

47-55

垦丁国家公园内南仁湖的地球化学^①

陈镇东 陈佳奇 翁坤诗

(中山大学海洋地质研究所, 台湾省高雄市)

P343.3

提要 南仁湖区位于台湾省屏东县满州乡境内, 是一个封闭且独立的盆地, 土壤属于洪积层发良之红壤, 是经过强烈淋洗后的风化产物, 成分以粘土矿物为主, 低价元素皆在风化过程中大量流失, 呈强酸性反应(pH 值为 3.65—5.30)。淋洗出的土壤渗滤水 pH 值介于 5.0 左右, 碱度几乎全在 0.020 mmol(+)/L 以下, 没有提供大量碱度到湖水中, 和一般沉积岩区土壤渗滤水不同。湖水中的叶绿素 a 含量大多数在 10 μ g/L 之上, 属于富营养化的水域; 碱度大部分在 0.20 mmol(+)/L 以下, 属为对酸敏感到极敏感湖之列; 磷含量已多在 20 μ g/L 以上, 在分类上亦属于富营养阶段; 氮和磷的比值相当低, 因此氮成为水中浮游生物的主要生长限制元素, 其他主要离子的来源受控于当地环境和雨水及海水飞沫的影响。

为了解影响湖水化学组成的主要因素, 作者收集南仁湖区的雨水、土壤渗滤水和湖水, 以了解其各别的离子含量及变化; 同时还测量湖水流出量, 并收集相关气象资料, 企图计算出各种离子在集水区中的收支情况。经过实验及计算, 估计雨水在 1989 年输入大约 167 $\times 10^3$ mol(+) 的离子, 占年度总输入量的 6% 左右, 其余则来自陆地; 大约 577 $\times 10^3$ mol(+) 的主要离子从出水口流出南仁湖, 约占总输入量的 19%, 其余的离子累积于湖盆中。显见陆源水的化学物质含量是影响南仁湖水质及化学组成的主要因素。水中有机质以 33.7—52.9mg/cm²·a 的速率累积于南仁湖沉积物中, 沉积物的总累积速率为 581—911mg/cm²·a。

关键词 垦丁国家公园 南仁湖, 地球化学, 酸雨, 沉积率 离子平衡

南仁湖位于台湾省屏东县满州乡境内, 因湖区附近有非常丰富的动植物生态景观, 在垦丁国家公园成立之初, 即将南仁湖及其附近山区列入自然生态保护区。

地处丘陵低地的南仁湖区, 自然形成的湖泊计有宜兰潭和古南仁湖二处(今已分割成四个小湖, 分别为入口湖, 大、小宜兰潭和古南仁湖)。南仁湖大水域原为稻田和湿地, 由于居民生活不方便除一户(图 1F 点附近)外全部迁出。1982 年左右, 南仁湖中央大水域区的唯一出水口红土溪被堵塞, 积水成湖, 形成今天湖面约 22.54hm² 左右的南仁湖, 最深处不超过 2m, 并成为南仁山区动物生存的最大水源。由于水质的好坏直接影响生物的生存, 因此多位学者曾在此进行水质研究, 指出南仁湖诸水域有富营养化(eutrophication)的现象^[1], 造成的原因和水鸟排泄、牛只活动及大量水生植物的生长有关; 同时湖水对酸极敏感, 抵抗酸雨的能力极低, 在酸雨频仍的南台湾, 南仁湖水的酸化与否更值得重视^[2-6]。因此今日的南仁湖面临富营养化和酸化的双重隐忧, 亟待进一步了解其原因及过程, 以谋因应之道。

大水域的陆地集水面积约 96.23hm², 湖面约 22.54hm², 湖水来自雨水及其土壤渗滤水的汇流。湖岸的森林亦为湖水水质的主导系统。为推测湖周土壤是否流失到湖水中, 本文以大气²¹⁰Pb 作为示踪剂, 从沉积物超量²¹⁰Pb 的活性大小, 推测这种现象的存在与否。

① 本文于 1992 年 9 月 4 日收到。

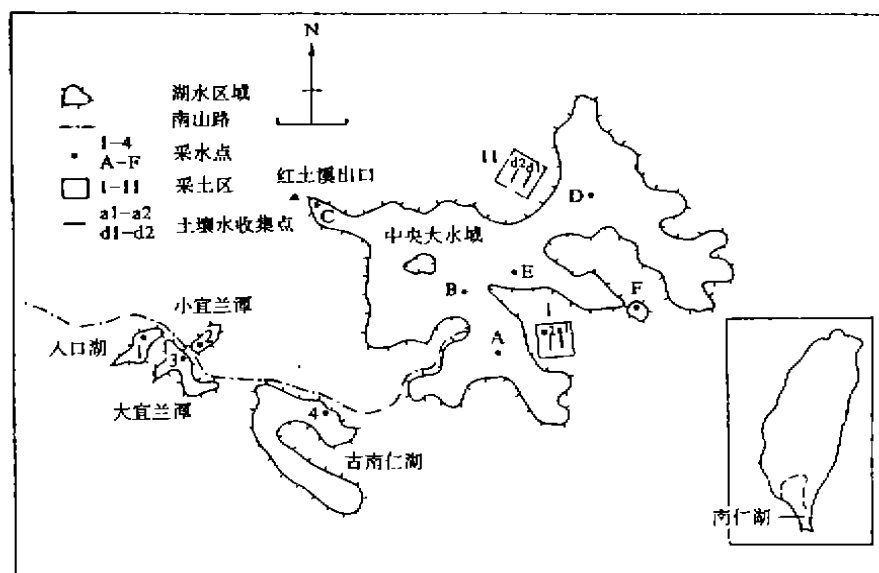


图 1 南仁湖所在位置及采样点

Fig. 1 Location and sampling points of Nanjren Lake

雨水是南仁湖区的唯一水源,因此雨水在此区的循环收支方式,将在本文中作一探讨,并将雨水、土壤渗滤水、湖水组成分别分析,结合集水区内的陆地面积及湖的大小及其水收支关系,计算主要离子在集水区内的收支情形,以期从水文循环和湖岸生态环境的关系,推测影响湖水水质的主要因子。

一、南仁湖湖水的水质状况

采样时间由 1986 年 10 月至 1990 年 4 月,采集点的位置如图 1 所示。其中编号 1—4 涵盖入口湖及宜兰潭,称之为零星水域,而编号 A—F 取自主要大水域。土壤渗滤水收集位置亦如图。由于风化表层不到 30cm,因此渗滤水收集深度仅在地表 30cm 以内。

(一)基本水质资料

南仁湖位居亚热带,四季温度只有两季的变化(图 2)。溶氧量介于 4.00—10.29mg/L 间,以 1989 年 4 月份二号湖含量最低,可能因采样日是阴天而采样时间早(上午 7 点),藻类光合作用未充分进行所致。其他各测站约在 7mg/L 左右,大湖旁的 F 站在每次调查中溶氧量均较高,最大值亦发现于此。pH 值介于 4.71—7.12 间,最低值于 1988 年 11 月的出水口附近的 C 站测得,其余各测值约在 6.33 左右。夏季测值略高,但季节变化并不明显。

BOD₅ 介于 0.1—6.5mg/L 间,小湖的测值则较低,高值均出现于民宅附近之 F 点。季节变化方面,以冬季到春季间较高,可能和藻类及其它生物在水中分解,消耗溶氧有关,在此期间水体亦可能有轻微污染现象。COD 值介于 5.4—45.4mg/L 之间,最高值出现于 1989 年 7 月的 F 点(45.4mg/L)。以季节性变化而言,夏季测值有较高的趋势,可能和藻类集中大量繁殖有关。小湖的藻类较少,COD 值亦稍低于大湖的测值。

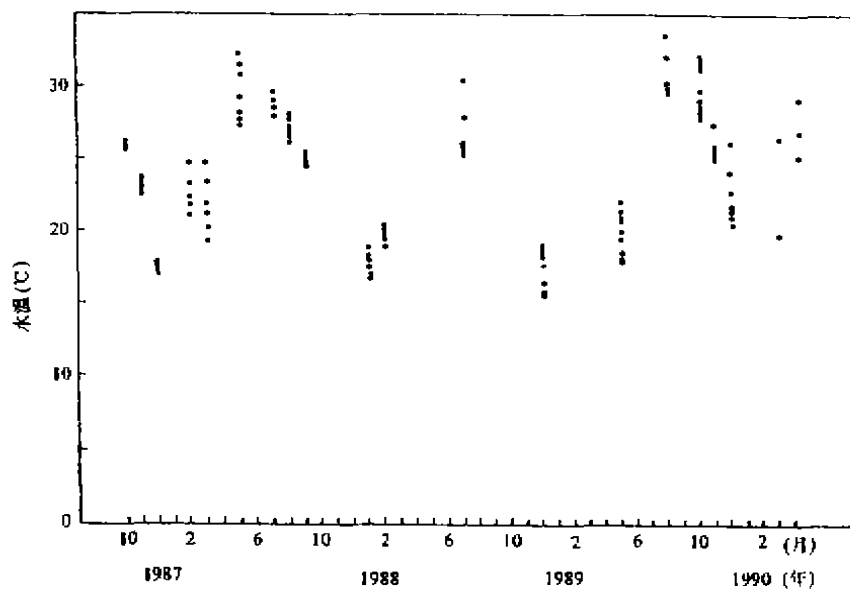


图 2 南仁湖水温随时间之变化

Fig. 2 Variation of water temperature with time in Nanjren Lake

各水域的硝态氮平均含量约为 $50\mu\text{g/L}$, 磷酸盐—磷含量约 $30\mu\text{g/L}$, 叶绿素 a 约 $41.8\mu\text{g/L}$ 。再加上南仁湖诸水域水浅, 底部沉积物容易被风吹起而再悬浮, 使得水体常年混浊, 颜色呈土黄色, 塞氏板深度显示湖水穿透度最深仅达 30cm 。若以塞氏板、磷含量、叶绿素 a 三项来判断湖水营养程度, 则南仁湖营养状态指数^[7]多在 60 以上, 达到富营养和极富营养的程度。南仁湖诸水域的总碱度介于 $0.0001-0.0282\text{c mol}(+)/\text{L}$ 之间, 属对酸极敏感湖^[8]。

由于南仁湖高含量的营养盐及叶绿素 a, 显示已经属于富营养化湖泊, 但由低含量的碱度看来, 南仁湖又属于对酸敏感湖泊。究竟南仁湖在未来是更富营养化, 或更酸化呢? 以下我们将以水文收支方式来预估南仁湖未来水质状况。

(二) 收支平衡

南仁湖无河川水注入, 水源仅有直接雨水及其土壤水渗透和地表径流水进入湖中。水量的支出, 主要可分为两类: (1) 由位于西北角的红土溪流出, (2) 以蒸发方式逸失。另外并假设湖盆水由地下水的补充或流失, 成平衡状态, 因此在收支计算中不将地下水列入考虑。

南仁湖主要离子收支估计

Estimation of the main ion budget of Nanjren Lake 单位: $10^3 \times \text{mol}(+)$

1989 年	碱度	NO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	K^+	Na^+	Ca^{+2}	Mg^{+2}	总量
收: 雨水	34.73	5.72	77.82	112.55	14.06	109.03	65.95	21.98	166.62
土壤渗滤水	17.58	41.01	210.91	1171.15	70.30	1075.18	79.09	257.78	2929.37
支: 湖水	8.66	2.89	37.53	245.39	10.97	217.10	15.01	50.81	577.39
收 - 支	43.65	43.84	251.20	1038.31	73.39	967.11	130.03	228.95	2518.60

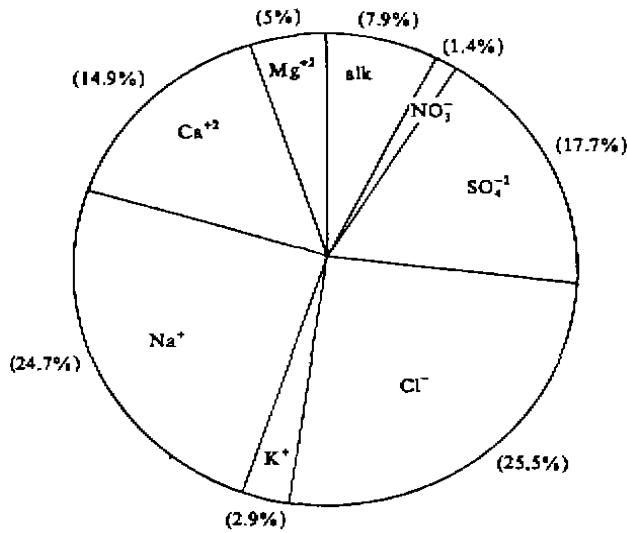


图 3 雨水主要离子含量平均百分比

Fig. 3 Average percentage of the main ion concentrations in rain

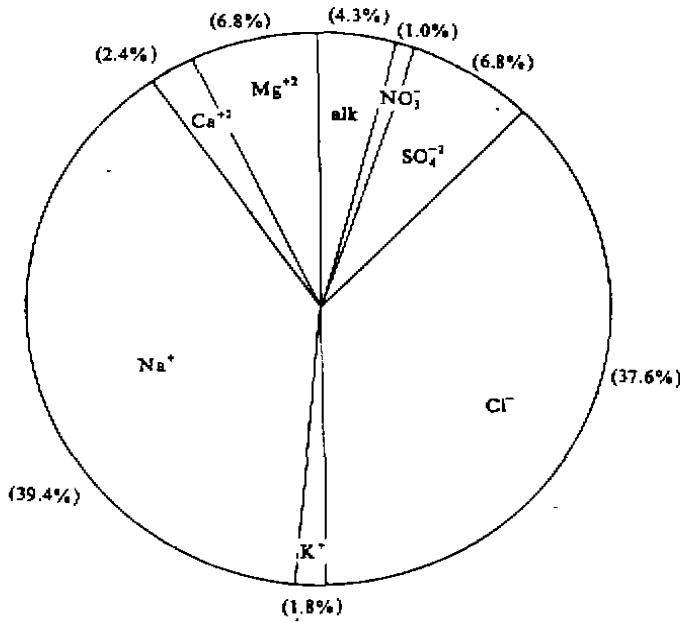


图 4 中央大水域湖水主要离子平均百分比

Fig. 4 Average percentage of the main ion concentrations in the central open lake water bodies

雨水中阴离子以 Cl^- 为主 (25.5%), SO_4^{2-} 、碱度次之 (17.7%、7.9%)。阳离子以 Na^+ 为主 (24.7%), Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 为次 (14.9%、5%) (图 3)。雨水主要离子所占的百分比与湖水不尽相同。以主要大水域来说,湖水碱度的比例 (4.3%) 比雨水少,而 Cl^- (37.6%) 则增加了 12.1%, SO_4^{2-} 的比例 (6.8%) 也比雨水少了许多 (图 4)。但在零星水域中最明显的差别,却在于湖水的主要阴离子中,碱度的比例 (7.1%) 增加,而 SO_4^{2-} (4.9%) 比例减少 (图 5)。主要大水域碱度的比例减少,可能是另一个水来源——土壤水含低碱度的原因。而零星水域的碱度比例增加,可能意谓湖水藉由某种机制消耗 SO_4^{2-} ,而产生了碱度。

南仁湖滨集水区的坡度相当陡峭,在海拔高度 350—400m 的区域内 (约离湖面 30—80m 高处),更达 45° 以上的坡角,因此,较难延缓雨水向下流的时间,使得雨水与土壤之间的作用不甚完全。大坡度虽然不利于雨水与土壤的反应,但如果雨势强劲,土壤颗粒经由强力冲刷,容易流入湖盆,使得土壤中元素在湖盆中释放。南仁湖的陆上有许多侵蚀沟,显然是暴雨所造成的结果。这些流入湖盆的土壤,再加上土壤渗滤水的流入,对于南仁湖水质应有相当程度的影响。

南仁湖附近的土壤 pH 大多小于 4.5,属于酸性土。土壤风化

层极薄,土壤渗滤水中 Cl^- 为主要阴离子 (40.1%), SO_4^{2-} 为次要阴离子 (7.2%) (图 6)。其与湖水组成最大的不同处也是碱度。虽然雨水含将近 8% 碱度,但土壤水,却几乎不含碱度,因

此降低了主要大水域的碱度比例。

位在西北角的红土溪是南仁湖湖水流出的唯一出口,其化学组成、比例,大致与主要大小水域相当。蒸发是指湖盆、湖滨林相的水份以气态方式逸出,因此对湖中的各元素有浓缩作用,使得单位体积含有的量增加,但不会改变湖水中各主要元素间的组成比例。

收支计算的结果列于表,估计 1989 年离子输出总数(包含雨水及土壤渗滤水)为输入之 19%左右,显示湖区的离子有高度累积现象存在。但需注意的是此收支平衡计算中,资料误差较大。

(三)由湖水产生的碱度及营养盐

土壤渗滤水提供给湖水的离子总量约为雨水的 16 倍,因此土壤渗滤水的组成约占湖水来源比例的 16/17。而土壤渗滤水的平均碱度仅为元素总量的 0.6%而已,即使加上碱度甚低的雨水,也不足以明显增高湖水碱度。而主要大水域的平均碱度占总组成之 4.3%,零星水域占 7.1%,显示水体中有碱度产生的机制在进行,尤其零星水域的现象更为明显。湖水的碱度,推测主要仍是水中生物作用的合成分解而来的^[9],和一般以风化反应为主的情况全然不同^[10,11]。碱度亦可能和湖中生物的基础生产力有关^[12]。

南仁湖的来源水所含碱度虽然相当低,可是湖水本身有生物性碱度的产生,可增强对酸雨的缓冲力;而分解作用所释出的营养盐,

显然非营养盐主要来源,而是必须加上土壤渗滤水及雨水。因此不断由四周而来的营养盐,势必使南仁湖趋向富营养化。土壤中来自生物分解和植物呼吸产生的 CO₂,溶解于水中后,

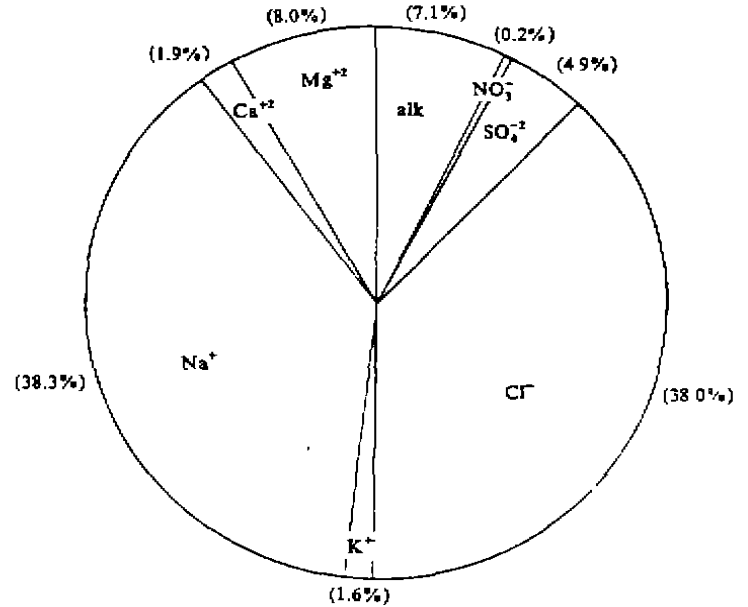


图 5 零星水域湖水主要离子平均百分比

Fig. 5 Average percentage of the main ion concentrations in the scattered water bodies

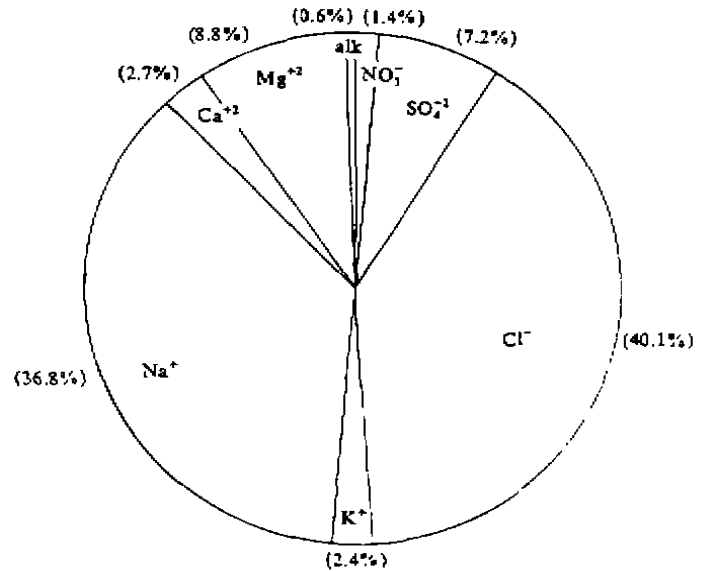


图 6 土壤渗滤水主要离子含量平均百分比

Fig. 6 Average percentage of the main ion concentrations in the soil infiltration water

氢离子与土壤交换作用而产生了碱度^[12,13];在酸化湖中碱度的产生,主要来自生物的反应,例如反硝化作用及硫酸盐的还原等^[14];即使在未酸化的小型湖泊中,这种湖泊碱度的自生作用亦很重要^[9]。雨水和土壤会因较长的接触时间而得到较多的碱度^[11],而南仁湖集水面小且陡,故并无助于增长雨水停留的时间;零星水域较封闭且流动性较小,水中生物有充足的时间产生明显的碱度,但在主要大水域因流动性大,因此生物自生的碱度显得较少,可能是湖水的滞留时间愈长,愈有利于生物碱度的生成。

中和能力低或碳酸盐极少的地方,大部分湖水的碱度是湖中生物由 SO_4^{2-} 的还原作用产生的^[15];植物吸收利用 SO_4^{2-} ,可产生碱度^[16];对酸敏感的湖泊,集水区的岩石及土壤仅能提供极少量的碱度到湖水中^[17],这点已从南仁湖土壤渗滤水中之低碱度含量得到证明。因此在缺乏碳酸盐的南仁湖,碱度由湖水生物生成的可能性较大。

二、南仁湖集水域内的土壤背景

南仁湖附近的土壤皆为洪积层发育之红壤,粘土矿物含量极高^[18],pH 和有机质的含量则很低。对于氮、磷等营养元素的传递,由于含量少,再加上土壤中主要以有机氮存在,对磷的固定(fixation)能力也很高,因此能提供氮、磷的量相当有限。在土壤渗滤水中,发现硝酸态氮的含量,除了曾有污染的 d1 站以外(因土壤水中含有 62—68 $\mu\text{g/L}$ 的亚硝酸盐),其余测点浓度从未检出值至 1234 $\mu\text{g/L}$;磷的含量则是从 17—84 $\mu\text{g/L}$,N/P 比值从 0—3。因此若土壤渗滤水流到湖水中,氮的量对湖中浮游植物而言,似乎比磷来得重要。

磷主要来自地表生物圈的循环,但在粘土中,大部分的磷因吸附于粘土表面^[19],能随水分流入湖中的磷量很少,因此主要由土壤颗粒的冲刷而输送;沉积物中的磷尚可因沉积物干燥氧化后浸水悬浮,再次从土壤颗粒中释放出来^[20,21]。在南仁湖集水区的陆地坡度颇大,暴雨时土壤冲蚀而使磷流失。近岸的浅水区在干季时亦有因水位降低而干燥,而于雨季时被湖水淹没的现象;再加上湖区附近数十头牛只的排泄物流入湖中。南仁湖区诸水域的高磷含量和这些现象的存在有关。

硝态氮主要来自陆地及雨水,陆地上的来源为动物和植物的分解物质。动物的分解物直接和土壤接触,经过植物吸收和土壤吸附之后,才流到湖中。由于南仁湖区域人为垃圾较少,因此来自人为污染生成的氮很少。森林中的氮由于多数(约 75%)以有机态保存, NH_4^+ (5%)亦被植物直接利用或土壤吸附,因此能流入湖中的氮量有限^[22];只有动物的排泄物和其遗体才能在自然的状态下为湖水添加氮量,例如鱼体的分解和牲畜的排泄等。此外,湖底沉积物含氧层以下的部分,亦可藉扩散作用使氮以不同形态进入湖水。虽然大部分的氮被脱氮作用去除,剩余的部分仍以 NH_4^+ 及 NO_3^- 的形态释出^[23]。这种现象在用¹⁵N 研究湖底沉积物时亦曾发现^[24]。

氮在土壤中的流失量,在排水良好区主要以向下渗透为主,地表面流次之。硝酸盐的流失,约有 80%流到地表以下,只残余 20%在地表水中(Jackson et al., 1973)。森林土壤中的氮除了下渗以外,主要是以有机态的方式存在,前已述及。磷则大部分(约 88%)以有机磷的形态吸附在土壤中,只有约 12%成为溶解性的正磷酸盐^[22]。

南仁湖陆生植物茂密,来自森林的氮在经过植物和土壤的吸附及渗滤后,能流入湖中的已相当有限;湖区的土壤主要是以粘土矿物为主,并含高量的铁和铝,对磷的吸附及沉淀相

当有利。因此除了土壤颗粒流失以外,似乎没有别的途径能使磷大量流入湖水中。

湖水中生物体死亡后成为沉积物之一部分,叶绿素 a 是基础生产率的指标,因此湖水中叶绿素 a 的含量应与沉积物有机质累积速率成正相关。假设大气中的²¹⁰Pb 以固定量降至沉积物上,则降至沉积物之有机质越多时,势必稀释²¹⁰Pb 在沉积物中的活性,因此沉积物中超量²¹⁰Pb 活性,应与湖水中叶绿素 a 之间呈负相关^[25]。但是沉积物因风吹或生物扰动使混合层达到 2cm 以下时,可使表层沉积物(1—2cm)的超量²¹⁰Pb 活性受到相当程度的稀释。在水浅多风的南仁湖,表层沉积物受到风浪作用而造成再悬浮迁移的可能性增高。当超量²¹⁰Pb 随着沉积物再悬浮造成迁移时,可能造成采样点选择时的错误,使超量²¹⁰Pb 的分析结果偏离。再加上湖水常年有细颗粒悬浮使湖水浑浊不堪,表层沉积物中超量²¹⁰Pb 随之迁移或流失的可能性更大。

台湾地区湖泊有机质的累积速率与超量²¹⁰Pb 的活性成负相关,较文献所述^[25]之反比关系更为明显^[26]。南仁湖中央大水域之超量^[210]Pb 为 3.0 至 4.7dpm/g,有机质含量为 0.058g/g,有机质累积速率 34 至 53mg/cm²·a,沉积物总累积速率 581 至 811mg/cm²·a。南仁湖没有河流介入,但从其相当低的超量^[210]Pb 活性来看,应该有相当数量陆源碎屑输入。古南仁湖之超量²¹⁰Pb 活性为 0.4dpm/g,有机质含量较高,达 0.103g/g。有机质累积速率为 671mg/cm²·a,沉积物总累积速率为 6509mg/cm²·a。

三、结 语

1. 南仁湖诸水域中叶绿素 a 和磷酸盐一磷的含量普遍较高,属富营养型湖泊。而硝态氮含量则较低,表明氮是该湖泊浮游植物生长的限制因子。
2. 从水文收支关系来看,干、雨季约各占半年左右,较集中的降雨容易使地表土壤流失而沉积于湖中,土壤中磷酸盐藉此渠道迁移到湖底,成为沉积物的一部分。沉积物营养盐的释放,再加上湖区动物的排泄及土壤渗滤水中营养盐的不断输入,将会使南仁湖未来可能继续富营养化。
3. 由各项主要离子分析的结果得知,南仁湖对酸的缓冲能力很弱。虽然水中有重要的生物碱度产生,但从土壤渗滤水的低碱度可以知道,土壤并不能提供大量的碱度给湖水。如果有持续的酸雨降下,生物碱度增加较明显的小湖可能受影响较小,而中央大水域中生物碱度增加不太明显,因此受酸雨影响程度较大。
4. 由各项离子的总收支结果发现,输入湖区的离子总数大于输出,显示湖区正在累积各项离子,有助于增加水体的离子总数及碱度。由于此项调查属长期工作,因此短期收支结果仅能作为一参考值。
5. 表层沉积物中²¹⁰Pb 的活性相当低,显然有机质及岩石沉积物的来源相当充足。中央大水域之沉积物总累积速率为 581 至 911mg/cm²·a,古南仁湖为 6509mg/cm²·a。

致谢 本研究先后承由国科会(NSC82-0209-M-110-041)、环保署及垦丁国家公园管理处资助,在此一并致谢。

参 考 文 献

- [1] 吕光洋、吕绍瑜、庄铭章、陈世煌、庄国顺。南仁山区之湖沼和两栖类爬虫动物相。内政部营建署垦丁国家公园管理处,1985,55。
- [2] 翁坤诗。垦丁国家公园内南仁山区水域之酸化程度。国立中山大学海洋地质研究所硕士论文,1988:71。
- [3] 翁坤诗、叶镇东。垦丁国家公园南仁湖之酸化程度。环境保护与生态保育研讨会论文集,1988:631—651。
- [4] 陈镇东、洪佳章、王冰洁。台湾地区湖沼酸化之过去、当前与未来。中山大学海洋地质研究所研究报告第二号,1988:131。
- [5] 洪佳章、叶镇东。高南地区酸雨现况及天然水域酸化程度。行政院卫生署环境保护局,1987:70。
- [6] Chen C. T. and J. J. Hurg. Acid rain and lake acidification in Taiwan. Proceedings of the National Science Council, 1987:436—442。
- [7] Carlson, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 1977, 22:361—369。
- [8] Zimmerman, A. P. and H. H. Harvey. Final report on sensitivity to acidification of waters of Ontario and neighboring states. University of Ontario, 1978:136。
- [9] Schindler, D. W. The significance of in-lake production of alkalinity. *Water Air Soil Pollut.*, 1986, 30:931—944。
- [10] Cole, D. W. and D. W. Johnson. Atmospheric surface additions and cation leaching in Douglas Fir ecosystem. *Water Resources Research*, 1977, 13:313—317。
- [11] Kelly, C. A. Toward improving comparisons of alkalinity generation in lake basins. *Limnol. Oceanogr.*, 1988, 33:1635—1637。
- [12] Kelly, C. A. and J. W. M. Rudd. Epilimnetic sulfate reduction and its relationship to lake acidification. *Biogeochemistry*, 1984, 1:63—77。
- [13] Kelly, C. A., J. W. M. Rudd, R. B. Cook and D. W. Schindler. The potential importance of bacteria process in regulation rate of lake acidification. *Limnol. Oceanogr.*, 1982, 27:868—882。
- [14] Cook, R. B., C. A. Kelly, D. W. Schindler and M. A. Turner. Mechanisms of hydrogen ion neutralization in an experimentally acidified lake. *Limnol. Oceanogr.*, 1986, 31:134—148。
- [15] Hongve, D. Buffering of acid lakes by sediments. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 1978, 20:743—748。
- [16] Kerr, R. A. There is more "acid rain" than rain. *Sci.*, 1981, 211:693—694。
- [17] Van Breemen, N., C. T. Driscoll and J. Mulder. Acid deposition and internal proton sources in acidification of soils and water. *Nature*, 1984, 307:599—604。
- [18] 吴健浩、余嘉雄。山坡地土壤调查报告(屏东县)。台湾省农林厅山地农牧局,1984:1966。
- [19] Sposito, G. The surface chemistry of soils, Oxford University Press, New York, 1984:234。
- [20] Fabre, A. Experimental studies on some factors influencing phosphorus solubilization in connexion with the drawdown of a reservoir. *Hydrobiologia*, 1988, 159:177—186。
- [21] Lugo, E. A., S. Brown and M. M. Brinson. Forested wetlands in freshwater and salt-water environments. *Limnol. Oceanogr.*, 1988, 33:894—909。
- [22] Lowrance, R. R., R. L. Todd and L. E. Asmussen. Nutrient cycling in an agricultural watershed. I. Phreatic Movement. *J. Environ. Qual.*, 1984, 13:22—27。
- [23] Seitzinger, S. P. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.*, 1988, 33:702—724。
- [24] Reddy, K. R., R. E. Jessup and P. S. C. Rao. Nitrogen dynamics in a eutrophic lake sediment. *Hydrobiologia*, 1988, 159:177—188。
- [25] Binford, W. M. and M. Brenner. Dilution of ^{210}Pb by organic sedimentation in lakes of different trophic states, and application to studies of sediment-water interaction. 1986, 31:584—595。
- [26] 陈佳奇。垦丁国家公园内南仁湖的地球化学。中山大学海洋地质研究所硕士论文,1990:98。

GEOCHEMISTRY OF THE NANREN LAKE IN THE KENDING NATIONAL PARK

C-T A. Chen J. C. Chen Q. S. Wong

(*Institute of Marine Geology, National Sun Yat-sen Univ., Kaohsiung Taiwan*)

Abstract

The Nanren Lake is located in a closed basin at Manchou, Pinton, southern Taiwan. Soil in this area is the pleistocene red loam, a product of severe weathering. Clay is the major component in the soil. Most of the low valence elements have been leached out during weathering, resulting in very low pH values (pH 3.63—5.30). The infiltration water collected is about 5.00 in pH. Very little alkalinity in the lake waters is supplied from land.

Chlorophyll a concentrations in the lake are mostly above $10\mu\text{g/L}$ and suggest eutrophication. Most alkalinity concentrations are below $0.2\text{ m mol}(+)/\text{L}$ and the waters are sensitive or very sensitive to acid precipitation. Most phosphorus concentrations are higher than $20\mu\text{g/L}$, also indicating eutrophication. Low N/P reveal that nitrogen is the major limiting factor to the phytoplankton growth. The major element concentrations in the lake are controlled by the land and by the sea salt spray.

In order to understand the major factors affecting the compositions of the lake water, rain water, infiltration water and lake waters were collected and analyzed for evaluation the ion contents and their relative ratios. Outflow from the lake was also measured, and the related meteorological data collected. The ion budget of the lake was established using the above data. Input from the rain was estimated to be 167×10^3 equivalents, only about 6 percent of the total input to the lake. The other 94 percent are from the land. About 577×10^3 equivalents, or 19 percent of the total input, is lost from the lake in the outflowing water. The rest accumulates in the lake and affects the composition of the lake water.

Assuming that the excess ^{210}Pb is diluted by the organic matter in the water column, the authors estimated the accumulation rate of the organic matter between $33.7\text{—}52.9\text{ mg/cm}^2\cdot\text{a}$ and that of the bulk sediments $581\text{—}911\text{ mg/cm}^2\cdot\text{a}$.

Key words Kending national park, Nanren Lake, geochemistry, acid rain, sedimentation rate, ion budget