

酸性雨が土の物理化学的特性に及ぼす影響

嘉門 雅史・応 長雲

EFFECT OF ACID RAIN ON PHYSICO-CHEMICAL PROPERTIES OF SOILS

By Masashi KAMON and Changyun YING

Synopsis

It is imperative to examine the engineering properties of soil eroded by acid rain in order to increase our understanding in the effect of acid rain on geotechnical engineering. Two test methods of the permeability and the soak were used to investigate the variation of the physico-chemical behaviors of soils with precipitation of acid rain. Results indicated that there is a more significant effect of artificial acid rain on physico-chemical properties comparing with engineering properties. It is examined that the variations of all the physico-chemical properties such as the increase of pH values of the outflow and seepage water, increase of the cation concentration of the outflow and seepage water, decrease of pH values of the specimen and decrease of the exchangeable cation concentration were caused by ion-exchange reaction between the exchangeable cations of specimens and the H^+ ions of acid rain. The concentration of water-soluble cation and the electric conductivity increased with continuing to permeate or soak, there is a larger rate of the increase in Kanto Loam than that in alluvial clay and decomposed granite soil. These physico-chemical behaviors are strongly affected by pH of artificial acid rain, and a more significant variation was observed under the lower-pH condition comparing with nearly neutral one.

1. は じ め に

酸性雨対策で苦慮している欧米と異なり、日本では、現在のところ酸性雨による大規模な被害の事例は報告されていないが、最近は関東地方、中国地方、北九州地方の一部でスギ、モミ等の被害が酸性雨によるものかどうか議論されている。環境庁は1988年度から1990年度まで日本全国にわたって降雨のpHの調査を行った。その観測結果によれば、多くの地点でpHの年間平均値は4.0～5.0である。今後、アジア大陸の国々の工業化によって降雨の酸性化が進むと、地盤にとっても長期にわたる酸性雨の被害が急速に拡大する恐れがある。

酸性雨による土の酸性化が植物の成長に及ぼす影響に関する研究は農学研究者により多く行われているが^{1,2)}、土質工学の立場から、土への酸性雨の影響についての研究はまだ少ない。土への酸性雨の影響は物理化学的、工学的に複雑である。したがって、酸性雨の影響を評価するには物理化学的および工学的な見地から総合的に評価する必要がある。酸性雨が土のpHや物性などに及ぼす影響については、山口ら³⁾により次のような報告がある。酸性溶液の土試料への流下による流出水及び土のpHの変化は土の緩衝能力によって大きく異なる。また、0.1N～0.5N範囲の酸性溶液の添加によって土の液性限界や塑性限界が減少する傾向にあることが報告されている。これは、酸性雨の浸食により、土中の交換性陽イオンが酸性雨中

の水素イオンに交換されるためであるとされている。このことから、酸性雨が土の性質に及ぼす影響を解明するためには、交換性陽イオンなどの物理化学的特性を調べるのが重要であるが、これまでの研究では酸性雨による土の物理化学的特性の挙動に関しては、まだ十分なデータを得ていない。

本研究では、酸性雨が地盤に浸透する実態を模擬し、締固めた供試体に模擬酸性雨を流下させ、酸性化による土の物理化学的特性と工学的特性の挙動に関する実験を行った。さらに、物理化学的特性と工学的特性の両者の相関性について検討した。

2. 実験概要

2.1 試料

本実験に使用した試料土は東大阪市の沖積粘土、東京都町田市の関東ローム、滋賀県大津市のまさ土の三種類である。試料土の基本的特性を Table 1 に示す。まさ土および関東ロームは 2 mm ふるい通過試料を用い、沖積粘土は貝片などの雑夾物を除去し実験に供した。

実験に供した人工模擬酸性雨は、蒸留水に市販の 97% 硫酸 (H_2SO_4) を調合して作製した。模擬酸性雨の pH は日本全国の降雨実態に基づいて決めた。環境庁による全国の雨水の pH 測定結果では、雨水の pH 値は概ね 3.0 ~ 7.0 の範囲に分布し、平均 pH 値は 4.0 ~ 5.0 であることが分っている。そこで、本研究では、模擬酸性雨の pH を 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 5.6 に設定した。

Table 1. Properties of Soils

	w_n %	w_{opt} %	w_P %	w_L %	I_L	ρ_s	U_c	pH
D. G. Soil	7.6	12.1	—	—	—	2.629	7.70	6.10
K. Loam	74.9	78.0	87.2	114.0	26.8	2.720	11.50	6.17
A. Clay	64.0	—	34.2	93.0	58.8	2.652	6.20	7.72

2.2 実験方法

浸漬試験は、設定期間にわたって各 pH の模擬酸性雨に三種類の土の供試体を浸漬して行った。浸漬後の供試体は、一軸圧縮強さや透水特性、コンシステンシーなどを調べた。また、一軸圧縮試験を終了した後の供試体の一部を切り出して、土の pH、交換性陽イオン量、水溶性陽イオン量を測定した。一方、浸出液の pH や陽イオン量も調べた。また、まさ土に対しては、流下装置によって供試体に模擬酸性雨を流下させた後、供試体及び流出液において浸漬試験の場合と同様の試験を行った。流下装置の断面模式図は Fig. 1 に示すとおりである。浸漬及び流下試験では、供試体をモールドから脱型せずに模擬酸性雨の浸漬及び流下が行

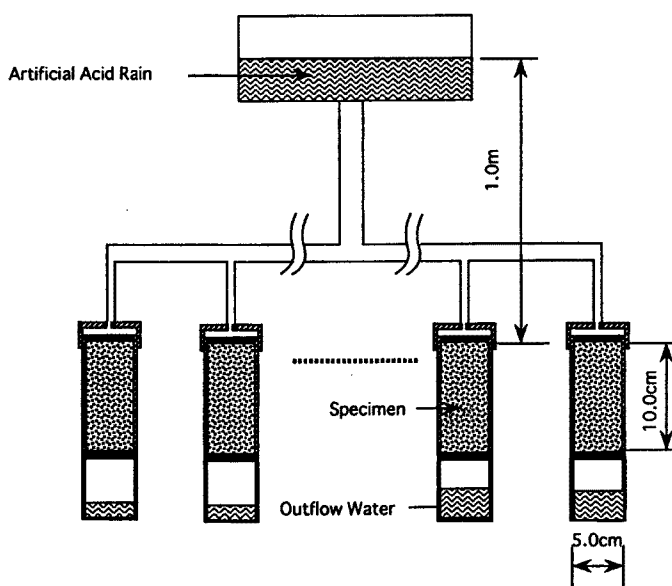


Fig. 1. Permeability Apparatus

われた。一軸圧縮試験供試体のモールドの内径は 5 cm, 肉厚は 0.5 cm, 高さは 10 cm であり, 水道用の塩化ビニルパイプを用いて作製した。透水試験に供した供試体は 7 × 5 cm の既成鉄製モールドを使用して作製した。まさ土及び関東ロームの供試体は締固め (4 層 × 5 × 10 × 10 × 20 回) によって作製されたが, 沖積粘土の場合には, 乱さない土試料を用いた。イオンの測定は日本土壌肥料学会の定める方法により原子吸光光度計を用いて行った⁴⁾。

流下試験における酸性雨の流下量は次のように決定した⁵⁾。模擬酸性雨の溶液量は年間降雨量を全国平均値 1,760 mm (176 cm) を参考に 1,800 mm とし, 地盤に浸入する雨の量を全降雨量の 1/3 (60 cm) と想定すると,

土に浸入する年間酸性雨量 = 60 cm × 21.24 cm² (供試体の断面積) = 1,200 ml

2, 4, 8, 16 年間の酸性雨降雨量はそれぞれ 2.4 ℓ, 4.8 ℓ, 9.6 ℓ, 19.2 ℓ となる。

浸漬期間は, 2, 4, 8, 16 年間の酸性雨降雨量はそれぞれ 2.4 ℓ, 4.8 ℓ, 9.6 ℓ, 19.2 ℓ であり, 2 年間分の酸性雨の浸漬による浸漬液の各陽イオンが交換平衡状態に達すまで必要な浸漬期間は 2 週間ぐらいであることから, 2 年, 4 年, 8 年, 16 年の降雨期間に相当する浸漬期間をそれぞれ 15, 30, 60, 120 日と設定した。15 日ごとに模擬酸性雨を新しいものに取り替えて浸漬した。

2.3 酸性雨降雨による土の緩衝能の低下に関する推算

それぞれの土の交換性陽イオンの溶脱率に関する推算は次のとおりである。

γ_d は乾燥密度 (g/cm³), D は酸性化された地盤の深さ (cm), c は土中の交換性陽イオンの濃度 (meq), R_{ave} は年間降雨量 (cm/y), $t(y)$ は降雨年数とすると, pH の定義 $pH = -\log[H^+]$ より, $[H^+] = 10^{-pH}$ であることから,

$$\frac{D}{t} = \frac{100 \cdot R_{ave}}{3 \cdot \gamma_d \cdot c \cdot 10^{pH}} \quad \dots\dots\dots (1)$$

この式により, 交換性陽イオンの溶脱率を Table 2 に示す。

Table 2. Leaching rate of exchangeable cation (cm/y)

	pH= 2.0	pH= 3.0	pH= 4.0	pH= 5.0	pH= 5.6
D. G. Soil	37	3.7	0.37	0.037	0.010
K. Loam	33	3.3	0.33	0.033	0.0080
A. Clay	8.7	0.87	0.087	0.0087	0.0025

4. 実験結果及び考察

4.1 流下試験

(1) 流出液の pH

模擬酸性雨の流下による供試体の流出液の pH の変化を Fig. 2 に示す。まさ土の流出液の pH は, 供試体からの陽イオンの溶出により上昇し, 模擬酸性雨の pH のいかにかわらず流下初期には一様に 7.0 ~ 8.0 の値となるが, その後模擬酸性雨の流下量が多くなるに従い減少している。これは, 模擬酸性雨の流下により, まさ土中の Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺ などの陽イオンが模擬酸性雨中の H⁺ に交換されることから,

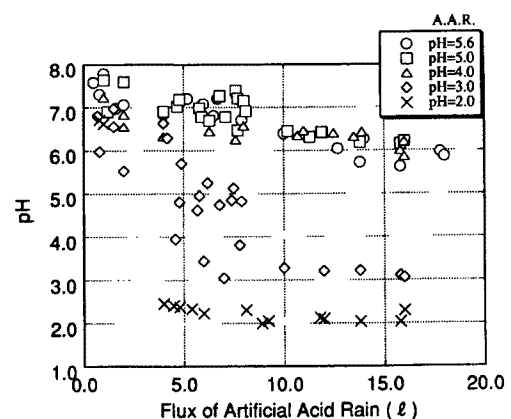


Fig. 2. pH of Outflow Water

Table 3. Relation between Flux and pH of Artificial Acid Rain

pH of Acid Rain	2.0	3.0	4.0	5.0	5.6
Flux of Acid Rain (ℓ)	0.91	9.1	91	910	3607

流出後の溶液の H^+ 濃度が減少し、pH が高くなるものである。流下初期には土中の交換性陽イオン量が多く、各 pH の模擬酸性雨のいずれにおいても、イオン交換反応により、流下液中の H^+ と交換性陽イオンの交換平衡状態に近づくにつれて、各流出液の pH はほぼ同様の値まで上昇すると考えられる。模擬酸性雨の流下量が増えると、土中の陽イオン量が減少し、 H^+ との交換性陽イオン量が少なくなることから、流出液の pH が低下している。模擬酸性雨の pH が流出液の pH の変化に与える影響についてみると、模擬酸性雨の pH が低いほど流出液の pH の低下は著しくなる。pH が 4.0～5.6 である模擬酸性雨の流下では、流出液の pH が流下初期の 7.0～8.0 から最終的に 6.0 までゆるやかに減少する傾向が見られるが、模擬酸性雨の pH は 4.0 から 3.0 まで低下すると、流下初期には流出液の pH は大きく減少し、特に pH=2.0 及び pH=3.0 の強酸性の酸性雨をそれぞれ 3 ℓ、9 ℓ 流下した後では、流出液の pH は流下前の模擬酸性雨の pH とほぼ同様の値になり、流下前後の pH の変化が見られない。すなわち、ここでは、強酸性の酸性雨の流下によってまさ土中の交換性陽イオンがほぼ完全に模擬酸性雨中の H^+ に交換されることを示している。

Table 3 は、まさ土において土中の交換性陽イオンが完全に交換される時における各 pH の模擬酸性雨量の計算値を示したものである。この計算値は次の仮定に基づいて求められた。a) 模擬酸性雨中の H^+ によって土中の交換性陽イオンが完全に交換できる。b) 土中の交換性陽イオンが完全に交換されるまで、土中の交換性陽イオンと模擬酸性雨中の H^+ の交換反応は交換平衡状態まで進む。この仮定による計算値を実測値と比較すると、pH によってバラツキがあるが、模擬酸性雨の pH による両者の変化傾向は一致している。図から完全に交換される時における模擬酸性雨の量をみると、pH=2.0 の模擬酸性雨の流下による実測値は計算値よりやや大きい、pH=3.0 の場合には、実測値は計算値とよく一致することが認められた。

(2) 供試体の pH

各 pH の模擬酸性雨の流下によるまさ土の pH の変化を Fig. 3 に示す。模擬酸性雨の流下によるまさ土供試体の pH の変化については、全体的には、流下量の増加に伴って供試体の pH が低下する傾向が認められる。模擬酸性雨の酸性度が供試体の pH の変化に及ぼす影響を見ると、流下後の供試体の pH は模擬酸性雨の pH の低下に伴って小さくなる傾向が見られ、模擬酸性雨の pH によって供試体の pH の減少量は大きく異なることが分かる。中性に近い模擬酸性雨の流下では、流下量 8 ℓ までは供試体の pH の変化はほとんど見られず、その後は流下量の増加とともに供試体の pH はわずかに減少している。これに対して、強酸性の模擬酸性雨の流下の場合は、供試体の pH は流下初期には急激に減少し、pH=2.0 の模擬酸性雨は 2 ℓ、pH=3.0 の模擬酸性雨は 8 ℓ 流下すると、pH の低下がほぼ止まる傾向が見られる。これは、流下初期には流出液の pH が急激に低下する傾向と一致している。要するに大量の H^+ を含む強酸性の模擬酸性雨の流下により、供試体中の多量の Ca^{2+} などの陽イオンが短期間に交換され、供試体の pH が急激に低下していることを意味している。これに対して、中性に近い模擬酸性雨の H^+ 含有量は少ないので、中性に近い模擬酸性雨の流下による供試体の pH の変化は強酸性の模擬酸性雨の流下ほど著し

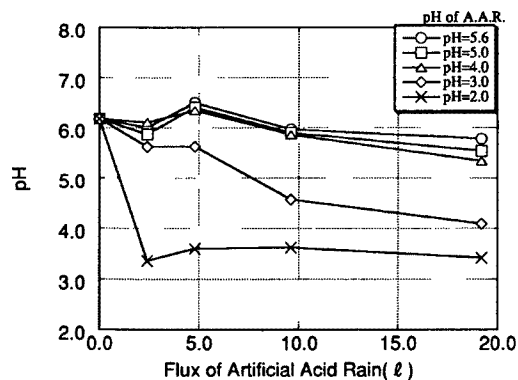


Fig. 3. pH of Decomposed Granite Soil

くないと考えられる。また、模擬酸性雨の pH が 3.0 から 4.0 まで変化すると、流下による土の pH の低下は小さくなることから、pH は 4.0 を境にして、酸性雨の pH がこれ以下になると、土の pH の低下は著しくなることが分る。今後、低 pH の酸性雨の発生が一層進むと、土に及ぼす影響が懸念される。

(3) 供試体の陽イオン

模擬酸性雨の流下によるまき土の交換性陽イオン量の変化を Fig. 4 に示す。まき土中の各交換性陽イオンの含有量は Ca^{2+} 、 Na^{+} 、 Mg^{2+} 、 K^{+} の順に小さくなる。流下による各交換性陽イオンの含有量の変化についてみると、模擬酸性雨の流下量の増加に伴って各交換性陽イオンの濃度は低下する傾向が認められるが、陽イオンの種類によってその低下量が大きく異なる。 Ca^{2+} 、 Na^{+} 、 Mg^{2+} と比べると、流下によるイオンの濃度の低下は K^{+} イオンのほうが比較的小さい。これは、土中の K^{+} イオン量は少なく、また、 K^{+} イオンは高い交換能力を持つため、 H^{+} によって交換されにくいと考えられるからである⁶⁾。また、模擬酸性雨の pH の影響についてみると、 Na^{+} 、 K^{+} イオンにおいては、模擬酸性雨の pH によるイオン濃度の変化があまり見られないが、 Ca^{2+} 及び Mg^{2+} の場合には、陽イオンの減少は、中性に近い模擬酸性雨の流下に比べて強酸性の模擬酸性雨の流下によるほうが大きい。すなわち、模擬酸性雨の酸性にかかわらず、流下によって比較的交換しやすい Na^{+} イオンの濃度は小さくなる。 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} などの多価陽イオンに対しては、中性に近い模擬酸性雨の流下では、 H^{+} の濃度が低いため、 Ca^{2+} および Mg^{2+} が交換されにくい、強酸性環境による陽イオン交換反応が加速することを意味している。模擬酸性雨の流下による Ca^{2+} 、 Na^{+} 、 Mg^{2+} 、 K^{+} 陽イオンの合計量の変化を見ると、pH = 2.0 の模擬酸性雨は 2 ℓ、pH = 3.0 の模擬酸性雨は 8 ℓ 流下すると、土中の交換性陽イオンの濃度は急激に減少し、その時点における模擬酸性雨の流下量は流出液と供試体の pH の急転点における流下量とほぼ同量である。つまり、流出液と供試体の pH の変化は、すべて土中の陽イオンの溶出に起因すると考えられる。

模擬酸性雨の流下によるまき土の各水溶性陽イオン量の変化を Fig. 5 に示す。いずれの陽イオンにおいても、それぞれの交換性陽イオンに比べて水溶性陽イオン量がかなり小さく、特に水溶性 Mg^{2+} 陽イオンはきわめて微量であることが分かった。各水溶性陽イオンの濃度は模擬酸性雨の流下に伴って上昇する傾向が見られ、特に、流下初期には各水溶性陽イオンの濃度の増加は著しい。その理由は、模擬酸性雨の流下により、土中の陽イオンが模擬酸性雨中の H^{+} に交換され、その交換された陽イオンの一部が水溶性イオンになるためと考えられる。

(4) 流出液中の陽イオン

流出液に溶出した Ca^{2+} イオン及び陽イオン総量の累積量の変化を Fig. 6 に示す。模擬酸性雨の pH のいかににかかわらず、酸性雨の流下の進行とともに陽イオンの累積量は大きくなる。特に強酸性の酸性雨の流下では、流下初期に流出液中の陽イオンの濃度が急激に増加するが、その後、流下量の増加に

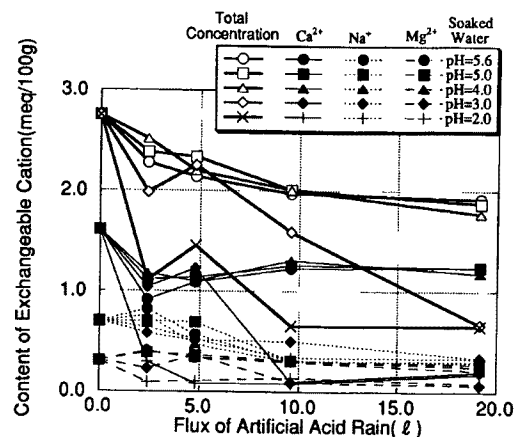


Fig. 4. Exchangeable Cation in Decomposed Granite Soil

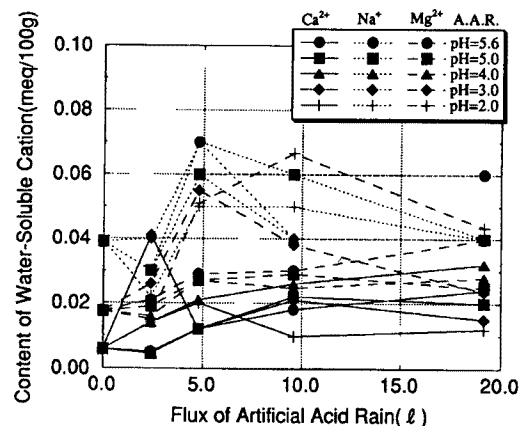


Fig. 5. Water-Soluble Cation in Decomposed Granite Soil

伴って陽イオンの累積量の変化は緩やかになることが分る。その原因は、流下初期には土中の陽イオン量が多く、流下による土中の陽イオン量が減少するにつれて溶脱量も少なくなることから、流出液中の陽イオンの濃度は減少するためである。酸性雨のpHの影響について見ると、pHが4.0以上である模擬酸性雨の流下による流出液中の陽イオンの累積量は上昇するが、その変化はそれほど著しくない。模擬酸性雨のpHが4.0以下の場合には、流下初期における流出液中の陽イオンの累積量の増加は極めて大きい。これは流下初期に強酸性の模擬酸性雨の流下によってまさ土中の交換性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} イオンの濃度が急激に低下する現象と一致している。つまり、供試体から溶出した陽イオンの量が模擬酸性雨の酸性度に支配され、pH=4.0を境にして、陽イオンの溶出量は急に増えることが分かった。また、一定量の模擬酸性雨を流下した後、流出液中の陽イオン濃度が小さくなり、最終的にほぼ0に収束する。要するに強酸性の模擬酸性雨の流下により、土中の交換性陽イオンが流下初期に完全に交換されることを意味している。

(5) 電気伝導率

模擬酸性雨の流下によるまさ土の電気伝導率の変化をFig. 7に示す。まさ土の電気伝導率は模擬酸性雨の流下に伴って上昇する傾向が見られ、特に、流下初期には電気伝導率の増加は著しい。その理由は、模擬酸性雨の流下により、土中の陽イオンが模擬酸性雨中の H^+ に交換され、その交換された陽イオンの一部が水溶性イオンになり、水溶性陽イオンの濃度は増えるためと考えられる。

4.2 浸漬試験

(1) 浸出液のpH

模擬酸性雨の浸漬によるまさ土・関東ローム・沖積粘土の浸出液のpHの変化をFig. 8, 9, 10に示す。土の種類如何に関わらず、各浸漬周期内(15日)に浸出液のpHは浸漬前を上回っており、その変化量は模擬酸性雨のpHによって異なる。pH=5.6~4.0の模擬酸性雨による浸漬の初期には、浸漬周期内に浸出液のpHは一定の浸漬期間にわたって概ね7.0の値になるが、浸漬周期回数の増加に伴って各周期における浸出液のpHの増加値はゆるやかに低下する傾向が見られる。強酸性の模擬酸性雨の

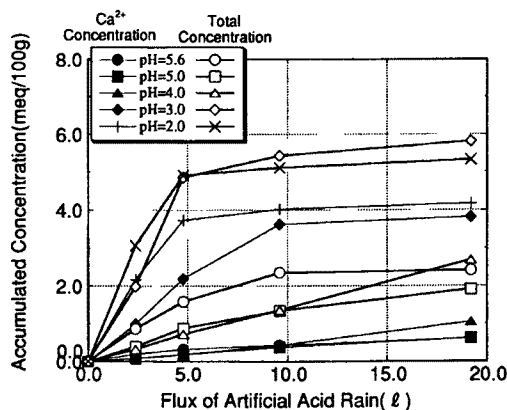


Fig. 6. Cation in Outflow Water From Decomposed Granite Soil

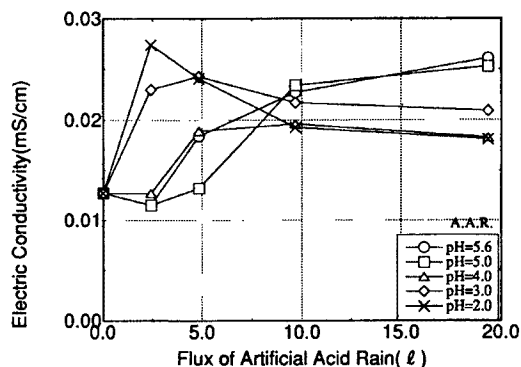


Fig. 7. Electric Conductivity of Decomposed Granite Soil

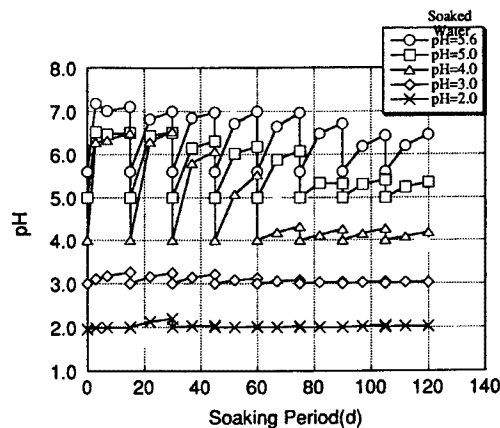


Fig. 8. pH of Seepage Water from Decomposed Granite Soil

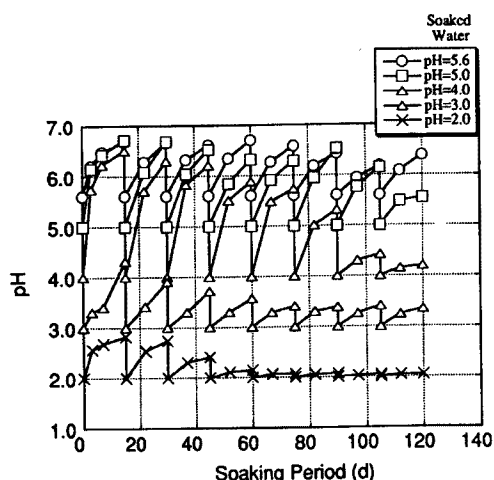


Fig. 9. pH of Seepage Water from Kanto Loam

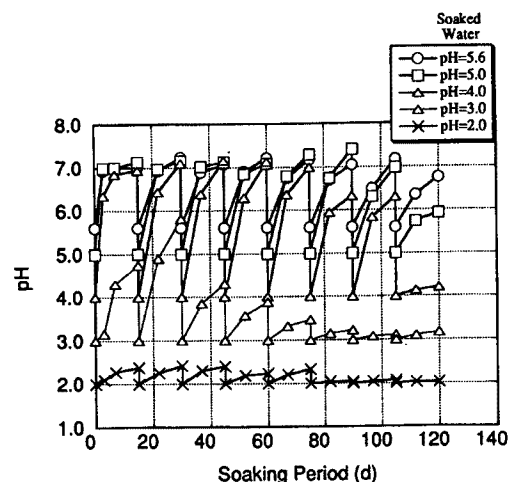


Fig. 10. pH of Seepage Water from Alluvial Clay

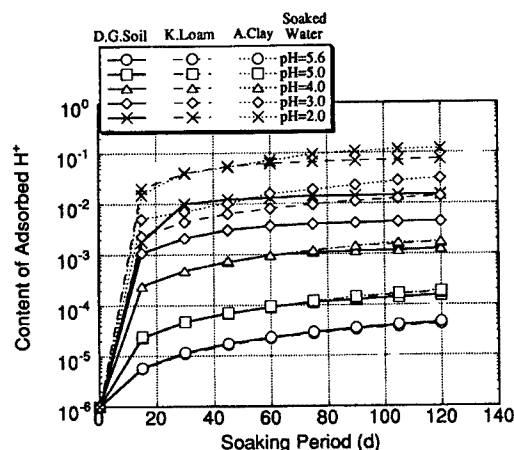
浸漬の場合は、各浸漬周期における浸出液の pH の増加値は浸漬初期には高く、浸漬の進行とともにその増加が見られなくなる傾向が認められる。すなわち、模擬酸性雨の浸漬によって模擬酸性雨中の H^+ が土中の陽イオンと交換することで、浸出液中の H^+ 濃度が減少するに従って陽イオンの濃度は大きくなり、浸出液の pH が高くなる。しかし、土中の交換性陽イオン量に比べて、中性に近い模擬酸性雨中の H^+ 量は少なく、イオン交換の平衡状態に容易に達するため、浸漬初期には、各浸漬周期における浸出液の pH の増加値はほぼ一定の値になるが、その後土中の陽イオン濃度の減少によって浸出液の pH の増加値はやや減少すると考えられる。強酸性の模擬酸性雨による浸漬の場合には、浸出液中の H^+ が多く、浸漬初期には土中の多量の交換性陽イオンが交換され、 H^+ 濃度が大きく減少するに伴って各浸漬周期における浸出液の pH は大きく上昇するが、浸漬による土中の交換性陽イオン量が減少するにつれて交換した H^+ 量は浸漬初期に比べて少なくなり、浸漬周期における浸出液の pH の変化量は小さくなると考えられる。

(2) 吸着 H^+ イオン

Fig. 11 は酸性雨の浸漬における土粒子に吸着された H^+ イオンの累積量を示したものである。イオン交換反応から見ると、酸性雨の浸漬により、土中の陽イオンが浸漬液中の H^+ イオンに交換されるにつれて土粒子に吸着された H^+ イオンの量が大きくなることから、浸漬液中の H^+ イオン濃度が減少し、浸漬液の pH は大きくなると考えられる。図に示されている土粒子の H^+ イオンの吸着量は各土の浸出液の pH の変化から推算したものである。すなわち、この模擬酸性雨浸漬液中の H^+ の減少量、あるいは土粒子に吸着された H^+ イオン量は交換された陽イオン量を示すと考えられる。 H^+ イオンの吸着量への模擬酸性雨の pH の影響を見ると、いずれの土においても、模擬酸性雨の pH が低いほど H^+ の減少量は大きい。イオン交換反応において、酸性雨の pH は極めて重要なポイントであることを示している。

(3) 供試体の pH

模擬酸性雨の浸漬による各土の供試体の pH の変化

Fig. 11. Adsorbed H^+ in Three Soils

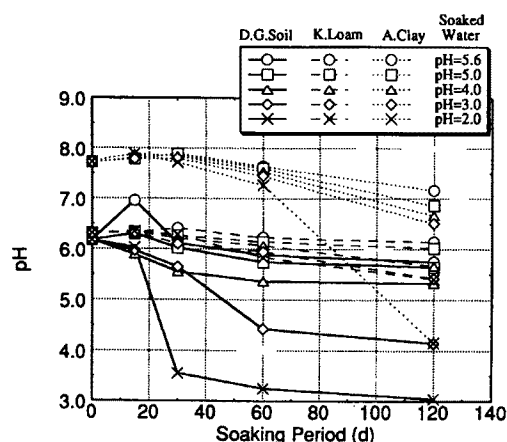


Fig. 12. pH of Specimens

を Fig. 12 に示す。図から見ると、まさ土において、全体的に言えば、浸漬により供試体の pH が低下し、特に pH = 2.0 及び pH = 3.0 の模擬酸性雨の浸漬では、pH が著しく下がる傾向はまさ土の流下試験の結果とほぼ一致している。関東ロームと沖積粘土において、浸漬初期に両土の供試体の pH の変化はほとんど見られず、30 日浸漬した後、供試体の pH は低下が始まり、実験の最終回まで、その傾向は続いている。これは、まさ土と比べて両土とも緩衝能が大きく、短期間に交換された陽イオン量は土中の多量の陽イオンに比べて極めて少なく、土の pH への模擬酸性雨の浸漬の影響が少ないが、逆に長期間にわたる降雨によって多量の交換性陽イオンが交換されて溶出するにつれて土の物性が大きく変化することが予想される。また、模擬酸性雨の pH の低下に従って供試体の pH は小さくなり、特に沖積粘土の場合には、模擬酸性雨の pH が 2.0 まで下がると、浸漬による供試体の pH は急激に低下する。すなわち、沖積粘土のような粘性土においては、土の pH などの特性への影響は、弱酸性溶液より強酸性溶液の方が極めて大きいといえる。

(4) 供試体の陽イオン

模擬酸性雨の浸漬による三種類の土の交換性陽イオン量の変化を Fig. 13, 14, 15 に示す。図より、まさ土と同様に、関東ロームと沖積粘土においても、各交換性陽イオンの含有量は Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , K^+ の順に減少することが認められる。まさ土・関東ローム・沖積粘土の三種の土において、各交換性陽イオン量は沖積粘土が最も多く、まさ土が最も小さい。これは、粘

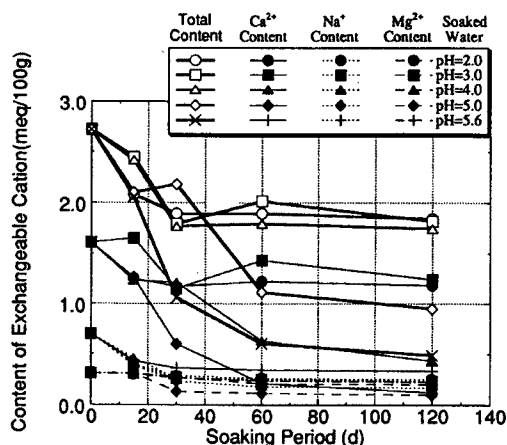


Fig. 13. Exchangeable Cation in Decomposed Granite Soil

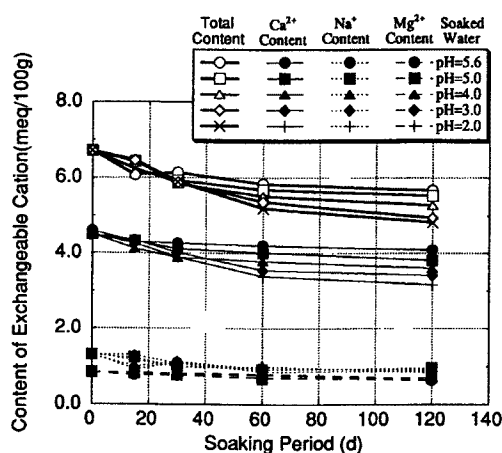


Fig. 14. Exchangeable Cation in Kanto Loam

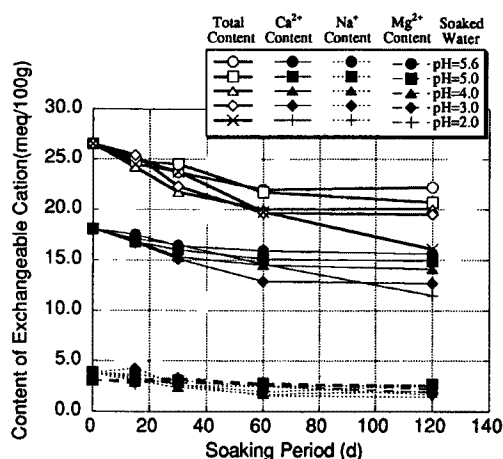


Fig. 15. Exchangeable Cation in Alluvial Clay

土含有量は沖積粘土の方がまさ土に比べて大きく、土粒子の表面の負の電荷量が多いためと考えられる。まさ土において、陽イオンの濃度の変化は流下試験の結果とほぼ同様の傾向を示している。関東ロームでは、浸漬による各交換性陽イオン量は減少する傾向が見られるが、特に Ca^{2+} イオンと Na^{+} イオンの減少量は比較的大きい。また、沖積粘土においても、 Ca^{2+} イオンの濃度の減少は著しいが、ほかの陽イオン濃度の減少量は比較的に小さい。つまり、土の種類及びイオンの種類によって、模擬酸性雨中の H^{+} と土中の陽イオンとの交換反応性は大きく異なる。例えば、いずれの土においても、浸漬による Ca^{2+} イオンの濃度の減少量は著しく大きい、 K^{+} イオンの濃度の変化はあまり見られない。このことから、模擬酸性雨中の H^{+} との交換反応性は、 K^{+} より Ca^{2+} , Na^{+} 及び Mg^{2+} の方が著しいものと判断される。模擬酸性雨の pH が交換性陽イオン量の変化に及ぼす影響についてみると、いずれのイオンにおいても、模擬酸性雨の pH と交換性陽イオン量の変化との間に明確な関係が見られないが、酸性雨の pH が低いほど土中の交換性陽イオンの濃度の減少量は著しく大きくなる傾向が見られる。特に、沖積粘土においては、最終回の実験において、 $\text{pH}=2.0$ の模擬酸性雨の浸漬による各陽イオンの濃度の著しい低下が見られる。また、浸漬による交換性陽イオンの全量の変化について見ると、いずれの土においても、イオン総量の変化の曲線は Ca^{2+} イオンとほぼ同じ型となっている。特に、沖積粘土において、 $\text{pH}=2.0$ の模擬酸性雨の浸漬により、交換性陽イオンの全量の減少量は著しいことが、 $\text{pH}=2.0$ の模擬酸性雨の浸漬において、沖積粘土供試体の pH は急激に低下する現象を説明している。

模擬酸性雨の浸漬による関東ローム及び沖積粘土の各水溶性陽イオン量の変化を Fig. 16, 17 に示す。陽イオンの種類にかかわらず、浸漬前の関東ロームの各水溶性陽イオンの濃度は小さく、模擬酸性雨の浸漬により、各水溶性陽イオンの濃度は大きくなる傾向が見られる。これに対して、未浸漬の沖積粘土の各水溶性陽イオンの濃度は、まさ土及び関東ロームに比べてかなり大きく、模擬酸性雨の浸漬により、水溶性 Ca^{2+} , Mg^{2+} の濃度は大きくなるが、 Na^{+} の濃度は減少している。

(5) 浸出液中の陽イオン

関東ローム及び沖積粘土の浸漬液中の陽イオンの累積量の変化を Fig. 18, 19 に示す。いずれの土においても、浸漬による陽イオンの累積量は増加する傾向が認められる。全体的に言えば、模擬酸性雨の pH が低いほど浸漬液中の陽イオンの累積量は大きくなる。特に、沖積粘土の場合には、高 pH の模擬酸性雨の浸漬に比べて、 $\text{pH}=2.0$ の模擬酸性雨の浸漬によって浸漬液中の陽イオンの累積量の増加は著しく増えることが交換性陽イオン量は急激に減少することと一致している。

(6) 電気伝導率

模擬酸性雨の浸漬による関東ローム及び沖積粘土の電気伝導率の変化を Fig. 20, 21 に示す。浸漬前の関東ロームの電気伝導率は小さく、模擬酸性雨の浸漬により、電気伝導率は大きくなることが認められる。これに対して、未浸漬の沖積粘土

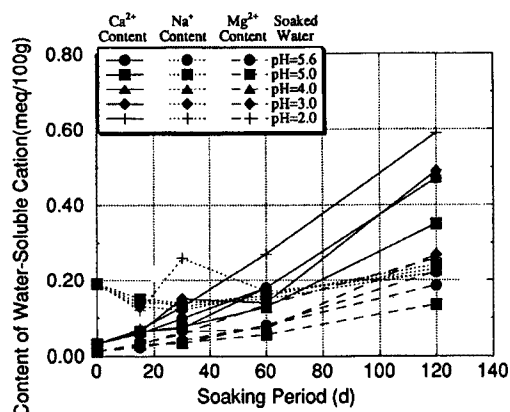


Fig. 16. Water-Soluble Cation in Kanto Loam

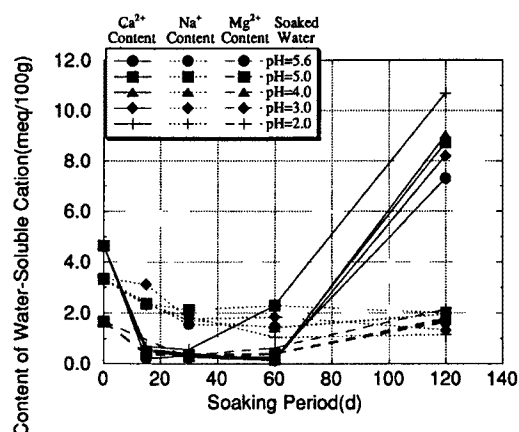


Fig. 17. Water-Soluble Cation in Alluvial Clay

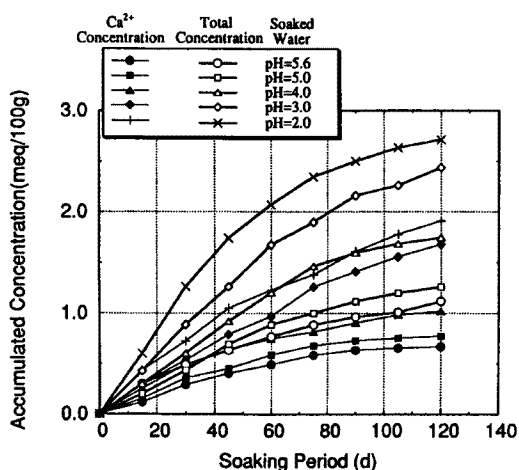


Fig. 18. Cation in Seepage Water From Kanto Loam

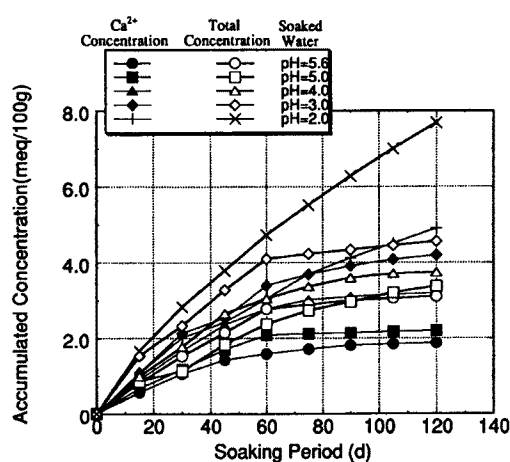


Fig. 19. Cation in Seepage Water From Alluvial

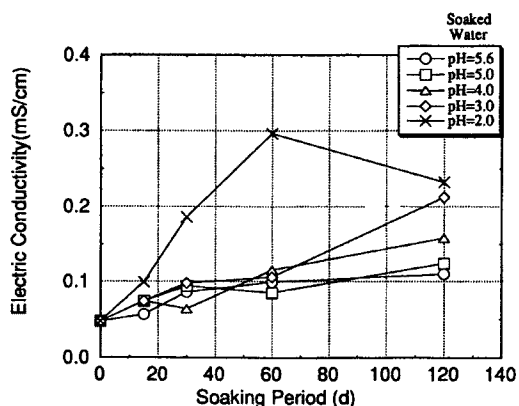


Fig. 20. Electric Conductivity of Kanto Loam

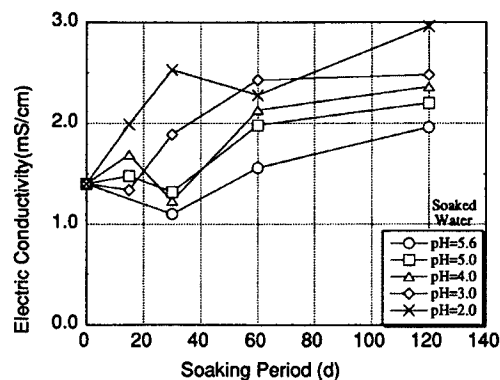


Fig. 21. Electric Conductivity of Alluvial Clay

の電気伝導率は、まさ土及び関東ロームに比べてかなり大きく、模擬酸性雨の浸漬により、浸漬初期に電気伝導率がやや減少するが、その後浸漬の進行とともに大きくなる。これは、浸漬初期に水溶性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} の濃度は大きくなるが、 Na^+ の濃度は減少するためである。

4. ま と め

本研究では、酸性雨が土の物理化学的特性に及ぼす影響に関する実験を行い、次のような結果が得られた。

(1) 流出液及び浸出液の pH

酸性雨の流下初期にまさ土からの流出液の pH が大きく上昇していたが、流下の進行に伴って上昇量が減少した。特に一定量の pH = 2.0 及び pH = 3.0 の酸性雨の流下後、流出液の pH の上昇が見られなくなった。

酸性雨の浸漬では、各土からの浸出液の pH が大きくなった。酸性雨の pH が低いほど浸出液の pH の

収束値は小さく、 $\text{pH} = 4.0$ 以下の酸性雨の浸漬では、浸出液の pH の変化量は小さくなり、最終的に浸出液の pH が浸漬前の酸性雨の pH 値に収束することが分かった。

(2) 供試体の pH

酸性雨の流下及び浸漬によってまさ土の pH は小さくなった。また、酸性雨の pH が低いほど供試体の pH の低下は大きい。

酸性雨の浸漬により、関東ローム及び沖積粘土の pH が小さくなった。酸性雨の pH の低下とともに関東ロームの pH は小さくなる傾向が見られるが、その低下量はそれほど大きくなかった。沖積粘土の場合には、 $\text{pH} = 2.0$ の酸性雨の浸漬では、 pH が大きく減少している傾向が認められた。

(3) まさ土中の陽イオン

模擬酸性雨の流下及び浸漬では、まさ土中の交換性陽イオンが交換されて模擬酸性雨に溶出したため、土中の交換性陽イオン量が減少し、模擬酸性雨中の陽イオンの濃度は大きくなった。特に、低 pH の酸性雨の場合には、短期間にまさ土中の交換性陽イオンがほぼ完全に交換された。

(4) 関東ローム中及び沖積粘土中の陽イオン

模擬酸性雨の浸漬により、関東ローム中及び沖積粘土中の陽イオンの濃度が減少し、浸出液中の陽イオンの濃度が増加する傾向が認められたが、その変化はまさ土ほど大きくなかった。

このような流下試験及び浸漬試験によって認められた挙動から推定すれば、土の pH や陽イオンなどの物理化学的特性への酸性雨の影響は大きいといえる。また、酸性雨の pH の低下により、土の物理化学的特性への影響が著しく大きくなることが明らかになった。

5. 謝 辞

本研究の実施及び論文作成などさまざまな面で、ご指導を賜りました京都大学防災研究所 三村 衛先生、同 勝見 武先生に心から感謝の意を表します。

参 考 文 献

- 1) A. Singer : Quartz Synthesis by Soxhlet Leaching of Basaltic Rock, Soil Sci., Vol. 150, No. 3, 1990, pp. 630 - 635.
- 2) J. M. Mccray, D. E. Radcliffe, and M. E. Sumner : Influence of Solution Ca on Water Retention and Soil Strength of Typic Hapludults, Soil Sci., Vol. 151, No. 4, 1991, pp. 312 - 315.
- 3) 山口晴幸・鶴居正行・福田 誠・黒島一郎：酸性雨を鑑みた土の環境的物性の変化，第 37 回土質工学シンポジウム発表論文集，1992，pp. 61 - 68.
- 4) 日本土壤肥料学会：土壤標準分析・測定法，博友社出版，1990.
- 5) セメント協会編：耐久性専門委員会報告 D-4，1992.
- 6) 嘉門雅史・浅川美利：土の力学（1），新体系土工学，技報堂出版，1988，pp. 51 - 96.