環境工学研究論文集・第32巻・1995（Proc. of Environmental Engineering Research. Vol. 32, 1995）

(20) microcosmsを用いた湖沼内の酸性物質の中和作用に関する研究

Study on acid-neutralization capacity of lake freshwater, using sediment-water microcosms

川上　智規*　山下　久美子**　黒川　ひさ子***　前口　久美子****
Tomonori KAWAKAMI, Kumiko YAMASHITA, Hisako KUROKAWA , Kumiko MAEGUCHI

ABSTRACT; A laboratory sediment-water microcosms experiment for three lakes were conducted over 20-d incubation period. These lakes included different types of an oligotrophic, a mesotrophic, and a dystrophic lake. Two sets of microcosms for each lake were acidified to pH=4.5 with surfulic acid and nitric acid, and one of them was treated with chloroform to suppress the biological activities. All treatments demonstrates rapid pH recovery, but the acid-neutralization capacity varied between types of lakes. Cation exchange was the main process in the oligotrophic and the mesotrophic lake, whereas the biological reduction of nitrate and sulfate was the main process in the dystrophic and the mesotrophic lake. In the microcosms treated with chloroform, the acid neutralization by the biological reduction of nitrate and sulfate was suppressed and was replaced by cation exchange.

KEYWORDS; microcosms, acid rain, biological reduction, cation exchange

1. はじめに

著者らは主に乗鞍岳山頂付近の湖沼群を対象として、酸性雨が湖沼の水質に与える影響や、集水域土壌や底泥の持つ中和能力に関して調査を継続している。湖沼の酸性化被害の顕著な北米地域においては、標高の高い地域には、pHが低く、低アルカリ度を示す湖沼が存在し、酸性雨に対して最も感受性が高いものと考えられている[1)2)3)]。乗鞍岳の湖沼群も同様にpHが低く、低アルカリ度の水質特性を有しており、これまでの調査から集水域土壌や底泥の陽イオン交換による中和能力に乏しく、さらに硫酸還元や脱窒による生物学的な中和のプロセスも欠如しているため、酸性雨に対して極めて感受性が高い湖沼であることが判明した[4)5)]。

酸性物質に対する中和プロセスの中でも生物学的なプロセスは、化学的なプロセスがその中和容量に限界が存在するのに対し、生物学的反応に必要な基質が供給される限り継続可能なプロセスであるため[6)]、酸性雨によって酸が長期的に供給され続ける事を想定して湖沼の酸性化の有無を論じる際には重要なプロセスである。乗鞍岳の湖沼群と同様にpHが低く、低アルカリ度を示す水質を有する湖沼には酸性腐植栄養湖があり、水質特性が類似していることから酸性雨により酸性化した湖沼と混同されている場合がみうけられるとの指摘がある[1)2)]。しかしながら、乗鞍岳の湖沼の様な高山湖と腐植栄養湖では生物量や基質の量が大きく異なっており、生物学的なプロセスを中心として中和のプロセスに大きな差異があることが予想される。従って、本研究においては化学的あるいは生物学的な酸性物質の中和能力の湖沼型による差異を評価することを目的とし、実験室

* 富山県立大学短期大学部環境工学科　Dept. of Environmental Technology, Toyama Pref. University
** 長岡技術科学大学工学部　Nagaoka University of Technology
*** 富山大学工学部　Faculty of Engineering, Toyama University
**** 寺島コンサルタント（株）　Terashima Consultants Co., Ltd.

内において湖沼環境を底泥も含めて再現したmicrocosmsを作成し、酸を添加した後のpH回復過程における各プロセスの中和能力を検討した。

2. 既往の研究

湖沼内における酸性物質を中和するプロセスとしては

1)底泥による陽イオン交換

2) 生物による酸性物質の消費

などが考えられており、これらの酸性物質の中和に関わる各プロセスの寄与を把握することは湖沼の酸性化を予測する上で重要である。これまでにも湖沼内における各プロセスの寄与を実験室内あるいは実際のいくつかの湖沼中において測定した例が報告されており、主要な結果についてBRUNSらの報告[13]をもとにTable 1にまとめた。

Table 1 Summary of published results of acid neutralization in various lakes

Investigators	Lakes studied	Methods, Treatment	Results
Baker et al.[7]	McCloud lake, Florida	microcosms, H_2SO_4	Ca/Mg exchange 60% sulfate reduction 25-40%
Cook et al.[8]	ELA223	Field, H_2SO_4	Ca/Mg exchange 19% sulfate reduction 85%
Schindler et al.[9]	ELA239	Field, None	cation exchange 39% sulfate reduction 53% denitrification 26%
Oliver and Kelso[10]	Headwater lakes, Ontario	Laboratory, H_2SO_4	cation exchange
Rudd et al.[11]	Southern Norway Adirondack Lakes, New York ELA302S	Field, None Field, None Field, H_2SO_4	sulfate reduction
Kerry and Rudd[12]	ELA114 ELA223 ELA302N, ELA302S	Laboratory, H_2SO_4 Field, H_2SO_4	sulfate reduction
D. A. Bruns et al.[13]	Rocky Mountain Lake	microcosms, H_2SO_4, HNO_3	cation exchange 32-91% sulfate reduction 0-15% denitrification 56%-61%

これらの結果に示されている様に、中和プロセスは生物学的な脱窒や硫酸還元が主体であるという結果と、陽イオン交換が主体であるという結果の両者が得られており、対象湖沼毎に異なっている。酸の添加の有無や実験方法などの差異が原因のひとつであると考えられるが、この中のいくつかの湖沼は貧栄養湖ではなく腐植栄養湖であるとの指摘もあり[2]、各湖沼の湖沼型による差異も大きいものと考えられる。従って、本研究では、生物学的あるいは化学的な中和能力の湖沼型による差異を明確にすることを目的とし、高山に位置する貧栄養湖、通常の中栄養湖、酸性腐植栄養湖のそれぞれに属する3湖沼を対象として実験を行った。

3. 実験方法

対象とした湖沼は、高山に位置する貧栄養湖としては乗鞍岳の鶴ヶ池、酸性腐植栄養湖としては福井県の刈込池、通常の中栄養湖としては富山県の縄ヶ池の3湖沼であり、諸元をTable 2に示す。実験室内でこれらの湖沼について底泥を含むmicrocosmsを作成し、酸を添加した上でその中和に関わるイオン成分の変化を経

時的に調べた。

microcosms は各湖沼につき酸のみを添加するものと、生物活性を抑制するためのクロロホルム[8]と酸の両者を添加するものの２種類を作成した。鶴ヶ池と縄ヶ池に関する microcosms では各湖沼から採取した底泥を湿重量で 1kg ずつ、刈込池に関する microcosms では 0.5kg ずつの底泥を 5L の容量のポリエチレン製広口ビン２個に入れ、各湖沼から採水した湖水を 4L ずつ加えた。一方の microcosms にのみクロロホルムを添加し、濁度成分が沈殿するまで１昼夜放置した後、それぞれの microcosms に酸を投入して実験を開始した。microcosms は 20℃に保ち、白色蛍光燈を用い、照度 3,500lx にて 12 時間の明条件、12 時間の暗条件を繰返して約３週間培養した。microcosms の口は開けたままにし、一日一回テフロン棒で底泥を巻き上げない様に表層水を撹拌することにより好気的条件を保つようにした。

Table 2 Characteristics of lakes studied

Lake	Tsurugaike	Karikomiike	Nawagaike
Type	Oligotrophic	Dystrophic	Mesotrophic
Location	Mt. Norikura, Gifu pref.	Hakusan National Park, Ohno city, Fukui pref.	Johana town, Toyama pref.
Altitude(m)	2,700	1,140	800
pH	5.3-5.7	6.4	7.1
EC(μ S/cm)	4.5-6.9	13	59
Alkalinity (μ eq/l)	1-7	30	410
Exchangeable Ca and Mg of Sediment (μ eq/100g)	179	11,000	25,900

投入した酸は硫酸と硝酸で、当量比を日本の降雨の平均的な組成である 2:1 [14]とし、酸の総量は microcosms の pH が 4.5 となるように調整した。酸添加後約１週間で pH が回復したため、さらに酸を添加することを合計３回繰返し、その中和過程における各イオン成分の濃度変化を調べた。培養開始後の酸投入のスケジュールと酸の添加量をTable 3に示す。

Table 3 Schedule of incubations. ●: the day acids were added, △: the end of incubation

microcosms (DAYS)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
L. Tsurugaike	●(40)								●(40)						●(40)									△			
L. Karikomiike	●(51)								●(51)								●(51)										△
L. Nawagaike	●(550)								●(240)							●(200)						△					

( ): concentration of acid needed to decrease pH to 4.5 (μ eq/l)

4. 結果および考察

4.1. 水素イオン濃度の経時変化

鶴ヶ池、刈込池ならびに縄ヶ池それぞれに関して、酸のみを添加した microcosms と酸とクロロホルムを添加した microcosms における水素イオン濃度の経時変化をFig. 1～Fig. 3に示す。図中の NOR は酸のみを添加した microcosms の意であり、CHL は酸とクロロホルムを添加した microcosms の意である。酸の添加に伴い水素イオン濃度が増加したが、その後徐々に中和が行われ、約１週間後にはほぼ酸を添加する前の pH に回復したため、Table 3のスケジュールに示

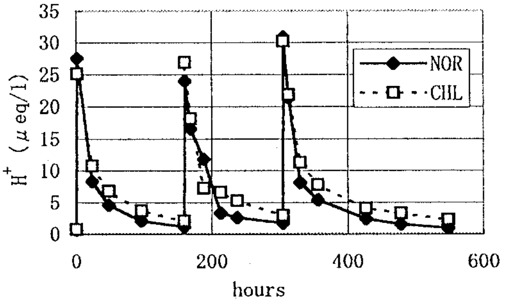

Fig. 1 H^+ recovery in sediment-water microcosms for Lake Tsurugaike

した様に２回目の酸を投入し、さらに約１週間後には再び pH が回復したため３回目の酸を投入した。縄ヶ池の酸のみを添加した microcosms においては３回目の酸添加時に酸が過剰に入ったため、pH が 4.0 まで低下し、水素イオン濃度としては 100 μeq/l に達したが、１週間後にはやはり完全に回復した。このように各 microcosms において約１週間程度で中和が行われたが、特に刈込池で顕著に見られるように、クロロホルムを添加した microcosms では酸のみを添加した microcosms に比較して水素イオン濃度の減少が遅く、中和が抑制されていた。

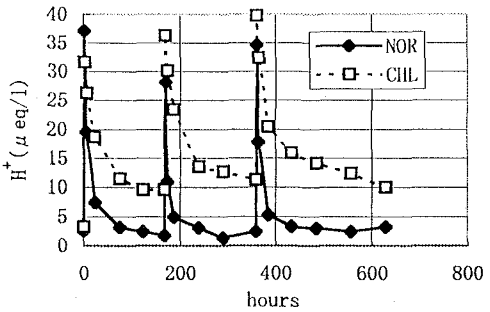

Fig. 2 H^+ recovery in sediment-water microcosms for Lake Karikomiike

4.2. 溶存イオン濃度の経時変化

各 microcosms のカルシウムイオン、硝酸イオンおよび硫酸イオン濃度の変化をFig. 4～ Fig. 6に示す。ナトリウムイオン、アンモニウムイオン、塩素イオンは培養期間を通じてほとんど変化が無く、カリウムイオン、マグネシウムイオンはカルシウムイオンと同様の傾向で増減したが、カルシウムイオンに比較して濃度レベルが低く、図の繁雑さを避けるため省略した。すべての microcosms において、酸添加直前と比較した酸添加１時間後の硫酸イオンおよび硝酸イオンの増加量は、添加した硫酸や硝酸の量と等しく、硫酸イオンおよび硝酸イオンの底泥への吸着や陰イオン交換はみられなかった。

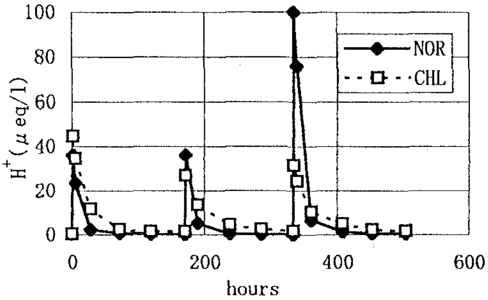

Fig. 3 H^+ recovery in sediment-water microcosms for Lake Nawagaike

鶴ヶ池においては硫酸イオン濃度の経時的変化は少なく、また、クロロホルム添加の有無による差異もほとんどみられなかったことから、硫酸還元は起きていなかったと考えられる。硝酸イオンは酸のみを添加した microcosms においては次第に減少するが、クロロホルムを添加した microcosms では減少しなかったことから、酸のみを添加した microcosms においては生物による脱窒による中和作用が起きたが、クロロホルムを添加した microcosms では生物活動が抑制され、脱窒が起きなかったものと考えられる。

カルシウムイオンはクロロホルムを添加した microcosms では次第に増加し、陽イオン交換による中和が行われているのに対し、酸のみを添加した microcosms においては酸を添加した直後に増加し、その後はむしろ減少する傾向にあり、脱窒による中和が陽イオン交換にとってかわっているように見える。

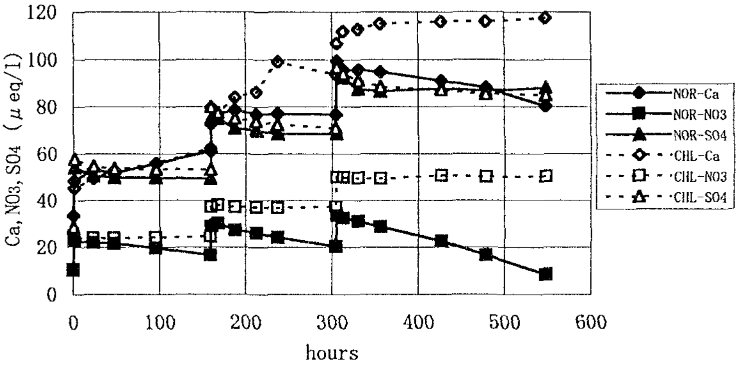

Fig. 4 Ca^{2+}, $NO3^-$, $SO4^{2-}$ in microcosms for Lake Tsurugaike

刈込池では酸のみを添加したmicrocosmsにおいて硫酸イオンと硝酸イオンの減少が顕著であったが、クロロホルムを添加するとそれらのイオンの減少が抑制されていることから、生物による脱窒と硫酸還元が起きていたことがわかる。カルシウムイオンは鶴ヶ池と同様にクロロホルムを添加したmicrocosmsでは次第に増加し、陽イオン交換による中和が行われているのに対し、酸のみを添加したmicrocosmsにおいては硫酸イオンや硝酸イオンの減少に伴いカルシウムイオンも減少し、脱窒や硫酸還元が陽イオン交換にとってかわっている。

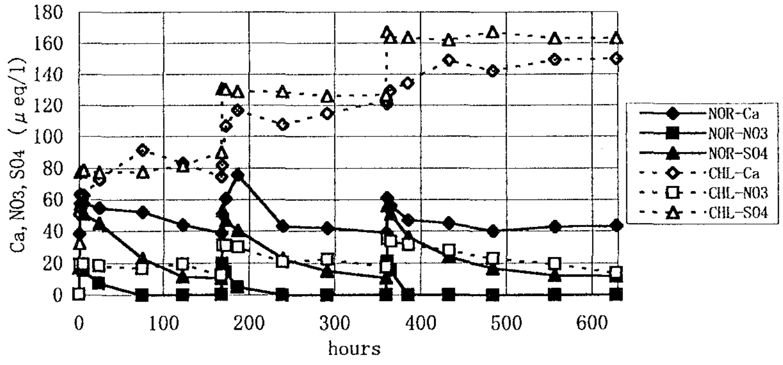

Fig.5 Ca^{2+}, $NO3^{-}$, $SO4^{2-}$ in microcosms for Lake Karikomiike

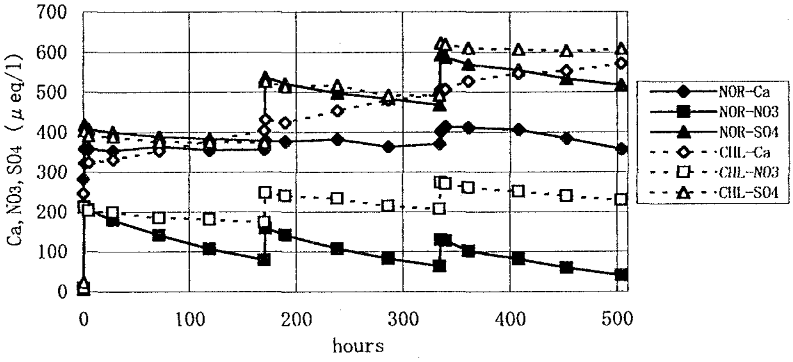

Fig.6 Ca^{2+}, $NO3^{-}$, $SO4^{2-}$ in microcosms for Lake Nawagaike

縄ヶ池においては湖水のアルカリ度が大きく、1回目に添加した酸の量は、他の2湖沼に比較して10倍以上必要であったため、酸を添加した直後は硫酸イオンと硝酸イオン濃度が高いレベルとなっているが、酸のみを添加したmicrocosmsにおいては徐々に濃度は低下した。一方、クロロホルムを添加したmicrocosmsでは硫酸イオンと硝酸イオンの減少が抑制された。カルシウムイオンはクロロホルムを添加したmicrocosmsでは次第に増加し、陽イオン交換による中和が行われているのに対し、酸のみを添加したmicrocosmsにおいては酸を添加した直後に増加し、その後はむしろ減少する傾向にあり、脱窒や硫酸還元による中和が陽イオン交換による中和にとってかわっている。

4.3. 脱窒速度、硫酸還元速度

酸のみを添加した各microcosmsの単位底面積当りの脱窒速度DVnおよび硫酸還元速度DVsをTable 4に示す。値は各実験期間を通じての平均値であるが、刈込池の脱窒速度に関しては酸投入後24時間で硝酸イオン濃度がほぼ0にまで低下したため、酸添加後24時間の平均速度を示している。鶴ヶ池の脱窒速度は他の2湖沼に比較して1/10程度である。刈込池は溶存イオン成分に乏しくアルカリ度も小さな湖沼であるが、脱窒による中和能力は縄ヶ池と同程度であった。硫酸還元は縄ヶ池では刈込池の6倍ほどの速度であった。

Table 4 The denitrification velocity (DVn) and sulfate reduction velocity (DVs)

Lake	DVn (μeq/m2/day)	DVs (μeq/m2/day)
Tsurugaike	270	—
Karikomiike	3,100	240
Nawagaike	2,700	1,500

一方、実際の縄ヶ池では流入河川と流出河川が存在し、地下水の流入や湖底からの流出はほとんど無いものと考えられており[15]、また、湖面に直接沈着する降雨量は無視できる程度である[16]ことから、次式により

脱窒量Dnや硫酸還元量Dsを直接求めることが出来る。

$$D = 86.4 \cdot (Fin \cdot Cin - Fout \cdot Cout) \quad (4\text{-}1)$$

D：脱窒、硫酸還元量（eq/day）

Fin：流入水量（m^3/sec）

Fout：流出水量（m^3/sec）

Cin：流入水中の硝酸、硫酸濃度（μ eq/l）

Cout：流出水中の硝酸、硫酸濃度（μ eq/l）

また水温10℃の上昇につき反応速度が2倍に上昇するものとすると[17]、microcosmsの培養温度の20℃に水温換算した脱窒量Dn(20℃)や硫酸還元量Ds(20℃)は次式で得ることができる。

$$D_{(20℃)} = D \cdot 2^{((20-t)/10)} \quad (4\text{-}2)$$

t：湖底の水温（℃）

縄ヶ池では流入水量と流出水量が均衡しており、Fin=Fout=0.03m^3/secであり[16]、Cin, Coutに1992年8月から1994年11月の間に行った5回の調査の平均値を用いると縄ヶ池では

$Dn_{(20℃)}$=72 eq/day

$Ds_{(20℃)}$=31 eq/dayが得られた。

これを湖底面積21,700m^2を用いて単位面積あたりの脱窒速度$DVn_{(20℃)}$、硫酸還元速度$DVs_{(20℃)}$に換算すると

$DVn_{(20℃)}$=3,300 μ eq/l/m^2/day

$DVs_{(20℃)}$=1,400 μ eq/l/m^2/day

が得られ、microcosmsによる結果とほぼ一致した。

4.4. 寄与率

microcosmsを用いた本実験においては、底泥による陽イオン交換や微生物による硝酸イオンの脱窒や硫酸イオンの還元によって酸の中和が行われていたが、それらのプロセスの寄与が各湖沼により、また酸を添加してからの時間により異なることが判明した。そこで、これらの中和のプロセスをより明確にするために、各イオン成分の増減が酸の中和に寄与した割合を示す寄与率を定義した。

陽イオンに関する寄与率は、添加した酸の量に対する各イオン濃度の増加の割合、陰イオンに関する寄与率は添加した酸の量に対する各イオン濃度の減少の割合として定義した。従って、各陽イオン成分ならびに各陰イオン成分の寄与率BcおよびBaは以下の式で表わされる。

$$Bc_i = \Delta Cc_i / A \times 100 \ (\%) \quad (4\text{-}3)$$

$$Ba_j = \Delta Ca_j / A \times 100 \ (\%) \quad (4\text{-}4)$$

Bci： 陽イオン成分iの寄与率

Baj： 陰イオン成分jの寄与率

Δ Cci：酸を添加する直前の濃度と比較した陽イオン成分iの濃度増加量（μ eq/l）

Δ Caj：酸を添加した直後の濃度と比較した陰イオン成分jの濃度減少量（μ eq/l）

A：添加した酸のmicrocosms中の濃度（μ eq/l）

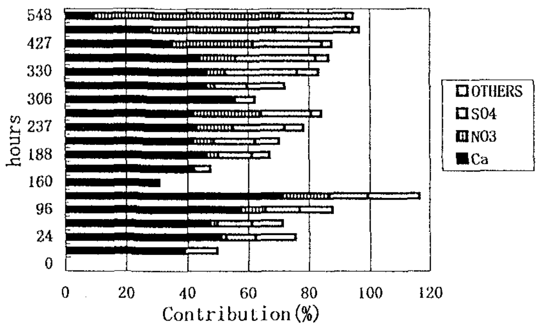

Fig. 7 Contribution of SO_4^{2+}, NO_3^- and Ca^{2+} for Lake Tsurugaike

鶴ヶ池、刈込池および縄ヶ池それぞれのmicrocosmsに関し、各イオン成分の寄与率の経時変化をFig. 7～Fig. 9に示す。いずれの湖沼のmicrocosmsにおいても、カルシウムイオン、硫酸イオン、硝酸イオンによる寄与率が大半を占め、ナトリウム、カリウム、

アンモニウム、マグネシウムならびに塩素イオンによる寄与率は相対的に低く、それらを合計した値を OTHERS として示した。

鶴ヶ池では酸添加直後はカルシウムによる陽イオン交換が行われるが、時間の経過とともに脱窒による寄与が大きくなっていく。また3回目の酸を添加した後には脱窒が進むにつれてカルシウムの寄与が減少しており、脱窒による中和が陽イオン交換にとってかわったことを示している。

刈込池は酸投入直後から脱窒が開始され、ほぼ24時間で microcosms 中の硝酸イオンは0に近くなる。添加した酸は硫酸：硝酸=2:1であったので脱窒の寄与率は最大値としては33%であり、その値で留まっている。実際の湖水中でも1994年10月25日の硝酸イオンは0.5 μ eq/l と非常に低い濃度であった。硫酸還元も酸添加直後より起きており、特に硝酸イオン濃度が0になった後には硫酸還元がカルシウムによる陽イオン交換にとってかわる。

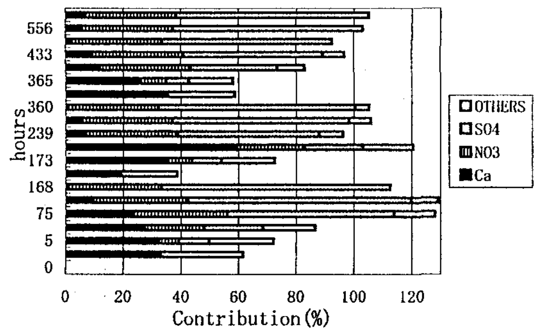

Fig. 8　Contribution of SO_4^{2+}, NO_3^- and Ca^{2+} for Lake Karikomiike

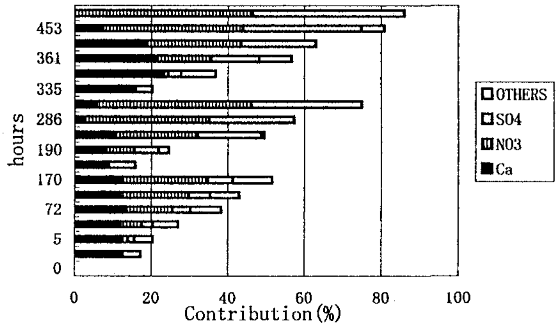

Fig. 9　Contribution of SO_4^{2+}, NO_3^- and Ca^{2+} for Lake Nawagaike

縄ヶ池は湖水中のアルカリ度が大きく1回目に添加した酸の量は他の10倍以上であった。従って中和能力としては非常に大きいものの、寄与率は低い水準で推移している。刈込池と比較すると脱窒の寄与率が高い。酸添加1回目には2回目、3回目に比較して多量の酸を必要としたため、2回目の酸投入までに刈込池のように硝酸イオン濃度が0にまで低下しなかった。従ってその残存した硝酸イオンの脱窒が2回目、3回目に酸を添加した後も継続したためである。硫酸還元の寄与率は酸を添加して1週間後で5～40%程度であった。

酸性物質の中和に関する寄与率を定義し、各中和プロセスの寄与率の経時的な変化を示すことにより、各湖沼で見られた脱窒あるいは硫酸還元がカルシウムによる陽イオン交換にとってかわる現象がより明確になった。陽イオン交換反応は可逆反応であり、脱窒あるいは硫酸還元が進行するに従って、カルシウムイオンは底泥の水素イオンと再びイオン交換を行っているものと考えられる。

湖沼型の違いによる酸性物質の中和プロセスの差異は次の様にまとめることができる。鶴ヶ池のように高山に位置する貧栄養湖では、生物による脱窒や硫酸還元の速度が遅く陽イオン交換が中和の主役となるが、底泥の陽イオン交換能力は絶対量に乏しく、酸性雨に対しては極めて弱い湖沼であるものと考えられる。刈込池のような腐植栄養湖では湖水のアルカリ度は小さいものの、陽イオン交換能力や生物学的中和能力が大きく、急激な pH の低下には陽イオン交換で対処し、その後生物学的な中和プロセスによって酸性物質を消費し、陽イオン交換能力を再生するというプロセスが働いており、酸性雨に対しては比較的耐性が大きいものと考えられる。縄ヶ池のような通常の湖沼では、腐植栄養湖のようなプロセスに加え、湖水のアルカリ度(HCO_3^-)が pH の低下を妨げるため、酸性雨に対しては非常に耐性が大きいものと考えられる。

5. 結論

microcosms を用いた実験を通じて湖沼の酸性物質の中和プロセスについて検討を行い、以下のような結論

が得られた。

1) 鶴ヶ池、刈込池および網ヶ池に関する microcosms による実験では陽イオン交換や生物による脱窒は3湖沼すべてで見られたが、硫酸還元のプロセスは鶴ヶ池では見られなかった。
2) 鶴ヶ池における脱窒速度は刈込池や網ヶ池の約 1/10 であった。
3) microcosms による実験では、酸の中和に対する寄与率は、カルシウムの陽イオン交換によるものが酸投入直後は大きかったが、その後、生物学的な脱窒や硫酸還元がそれらにとってかわるという現象がみられた。

おわりに

本研究の実施に当たり岐阜県道路公社殿ならびに久々野高山営林署殿には多大な御協力を頂きました。深く感謝の意を表する次第です。

参考文献

1) S.Oden: THE ACIDITY PROBLEM-AN OUTLINE OF CONCEPTS, Water Air and Soil Pollution, 6, pp.137-166, 1976
2) E.C.Krug and Charles R.Frink: Acid Rain on Acid Soil:A New Perspective, SCIENCE, Vol.221, pp.520-525, 1983
3) TURK.J.T.& ADAMS D.B.: Sensitivity to Acidification of Lakes in the Flat Tops Wilderness Area,Colorado, Water Resources Research, Vol.19, No.2, pp.346-350, 1983
4) 川上智規: 乗鞍岳湖沼群の水質に対する降雨の影響, 環境工学研究論文集, 第30巻, pp.73-80, 1993
5) 川上智規: 乗鞍岳湖沼群における酸の供給と消費機構, 環境工学研究論文集, 第31巻, pp.81-89, 1994
6) J.W.M.RUDD et al.: Microbial consumption of nitric and sulfulic acids in acidified north temperate lakes, Limnology and oceanography, 31, pp.1267-1280,1986
7) D.A.BRUNS, T.P.O'ROURKE and G.B. WIERSMA: ACID NEUTRALIZATION IN LABORATORY SEDIMENT-WATER MICROCOSMS FROM A ROCKY MOUNTAIN SUBALPINE LAKE(USA), Environmental Toxicology and Chemistry, Vol9, pp.197-203, 1990
8) L.A.BAKER, E.S.EDGERTON, R.W.OGBURN: SEDIMENT ACID NEUTRALIZATION IN SOFTWATER LAKES, Water Air and soil Pollution, 25, pp.215-230, 1985
9) R.B.Cook, C.A.Kelly, D.W.Schindler, M.A.Turner: Mechanisms of hydrogen ion neutralization in an experimentally acidified lake, Limnology and oceanography, 31, pp.134-148, 1986
10) D.W.Schindler, M.A.Turner, M.P.Stainton, G.A.Linsey: Natural Sources of Acid Neutralizing Capacity in Low Alkalinity Lakes of the Precambrian Shield, SCIENCE, Vol.232, pp.844-847, 1986
11) B.G.OLIVER, J.R.M.KELSO: A ROLE FOR SEDIMENTS IN RETARDING THE ACIDIFICATION OF HEADWATER LAKES, Water Air and soil Pollution, 20, pp.379-389, 1983
12) J.W.M.Rudd, C.A.Kelly, Akira Furutani: The role of sulfate reduction in long term accumulation of organic and inorganic sulfur in lake sediments, Limnology and oceanography, 31, pp.1281-1291, 1986

13) C.A.KELLY, J.W.M.RUDD: Epilimnetic sulfate reduction and its relationship to lake acidification, Biogeochemistry, 1, pp.63-77, 1984
14) 玉置元則: 我が国の雨水の化学的性状, 環境技術, 14, pp.132-146, 1985
15) 高倉盛安、安田郁子: 富山県内における天然湖沼の水質とプランクトン, 富山県立技術短期大学研究報告, 第22巻, pp.26-41, 1988
16) 富山県公害センター: 富山県内主要湖沼等の水質と水生生物に関する研究（縄ヶ池）, 1993
17) M.S.BARTLETT, L.C.BROWN, N.B.HANES AND N.H.NICKERSON: Denitrification in Freshwater Wetland Soil, J.ENVIRON.QUAL., Vol.8, No.4, pp.460-464, 1979