dry process contain $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (calcium hydroxide), CaCO_3 (calcium carbonate) and fly ash, as well as gypsum. Among several

Table 10.2. Salt composition of soil profile of Haplic Solonchak (non-alkali soil)

Depth (cm)	pH	TSS g/kg	cmol/kg soil						ESP (%)
			CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ + K ⁺
0-32	8.1	171.1	0.04	0.22	224.0	53.0	29.1	34.9	190.0
32-55	8.3	89.0	0.09	0.20	28.2	17.4	13.9	30.0	30.5
55-90	7.9	69.0	0.09	0.27	30.0	19.9	14.6	28.0	29.7
90-100	7.7	66.0	0.05	0.30	40.0	17.7	20.9	29.8	30.6
100-150	7.9	70.7	0.01	0.45	56.4	15.6	24.6	30.2	30.2

TSS; Total soluble salts;

ionic determination was done by water extraction in soil: water=1:5.

Table 10.3. Salt composition of soil profile of Alkali Solonchak

Depth (cm)	pH	TSS (g/kg)	cmol/kg soil					Mg ²⁺	Na ⁺ + K ⁺	ESP (%)
			CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺			
0-2	10.6	20.9	21.9	3.5	8.4	3.6	0.02	0.07	38.7	78.9
2-17	10.3	9.9	2.1	3.8	5.3	0.9	0.03	0.04	18.9	60.3
17-31	10.4	6.9	1.9	3.8	4.9	0.6	0.02	0.07	19.4	70.4
31-57	10.6	4.5	2.6	4.0	3.3	0.4	0.10	0.15	10.5	50.1
57-80	10.4	3.9	2.0	3.3	2.1	0.4	0.20	0.19	17.5	42.9
80-100	9.0	1.9	1.5	2.0	1.1	0.2	0.07	0.09	9.9	20.9
TSS; Total soluble salts; ionic determination was done by water extraction in soil: water=1:5.										

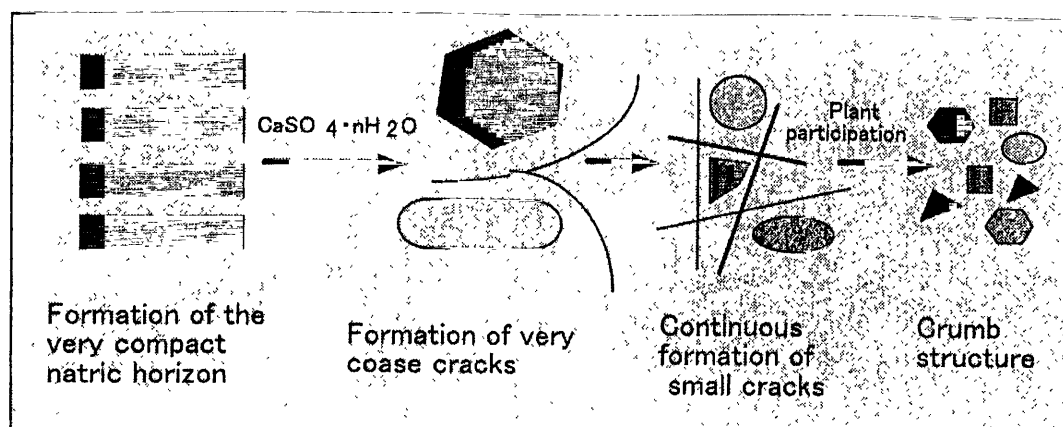


Fig. 10.2. Concept of reclamation of Alkali soils by calcium sulfate.

semi-dry processes, the byproducts from the ash recovery activation method (ARAM) were examined, because the Japanese government has already installed a working plant at Qingtao City, Shandong province in China. ARAM is the process by which a slurry of the polycrystal substance called Ettringite, which is formed through hot water treatment of a mixture of CaO (calcium oxide), fly ash and gypsum, is sprayed into the flue gas to absorb SO₂ (sulfur dioxide) as gypsum.¹⁰ The chemical properties of byproducts from desulfurization processes are shown in Table 10.4. The byproduct from the wet process is almost pure gypsum, while the byproduct from the semi-dry process includes only 20 wt % gypsum and 20 wt % calcium hydroxide, which would increase the pH of the soil.

Until now, there have been very few applications of the byproduct from the semi-dry process to the alkali soils in China, because it is considered to be only waste.

The Effect of Byproduct Application from the Semi-Dry Process to Alkali Soil

Using soil samples classified as alkali soil (Table 10.5), pot cultivation experiments were conducted. Air dried alkali soils were mixed thoroughly with the byproduct from wet process at levels of 0, 0.1, 0.3, 0.4, 0.5, 0.7 and 0.9 wt %, and with the byproduct from semi-dry process at the levels of 0, 0.5, 1.5 and 2.5 wt %, respectively. These eleven mixtures were placed in separate pots (1/5000a; "a" is

Table 10.4. Chemical properties of the by-products

	Wet process	Semi-dry process
ph	7.6	12.6
	wt%	wt%
CaSO ₄	88	20
CaSO ₃ (%)	0	35

equivalent to 100m², so 1/5000a is 0.02 m².) and wheat grains were sown in the upper layer of each pot. The pot cultivation experiments were undertaken by triple repeat tests in the green house using to the normal cultivation method. After harvesting, wheat grains obtained from each pot were measured by weight; the results are shown in Figures 10.3 and 10.4. The productivity of alkali soil was increased at each level by the addition of the byproduct from wet process; an effect of increasing additive was not recognized. On the other hand, an amelioration effect to alkali soil by byproducts from the semi-dry process was recognized only at the level of 0.5 wt % addition, and addition of byproduct over 0.5 wt % showed much lower productivity of wheat than that of alkali soil. This result seems to be attributable to the fact that the pH level was

Table 10.5. Chemical Properties of the soil used

ph	9.8
EC(dS/M)	0.84
CEC (cmol+)/kg soil	6.5
Exchangeable cation (cmol+)/kg soil	
Ca	10.7
Mg	1.7
K	1.1
Na	7.6
ESP (%)	36
EC: electric conductivity; CEC: cation-exchangeable capacity; ESP: exchangeable sodium percentage	

increased with the addition of calcium hydroxide included in the byproducts from the semi-dry process. Therefore, I evaluate that in the case of amelioration of alkali soil by byproducts from the semi-dry process, the maximum addition should be 0.5 wt %.

Results of soil analyses after harvesting the wheat are shown in Table 10.6. In the table, data of two 0.5 wt % plots in the pot experiment are given to show the amelioration effect by the byproduct from the semi-dry process, and the lasting effect of the amendment as well. The table gives us the facts that the byproduct from wet process have decreasing effects over time on pH and exchangeable sodium percentage (ESP) of alkali soil, and that the addition of an amount over 0.5 wt % of the byproduct from semi-dry process has little decrease over time in effects on pH and ESP of alkali soil. The persistence of the amendments increased remarkably over the cultivation period.

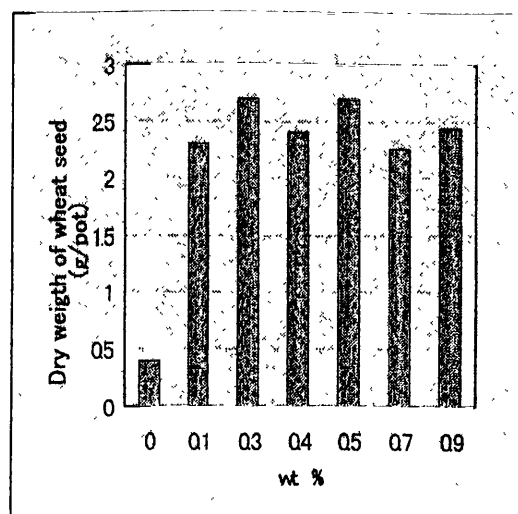


Fig. 10.3. Effect of calcium sulfate (wet process by product).

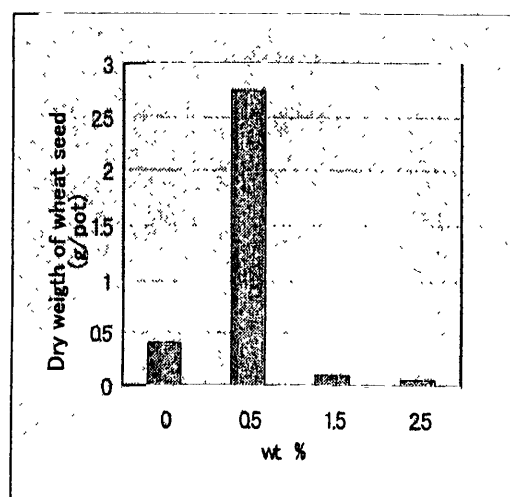


Fig. 10.4. Effect of byproducts from the semi-dry process.

Conclusion

The possibility of using the byproduct from desulfurization processes for amelioration of alkali soil is examined, to provide incentives for the construction of desulfurization processing facilities in China. It was shown that applying mixtures of 0.5 wt % of the byproduct from semi-dry process, which tends to be adopted owing to its low construction and

Table 10.6. Chemical analyses of soil after harvesting of wheat

No.	Process source of Gypsum	wt(%)	ph		Ca2+		Mg2+		K+		Na+		ESP(%)							
			1997																	
			5/20	8/2	9/24	5/20	8/2	9/24	5/20	8/2	9/24	5/20	8/2	9/24						
1	wet	0.5	10.12	8.20	7.09	5.15	8.38	6.28	4.60	2.59	1.99	0.064	0.207	0.266	2.20	0.42	0.00	17.8	3.6	0.0
2	semi-dry	0.5	8.42	8.65	5.23	8.34	8.66	4.57	3.08	3.00	0.128	0.274	0.246	1.99	0.84	0.00	16.7	6.7	0.0	9.72
3	control	0	10.52	9.47	9.20	4.83	5.16	5.72	2.81	2.30	2.50	0.030	0.727	0.336	4.36	3.48	2.13	36.3	29.9	20.0
4	control	0	10.37	9.60	9.10	5.18	5.99	4.82	2.40	1.69	1.74	0.000	0.205	0.170	2.91	3.27	2.35	27.7	29.3	25.9
5	wet	0.5	9.80	8.00	7.70	6.24	7.39	8.26	2.13	1.41	0.27	0.126	0.265	0.230	2.52	0.62	0.00	22.6	6.4	0.0
6	semi-dry	0.5	10.10	8.20	8.32	6.29	8.65	9.212	3.35	1.95	1.44	0.056	0.346	0.219	2.50	0.86	0.40	20.5	7.4	3.6
7	wet	0.9	9.55	8.03	88.05	5.45	8.49	8.22	5.34	2.99	2.47	0.112	0.271	0.63	1.05	0.00	0.00	8.0	0.0	0.0
8	semi-dry	1.5	10.35	10.05	9.90	5.20	8.23	8.75	3.61	2.32	2.28	0.014	0.226	0.232	1.49	0.06	0.17	14.5	12.2	12.9

running costs, to alkali soil have the same amelioration effect on such soils as the byproduct from the wet lime slurry used in developed countries. However, application to alkali soils of more byproduct than 0.5 wt % from the semi-dry process has a deteriorating effect on amelioration, due to the persistent increased pH of the soil.

References

1. Buringh P. Introduction to the Study of Soils in Tropical and Subtropical Regions. Wageningen: Center for Agricultural Publishing and Documentation, 1970:29-44.
2. Tanji KK ed. Agricultural Salinity Assessment and Management. New York: American Society of Civil Engineers, 1990:410-431.
3. Matsumoto S, Zhao QG, Yang J et al. Soil salinization and its environmental hazard on sustainable agriculture in east Asia and neighboring regions. *Global Environment* 1998; 1:75-81
4. Wong CL. Saline Soils in China. Xian: Shaanxi Academic Press, 1992:25-50.
5. Arnon I. Agriculture in Dry Lands, Principles and Practice. Amsterdam: Elsevier, 1992:585-630.
6. Chinese Water and Power Authority. Changes of Groundwater Level in North-east China. Beijing: Academia Sinica of Agriculture (in Chinese), 1997:15-30.
7. Quirk JP, Schofield RK. The effect of electrolyte concentration on soil permeability. *J Soil Sci* 1955; 6:163-178
8. Russo D, Bresler E. Effects of mixed Na/Ca solutions on the hydraulic properties of unsaturated soils. *Soil Sci Amer J* 1997; 41:713-717
9. Iino F, Aoki M, Nitta Y. Effects of alkali soil amelioration by several kinds of calcium materials. *J of the Japan Institute of Energy* 1997; 76:119-124
10. Hattori H, Kumagai H, Ishizuka T et al. Ettringite formation through the hot water treatment of mixture of CaO, fly ash and gypsum. Beijing: The 3rd China-Japan Symposium on Cool C-P Chemistry 1990:385-390.

Sodic soils reclaimed with by-product from flue gas desulfurization: corn production and soil quality

S. Chun*, M. Nishiyama, S. Matsumoto

Department of Applied Biological Chemistry, Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo, Japan

Received 26 June 2000; accepted 1 November 2000

“Capsule”: *Application of by-product from flue gas desulfurization to sodic soils has the potential to provide growth benefit to a commercially important production of plants with solving the acid rain problem.*

Abstract

Interest is growing in the use of by-product from flue gas desulfurization (FGD) to reclaim sodic soils by controlling the pH and excessive Na^+ . This study evaluated the effects on corn (*Zea mays*) production and pH and electrical conductivity (EC) of calcareous sodic soil during four times of cultivation when the by-product was applied once at the first cultivation (Study I) and the impacts on plant and soil quality at first cultivation when the by-product was applied to the soil at 23,000 kg ha^{-1} (Study II). In Study I, the germination rate and corn production increased by applying the by-product (0, 5,800, 11,600, and 23,100 kg ha^{-1}), and the greatest total amounts of corn production during the four times of cultivation was when the by-product was applied at 23,100 kg ha^{-1} . In Study II, the pH, exchangeable sodium percentage (ESP), clay dispersion and soluble Na^+ in the soil decreased and soluble Mg^{2+} and soluble K^+ in the soil increased. The soil pH was reduced from 9.0 to 7.7 by applying the by-product. However, the by-product decreased the concentrations of total N and P in corn leaves in this study. No significant difference in the concentrations of Mo, Zn, Pb, Ni, Cd, Mn, Cr, Cu, and Al in corn leaves and the soil was observed between the by-product addition and the control except for B in the soil and Fe in corn leaves. The concentration of B in the soil was reduced from 28.7 mg kg^{-1} to 25.4 mg kg^{-1} and the concentration of Fe in corn leaves increased from 17.5 mg kg^{-1} to 22.6 mg kg^{-1} by applying the by-product in our study. © 2000 Published by Elsevier Science Ltd.

Keywords: By-product from flue gas desulfurization (FGD); Sodic soils; Reclamation; Trace elements

1. Introduction

The increasing production of coal combustion products has increased the need to find suitable uses for these by-products (Phung et al., 1978; Terman et al., 1978; Korcak 1985; Marsh and Grove 1992a, b; McCarty et al., 1994; Stehouwer, et al, 1995a, b; Crews and Dick, 1998; Stuczynski, 1998a, b). Substantial evidence exists that, with proper use, these by-products can be a valuable resource to improve soil, but improper use that can be detrimental to the soil quality and the environment is also of concern (Carlson and Adriano 1993; Siddaramappa et al., 1994; Stuczynski et al., 1998a, b). Increasing concerns about SO_x emissions in

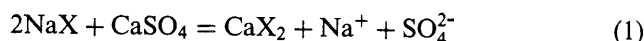
flue gas of coal combustion and associated problems with acid precipitation have promoted the development of desulfurization technologies to reduce SO_2 emissions but they also produce large amounts of by-product from flue gas desulfurization (FGD; Carlson and Adriano, 1993). FGD involves the removal of SO_2 from a stack, usually by adding limestone slurry to the FGD system. Wet limestone scrubbing is the most common FGD process to control SO_2 emissions from coal combustion and forced oxidation in the scrubber loop improves the dewatering properties of the slurry, leading to the formation of a high amount of CaSO_4 (wet FGD process). Interest is growing in the use of the by-product to reclaim sodic soils as CaSO_4 in the by-product has a possibility for a dissolution-exchange reaction in soil colloids.

Sodic soils contain an excess of exchangeable Na^+ on soil colloids and have soluble carbonates in the form of Na_2CO_3 and NaHCO_3 . This results in a high pH (> 8.4)

* Corresponding author. Present address: 1-1-1, Yayoi, Bunkyo-ku, Tokyo, 113-8657, Japan. Tel.: +81-3-5841-5140; fax: +81-3-5841-8042.

E-mail address: aa87041@mail.ecc.u-tokyo.ac.jp (S. Chun).

of soil, clay dispersion, soil swelling, and overall poor soil physical properties (Suarez et al., 1984; Gupta and Abrol, 1990). Improving chemical and physical soil properties is necessary in sodic soils to avoid not only agricultural but also soil erosions. Amendments for sodic soils are materials that directly or indirectly furnish divalent cations (usually Ca^{2+}) to replace exchangeable Na^+ . Using CaSO_4 can only be justified economically by a yield response, usually over several seasons of reclaiming sodic soils (Gupta and Abrol, 1990). The dissolution-exchange reaction in soil colloids is represented as (US Salinity Laboratory Staff, 1954):



where X is the soil exchange phase. The exchange of Ca^{2+} for Na^+ in the soil exchange complex results in flocculation of soil particles and the restoration of the porous structure and high permeability of soil. Gypsum also immediately increases the electrical conductivity (EC) of the soil solution and increased ionic strength leads to proton generation resulting in reducing the soil pH.

When the by-product is used in agriculture, its high content of soluble salts may adversely affect plant growth because it negatively impacts against the osmotic potential of plant roots, even though it is a good source of CaSO_4 (Shannon, 1997). The by-product also may contain trace elements of environmental concern (Fowler et al., 1992; Stehouwer et al., 1995 a, b). More information is needed of the influence of the by-product on soil properties so that guidelines can be developed to use in both agricultural production (Terman et al., 1978; Carson and Adriano, 1993) and environmental reclamation (Stehouwer et al., 1995a, b). Provided the environmental impacts are minimal and socially acceptable, development of environmentally benign or even beneficial uses for by-product from FGD would effectively reduce the costs of SO_2 emission control. The objective of our study, therefore, was to assess the impact of the by-product applied to a calcareous sodic soil on the growth of corn (*Zea mays*) and on soil quality.

2. Materials and methods

Field experiments were made in the semi-arid area at Kangping (42°70' N, 123°50' E) 100 km north of Shenyang, in northeast China. Table 1 shows the physical and chemical properties of the Kangping soil (Mollisol) before the experiments. X-ray diffraction data were obtained using a Rigaku diffractometer with Cu K_α radiation. The Kangping soil has typical characteristics of calcareous sodic soil with CaCO_3 , a high pH and an exchangeable sodium percentage (ESP), and low hydraulic conductivity. ESP is a critical parameter used

Table 1
Soil properties of calcareous sodic soil before the experiment

Property	Parameter	Value
Classification ^a	Kastanozems	
Mineralogy ^b	CS, S, K	
Physical	Loamy sand	
	Bulk density (g cm^{-3})	1.53
	Hydraulic conductivity (cm s^{-1})	5.88×10^{-7}
Chemical	pH	10.2
	EC (dSm^{-1}) ^c	0.84
	CEC ((+) cmol kg^{-1}) ^d	8.4
	CaCO_3 (g kg^{-1})	22.5
	ESP (%) ^e	34
	Soluble cations (cmol kg^{-1})	
	Na^+	3.04
	Ca^{2+}	0.97
	Mg^{2+}	1.19
	K^+	0.87
	Soluble anions (cmol kg^{-1})	
	HCO_3^-	0.30
	CO_3^{2-}	0.10
	Cl^-	0.32
	SO_4^{2-}	0.09

^a Based on the 'Soil Map of the World' (FAO-UNESCO, 1974).

^b Mineralogy key based on X-ray diffraction peak intensity: CS, Chlorite-smectite intergrade; S, Smectite; K, Kaolinite.

^c EC, electrical conductivity.

^d CEC is cation exchangeable capacity determined by 1N Na OAc at pH 8.2.

^e ESP, exchangeable sodium percentage.

to evaluate sodic soils and an ESP value of 15 is the critical point for deterioration in soil structure (US Salinity Laboratory, 1954). The precipitation during the growing season of corn in this area was 259, 519, 766, and 339 mm in 1996, 1997, 1998, and 1999, respectively (Table 2). More than 70% of the rainfall in this area occurred during the monsoon period from June to August.

The by-product from FGD used (Table 3) had a pH of 7.6 and its EC value was 2.2 dS m^{-1} (1:10, the by-product to water ratio), a value corresponding to more than 4.0 dS m^{-1} soil saturation extract value used to define a saline soil (Soil Science Society of America, 1987). Content of CaSO_4 in the by-product was 88% based on dry sample and the amounts of total Ca in the by-product was almost 25%.

2.1. Study I

To evaluate the effects of the by-product on the pH and EC of the soil and on corn production, Study I was conducted between 1996 and 1999. The by-product was applied to the experimental plots before seeding in 1996 (the first cultivation). Study I was designed by completely randomized design with three replications and the treatment rates of the by-product were 0, 5,800,

Table 2

Precipitation and mean daily temperature on the experimental site during the growing seasons of corn from 1996 to 1999

Year	Month	Precipitation (mm)	Temperature (°C)
1996	April	16	9
	May	44	17
	June	38	22
	July	98	23
	August	54	22
	September	9	17
1997	April	13	11
	May	43	17
	June	35	23
	July	79	26
	August	283	24
	September	67	16
1998	April	20	14
	May	83	18
	June	119	21
	July	293	24
	August	223	22
	September	28	19
1999	April	20	9
	May	19	17
	June	57	22
	July	97	26
	August	141	23
	September	5	18

11,600, and 23,100 kg ha⁻¹. The by-product was uniformly applied and was incorporated into the top 20 cm of soil (the root zone) by hoeing, and an untreated plot as the control was also hoed. Each plot (3.6×3.6 m) was seeded with 48 seeds of corn. Although the by-product was added in the first cultivation only, response variables were evaluated for 1996, 1997, 1998 and 1999 for assessing of maintenance effect of the by-product. Soil samples were collected and measured for pH and EC using 1:5 water extracts. The germination rate and corn production were also measured to evaluate the plant growth for four times of cultivation.

2.2. Study II

Study II was made in 1999 to examine the changes in chemical and physical properties of the soil and the chemical properties of plants, including concentrations of trace elements, caused by applying the by-product. The by-product was applied at 23,000 kg ha⁻¹ and the determination of its treatment rate was based on the result of corn production in Study I. Study II was established by a completely randomized design with and four replications. Each plot size was 13×80 m.

Soil samples were collected, air-dried, and analyzed for pH, EC, CaCO₃, ESP, clay dispersion, available P

Table 3

Chemical properties of the by-product from flue gas desulfurization

Parameter	Value
pH ^a	7.6
EC (dS m ⁻¹) ^a	2.2
Moisture (%)	5.5
<i>Compounds (%)^b</i>	
CaSO ₄	88
CaSO ₃	0
Ca(OH) ₂	
CaCO ₃	0
Others	3
<i>Trace elements (mg kg⁻¹)^c</i>	
Mo	4.1
Zn	17.3
Pb	15.7
Ni	4.3
Cd	nd ^d
B	6.2
Mn	8.7
Fe	1240
Cr	12.2
Cu	12.5
Al	7490

^a pH and EC (electrical conductivity) were measured using 1:10, the by-product to water ratio.

^b It is based on dry sample, and amount of total Ca in the by-product is almost 25%.

^c Trace elements in the by-product were extracted using HF solution.

^d nd, not detected.

(Olsen et al., 1954), soluble cations (Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, and K⁺), and trace elements (Mo, Zn, Pb, Ni, Cd, B, Mn, Fe, Cr, Cu, and Al). The pH, EC, and soluble cations were measured by using 1:5 water extracts. The amounts of the soluble cations were measured using an atomic absorption spectrophotometer (SHIMADZU 680A). The amount of CaCO₃ was measured using 1.0 g of soil sample put in a closed flask. One milliliter of 2N H₂SO₄ was added to react with the CaCO₃, and the pressure of the evolved CO₂ in the headspace was measured immediately using gas chromatography (SHIMADZU GC-8A). The ESP value was predicted from the sodium adsorption ratio of soil solution (US Salinity Laboratory staff, 1954). The clay dispersion was estimated by transmittance percentage of soil solution. Soil, (0.5 g of sample) was Added to 50 ml of distilled water, was sonicated for 10 s at 50 W, and was shaken for 30 min. The suspension were kept standing for 24 h, and 10 ml of each suspension was pipetted into a test tube. The transmittance at a wavelength of 650 nm was measured using a spectrometer (SHIMADZU 20A). The available P (Olsen and Sommers, 1982) was determined by the ascorbic acid method. Trace elements in the soil were extracted using the NH₄HCO₃-DTPA solution at pH 7.6 (Soltanpour, 1991) and then were analyzed using

inductively coupled plasma spectrometry (SEIKO SPS 1200V).

Corn leaves for chemical analysis were collected and were dried in an oven at 80° for 72h. The total C and N were determined using a carbon and nitrogen analyzer (SUMICA NC-90A). Plant samples were further digested in a mixture of HNO₃ and HClO₄ (3:1). Phosphorus in the digested solution was determined by the ascorbic acid method and trace elements were analyzed using inductively coupled plasma spectrometry (SEIKO SPS 1200V).

Statistical analysis was done using the SAS system (SAS Institute, 1989). Chemical and physical properties of the soil and chemical properties of corn leaves were evaluated using multivariate analysis of variance and the trace elements of corn leaves and in the soil were statistically analyzed using analysis of variance.

3. Results and discussion

3.1. Study I

The germination rate and corn production in the calcareous sodic soil increased by applying the by-product (Table 4). The corn was assessed for 4-years and had maximum growth when the soil was treated with 23,100 kg ha⁻¹ of the by-product. The application effects of the by-product persisted for at least 4-years after only once applying. However, we also observed chlorosis symptom in some corn leaves at the fourth cultivation in soil treated with the by-product (data not shown). Soil pH declined with increasing amounts of the applied by-product (Fig. 1a) probably because of effect of CaSO₄ in the by-product. The soil pH decreased from 10.0 to 8.7 on the final sampling date (21 September 1999) when the by-product was applied at 23,100 kg ha⁻¹. But this soil pH was still high, thus having the possibility of reducing the solubility of mineral nutrients such as Fe and Zn. The low availability of these elements in the soil must be one of the reasons for chlorosis at the fourth cultivation. Most of the nutrients dissolved in the decreasing soil pH when the by-product was applied at 23,100 kg ha⁻¹ might be consumed to normal plant growth for three times of cultivation, resulting in

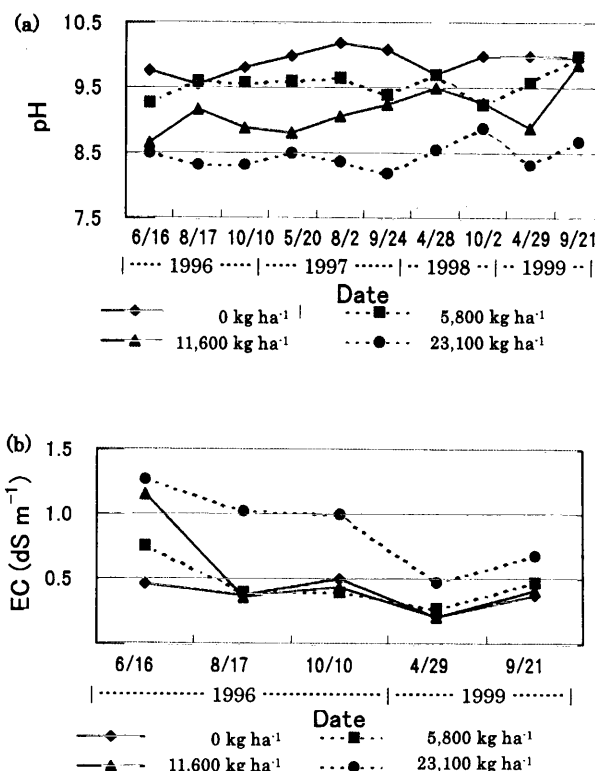


Fig. 1. Seasonal changes in (a) pH and (b) EC (electrical conductivity) of soil treated with 0, 5,800, 11,600, and 23,100 kg ha⁻¹ of the by-product from flue gas desulfurization in 1996.

chlorosis at the fourth cultivation. Cultivation with only the by-product and without fertilizer might promote nutrient deficiency in Study I. From a point of view of fertilizer management in sodic soils, applying trace elements such as Fe and Zn with organic matter would help to increase the availability of these elements in high pH of the soil. Because many soluble forms of soil trace elements are in the forms of humic chelates (Li and Wang, 1997). Chhabra et al. (1981) also reported that available P decreased in field condition soils as the level of CaSO₄ application increased, because the provided Ca²⁺ from CaSO₄ bond with ionic P resulting in its decreased availability in soil.

The EC slightly increased with the initial application of the by-product (Fig. 1b), but it decreased to the same level as the control within a few months, except for the

Table 4

Germination rate and corn production on soil treated with the by-product from flue gas desulfurization in 1996

Treatment rate	Germination rate (%)				Corn production (kg ha ⁻¹)				
	1996	1997	1998	1999	1996(a)	1997(b)	1998(c)	1999(d)	Σ (a + b + c + d)
0 kg ha ⁻¹	0	0	40	63	0	0	0	430	430
5,800 kg ha ⁻¹	27	75	98	100	220	1930	1260	3430	6840
11,600 kg ha ⁻¹	73	77	96	100	500	1970	580	1780	4830
23,100 kg ha ⁻¹	100	92	96	100	2550	2820	730	2380	8480

soil treated with 23,100 kg ha⁻¹ of the by-product. The EC of control and soil treated with 23,100 kg ha⁻¹ of the by-product in the final sampling date was 0.37 dS m⁻¹ and 0.68 dS m⁻¹, respectively.

3.2. Study II

Two critical factors limiting vegetation establishment on sodic soils are high pH (>8.4) and excessive Na⁺. Calcium is available to reclaim these factors by dissolution-exchange reaction in soil colloids. Although this soil has CaCO₃, the displacement of exchangeable Na⁺ by Ca²⁺ from CaCO₃ is not very effective due to the extremely low solubility of CaCO₃ in high soil pH. In our study, the application of the by-product from FGD reduced pH, ESP, clay dispersion measured by transmittance, and soluble Na⁺ in calcareous sodic soil (Table 5). Chorom et al. (1994) found that by reducing pH from 9 to 7, dispersion of clay in sodic soils can be reduced three-fold, and they concluded that soil pH is an important factor to manage dispersive soils under field conditions. The by-product clearly reduced pH, ESP, and clay dispersion and thus could lead to improve physical properties in this soil.

The by-product increased the C/N ratio and decreased the concentration of total N, P, and K in corn

leaves (Table 6). Despite better corn production by applying the by-product (Study I), corn leaves had less concentrations of total N and P than the control (Study II). It is generally said that sodic soils contain high amounts of available P (Singh and Nijhawan 1943; Chhabra et al., 1981), but available P decreases in field soils as the level of CaSO₄ application increases (Chhabra et al., 1981). The decreased concentration of total N and P caused no abnormal growth, as applying the by-product led to an increase in corn production.

Boron in the soil and Fe in the corn leaves showed significant differences between the control and when the by-product was applied at 23,000 kg ha⁻¹ (Table 7). Boron is not likely to be limiting for plant micro-nutrition in sodic soils. With increasing sodicity and pH of soil, the concentration of B increases in soil solution and at higher concentrations it could prove toxic to plants. Accumulation of elements in plant parts in toxic amounts result in injury, reduced growth and even plant mortality, and commonly observed elements in toxic concentrations in sodic soils include not only Na but also Mo and B (Gupta and Abrol, 1990). However, once the soil is reclaimed by chemical amendments and leaching, the concentration of B in soil solution diminishes to within safe limits and no longer remains toxic to plants (Gupta and Abrol, 1990). We also observed that

Table 5
Chemical and physical properties of soil treated with by-product from flue gas desulfurization

Treatment rate	pH	EC ^a (dS m ⁻¹)	CaCO ₃ (g kg ⁻¹)	ESP ^b (%)	Clay dispersion (% Transmittance)	Available P (mg kg ⁻¹)	Soluble cation (cmol kg ⁻¹)			
							Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺
0 kg ha ⁻¹	9.0	0.55	26.8	22.0	21	34	2.4	1.5	2.3	0.4
23,000 kg ha ⁻¹	7.7	0.59	28.0	4.8	89	30	1.6	3.5	6.4	0.6
<i>Multivariate ANOVA effect^c</i>										
Treatment	*	ns	ns	**	**	ns	*	ns	*	*

^a EC, electrical conductivity.

^b ESP, exchangeable sodium percent.

^c Results of multivariate analysis of variance (ANOVA) effect: ns, not significant at $P < 0.05$.

* $P < 0.05$.

** $P < 0.01$.

Table 6
Chemical properties of leaves of corn on the soil treated with by-product from flue gas desulfurization

Treatment rate	C (%)	N (%)	C/N	P (mg kg ⁻¹)	Na ⁺ Ca ²⁺ Mg ²⁺ K ⁺			
					(mg kg ⁻¹)			
0 kg ha ⁻¹	42.6	1.9	22	221	14,860	521	950	2560
23,000 kg ha ⁻¹	40.0	1.5	26	152	8540	786	938	1990
<i>Multivariate ANOVA effect^a</i>								
Treatment	ns	**	**	*	ns	ns	ns	**

^a Results of multivariate analysis of variance (ANOVA) effect: ns, not significant at $P < 0.05$.

* $P < 0.05$.

** $P < 0.01$.

Table 7

Concentration of trace elements in corn leaves and soil treated with by-product from flue gas desulfurization^a

Part	Trace elements	Treatment rate	
		0 kg ha ⁻¹ (mg kg ⁻¹)	23,000 kg ha ⁻¹ (mg kg ⁻¹)
Corn leaves	Mo	9.4	9.1
	Zn	2.4	2.5
	Pb	28.4	28.3
	Ni	7.9	8.2
	Cd	nd ^b	nd
	B	12.8	12.5
	Mn	10.5	10.3
	Fe*	17.5	22.6
	Cr	8.7	8.4
	Cu	6.7	6.5
	Al	37.7	37.2
Soil ^c	Mo	6.4	6.3
	Zn	11.6	11.0
	Pb	14.9	15.0
	Ni	4.6	4.4
	Cd	nd	nd
	B*	28.7	25.4
	Mn	29.9	23.1
	Fe	90.1	90.8
	Cr	2.4	2.3
	Cu	11.2	11.7
	Al	47.8	50.8

^a Analysis of variance was used to test for differences.

^b nd, not detected.

^c Trace elements were extracted by NH₄CO₃-DPTA solution at pH 7.6.

**P* < 0.05.

applying the by-product decreased the concentration of B in the soil. Iron deficiency is commonly associated with sodic soils due to the high pH of the soil (Anderson, 1982). However, uptake of Fe into corn leaves growing in the calcareous sodic soil treated with the by-product was more than that in the control. Other trace elements, except B in soil and Fe in corn leaves, did not change when the by-product was applied at 23,000 kg ha⁻¹.

If the number of applications of by-product from FGD were increased, trace elements added to the soil would also increase. Therefore, further studies are needed to determine the influence of potentially excessive or multiple additions of the by-product on the accumulation of potentially toxic elements in plants and soil.

4. Conclusions

The presence of Na₂CO₃ or NaHCO₃ increases the soil pH by increasing the activity of carbonate and bicarbonate in sodic soils. A high pH of the soil can lead to chemical imbalances and deficiencies in the mineral

nutrition of crops. Applying the by-product from FGD was efficient to reclaim calcareous sodic soil in our study. Corn production increased by only one application of the by-product, and its effect continued for at least 4 years (Study I). The by-product significantly reduced the pH, ESP, and soluble Na⁺ in the soil although it also reduced the concentration of total N and P in corn leaves (Study II). Except for Fe, concentrations of trace elements in corn leaves did not change when the by-product was applied 23,000 kg ha⁻¹. Thus, trace elements in the food chain from using the by-product appears to have little potential toxicity at least at the concentration of this study.

Using the by-product from FGD on sodic soils does indicate that we can benefit from the scrubbing of SO₂ from the flue gas of coal combustion because it reduces acid rain and improves the soil properties.

Acknowledgements

We express our special thanks to Professor M. Satakata at the Department of Chemical System Engineering, University of Tokyo for valuable general support of the experiments.

References

- Anderson, W.B., 1982. An overview: diagnosis and correction iron deficiency in field crops. *Journal of Plant Nutrition* 5, 785–795.
- Carlson, C.L., Adriano, D.C., 1993. Environmental impacts of coal combustion residues. *Journal of Environmental Quality* 22, 227–247.
- Chhabra, R., Abrol, I.P., Shngh, M.V., 1981. Dynamics of phosphorus during reclamation of sodic soils. *Soil Science* 132, 319–324.
- Chorom, M., Rengasamy, P., Murray, R.S., 1994. Clay dispersion as influenced by pH and net particle charge of sodic soils. *Australian Journal of Soil Research* 32, 1152–1243.
- Crews, J.T., Dick, W.A., 1998. Liming acid forest soils with flue gas desulfurization by-product: growth of Northern red oak and leachate water quality. *Environmental Pollution* 103, 55–61.
- FAO-UNESCO, 1974. *Soil Map of the World Legend (1:5000000)* (Vol. 8). UNESCO, Paris.
- Fowler, R.K., Bigham, J.M., Traina, S., Stehouwer, R.C., McCoy, E.L., 1992. Properties of clean coal technology by-products. *Agronomy Abstracts*. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Gupta, R.J., Abol, I.P., 1990. Salt-affected soils: their reclamation and management for crop production. In: Lal, R., Steward, B.A. (Eds.), *Advances in Soil Science: Soil Degradation*. Advances in Soil Science 11, pp. 223–288, Springer-Verlag.
- Korcak, R.F., 1985. Effects of coal combustion by-products use as lime substitutes in nutrition of apples in three soils. *Plant and Soil* 85, 437–441.
- Li, S., Wang, Z., 1997. *Alkali Soil of Desert Area*. China Ocean Press, Beijing.
- Marsh, B.H., Grove, J.H., 1992a. Plant and soil composition as affected by an alternative lime source containing sulfate. *Soil Science Society of America Journal* 56, 1831–1836.
- Marsh, B.H., Grove, J.H., 1992b. Surface and subsurface soil acidity: soybean root response to sulfatebearing spent lime. *Soil Science Society of America Journal* 56, 1837–1842.

- McCarty, G.W., Siddarappa, R., Wright, R.J., Codling, E.E., Gao, G., 1994. Evaluation of coal combustion by-products as soil liming materials: their influence on soil pH and enzyme activities. *Biology and Fertility of Soils* 17, 167–172.
- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, L.A., 1954. Estimation of available P in soils by extraction with NaHCO_3 (USDA Circ. 939). US Government Printing Office, Washington, DC.
- Olsen, S.R., Sommers, L.E., 1982. Phosphorus. In: Page, A.L., MillLal, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis*, Part 2. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 403–448.
- Phung, H.T., Lund, L.J., Page, A.L., 1978. Potential use of fly ash as a liming material. In: Adriano, D.C., Brisbin, I.L. (Eds.), *Environmental Chemistry and Cycling Processes* (Conference 760429). United States Department of Commerce, Springfield, VA, pp. 504–514.
- SAS Institute, 1989. *SAS/GRAPH User's Guide*, 5th Edition. SAS Institute, Cary, NC.
- Shannon, M.C., 1997. Adaptation of plants to salinity. In: Lal, R., Steward, B.A. (Eds.), *Advances in Soil Science*. Springer-Verlag, pp. 75–120.
- Siddaramappa, R., McCarty, G.W., Wright, R.J., Codling, E.E., 1994. Mineralization and volatile loss of nitrogen from soils treated with coal combustion by-products. *Biology and Fertility of Soils* 18, 279–284.
- Singh, O., Nijhawan, S.D., 1943. Availability of phosphates in alkaline and calcareous soils. *Indian Journal of Agricultural Science* 36, 356–366.
- Soil Science Society of America, 1987. *Glossary of Soil Science Terms*. Soil Science Society of America, Madison, WI.
- Soltanpour, P.N., 1991. Determination of nutrient availability and elemental toxicity by AB-DTPA soil test and ICPS. In: Lal, R., Steward, B.A. (Eds.), *Advances in Soil Science*, Vol. 16. Springer-Verlag, pp. 165–190.
- Stehouwer, R., Sutton, P., Dick, W., 1995a. Minespoil amendment with dry flue gas desulfurization by-products: plant growth. *Journal of Environmental Quality* 24, 861–869.
- Stehouwer, R., Sutton, X., Fowler, R., Dick, W., 1995b. Minespoil amendment with dry flue gas desulfurization by-products: element solubility and mobility. *Journal of Environmental Quality* 24, 165–174.
- Stuczynski, T.I., McCarty, G.W., Wright, R.J., 1998a. Impact of coal combustion product amendments on soil quality: 1. Mobilization of soil organic nitrogen. *Soil Science* 163, 953–959.
- Stuczynski, T.I., McCarty, G.W., Wright, R.J., Reeves III, J.B., 1998b. Impact of coal combustion product amendments on soil quality: 1. Mobilization of soil organic carbon. *Soil Science* 163, 960–969.
- Suarez, D.L., Rhoades, J.D., Lavado, R., Grieve, C.M., 1984. Effect of pH on saturated hydraulic conductivity and soil dispersion. *Soil Science Society of America Journal* 48, 50–55.
- Terman, G.L., Klimmer, V.J., Hunt, G.M., Buchanan, W., 1978. Fluidized bed boiler by-product as a source of nutrients and lime. *Journal of Environment Quality* 7, 147–150.
- US Salinity Laboratory Staff, 1954. *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. US Department of Agriculture Handbook 60. US Government Printing Office, Washington, DC.