

# 中国地表水酸沉降临界负荷的区划

叶雪梅, 郝吉明, 段雷, 周中平 (清华大学 环境科学与工程系, 北京 100084)

**摘要:** 为了解中国地表水体对酸沉降的响应情况, 应用基于酸度平衡的稳态法研究中国地表水酸沉降临界负荷区划. 结果表明, 中国地表水硫沉降临界负荷呈较明显的地带分布. 其中, 大兴安岭北端水体的硫沉降临界负荷最低, 大部分小于  $2 \text{ keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ , 东北北部部分水体和秦岭-淮河以南大部分地区水体的硫沉降临界负荷介于  $2 \sim 10 \text{ keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$  之间, 其余地区水体硫沉降临界负荷普遍大于  $10 \text{ keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ . 地表水酸度临界负荷的地区分布和数值大小类似于硫沉降临界负荷. 由于中国地表水酸度临界负荷普遍大于  $2 \text{ keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ , 因此大部分地表水对酸化并不敏感, 近期内不易酸化.

**关键词:** 稳态法; 硫沉降; 氮沉降; 临界负荷; 地表水

中图分类号: X517 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2002)03-05-0018

## Mapping Critical Loads of Acid Deposition for Chinese Surface Waters Using a Steady State Method

Ye Xue mei, Hao Jiming, Duan Lei, Zhou Zhongping (Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

**Abstract:** In order to evaluate the response of Chinese surface waters to acid deposition, a steady-state method based on acidity balance was applied to map critical loads of acid deposition for surface waters in China. The results show that the critical loads of sulfur deposition for Chinese surface waters had distinct spatial distributions. Surface waters sited in the north of Daxinganling region have lowest critical loads of sulfur deposition, most of that were lower than  $2 \text{ keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ . Critical loads of sulfur deposition for those southern surface waters were within the range of  $2 \sim 10 \text{ keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ , while in the other parts of China, most surface waters had critical loads of sulfur deposition higher than  $10 \text{ keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ . The spatial and values pattern of critical loads of acidity for Chinese surface waters were very similar with that of the critical loads of sulfur deposition. Since critical loads of acidity for most Chinese surface waters were more than  $2 \text{ keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ , it can be concluded that they were not sensitive to acidification and that acidification will not occur in the near future for most these waters.

**Key words:** a steady-state method; sulfur deposition; nitrogen deposition; critical load; surface water

我国开展的有关酸沉降的水质影响研究较多, 但对地表水酸沉降临界负荷所做的研究并不多. 酸沉降临界负荷作为衡量生态系统抗酸化能力的定量指标和制定酸沉降控制策略的科学依据, 在酸沉降的生态影响研究中受到越来越多的关注, 在国际上得到了广泛应用. 本研究在广泛收集我国酸沉降、土壤、植被和水文等数据的基础上, 应用稳态法进行了地表水酸沉降临界负荷的区划研究.

### 1 基本理论

在稳定状态下, 系统中所有碱度的源必须能平衡所有输入的酸度, 于是:

$$S_{\text{dep}}^* + N_{\text{dep}} = rS_{\text{ret}} + rN_{\text{ret}} + fN_{\text{upt}} + (1 - r) \cdot$$

$$(N_i + N_{\text{de}}) + BC_{\text{dep}}^* + BC_w - fBC_{\text{upt}} - \text{Alk}_{\text{le}} \quad (1)$$

其中,  $S_{\text{dep}}^*$ 、 $N_{\text{dep}}$ 、 $BC_{\text{dep}}^*$  分别是非海盐总硫沉降、潜在酸性氮沉降和非海盐盐基阳离子总沉降,  $S_{\text{ret}}$ 、 $N_{\text{ret}}$  分别是水体硫和氮的滞留,  $BC_w$  是土壤风化速率,  $N_{\text{upt}}$ 、 $BC_{\text{upt}}$  分别是盐基阳离子和氮的植物净吸收,  $N_i$  是氮的矿化,  $N_{\text{de}}$  是反硝化,  $\text{Alk}_{\text{le}}$  是碱度淋溶,  $r$  是湖泊与集水区面积比,  $f$  是集水区森林面积的比率. 方程中, 除  $r$ 、 $f$  外的其它参数的单位是  $\text{keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ . 方程(1) 忽略了

基金项目: 清华大学环境科学与工程研究院“985”院基金项目 (ENV9901)

作者简介: 叶雪梅(1974~), 女, 浙江人, 博士研究生, 从事酸沉降污染与控制方面的研究.

收稿日期: 2000-12-18; 修订日期: 2001-04-16

土壤中硫酸根的代谢、还原、吸收以及离子交换,并忽略残落物的营养循环、氨淋溶以及氮的生物固定。

可以分别用下式来计算水体中的硫滞留和氮滞留:

$$rS_{\text{ret}} = \rho_S \cdot S_{\text{dep}}^*$$
$$\rho_S = \frac{S_S}{S_S + z/\tau} = \frac{S_S}{S_S + Q/r} \tag{2}$$

$$rN_{\text{ret}} = \rho_N [N_{\text{dep}} - fN_{\text{upt}} - (1 - r)(N_i + N_{\text{de}})]$$
$$\rho_N = \frac{S_N}{S_N + z/\tau} = \frac{S_N}{S_N + Q/r} \tag{3}$$

其中,  $\rho_S$ 、 $\rho_N$  分别为硫和氮的滞留系数,  $S_S$ 、 $S_N$

$$CL(N) = \frac{[f - f_{\text{de}}(1 - r)](1 - I_N)N_{\text{upt}} + (1 - r)(1 - f_{\text{de}})N_i + (1 - \sigma)(BC_{\text{dep}}^* + BC_w - fBC_{\text{upt}} - Alk_{\text{crit}})}{[1 - (1 - r)f]_{\text{de}}(1 - I_N)} \tag{6}$$

$$CL(Ac) = CL(S) + CL(N) \tag{7}$$

上述式中,因子“ $\sigma$ ”为硫比率,表示其中平衡硫输入的盐基阳离子部分:

$$\sigma = \frac{S_{\text{dep}}^*}{S_{\text{dep}}^* + N_{\text{dep}} - fN_{\text{upt}} - (1 - r)(N_i + N_{\text{de}})} \tag{8}$$

2 主要参数的确定

2.1  $BC_w$  的确定

集水区土壤风化速率是临界负荷计算中的关键参数之一,必须从其它独立的参数来估算。本文应用一种基于土壤矿物全量分析的方法<sup>[1]</sup>

分别是硫和氮的净质量迁移系数( $\text{m} \cdot \text{a}^{-1}$ )。z 是湖泊平均深度(m), $\tau$ 是湖泊水力停留时间(a), $Q$ 是径流量( $\text{m} \cdot \text{a}^{-1}$ )。同时假设  $N_{\text{de}}$  正比于氮的净输入,即:

$$N_{\text{de}} = f_{\text{de}}(N_{\text{dep}} - N_{\text{upt}} - N_i) \tag{4}$$

$f_{\text{de}}$ 为反硝化比率。

如果定义一个不使水生生物产生有害影响的最低碱度淋溶  $Alk_{\text{crit}}$ ,整理上述各方程,可以得到以下计算硫沉降临界负荷、潜在氮沉降临界负荷和酸度临界负荷的公式:

$$CL(S) = \frac{\sigma(BC_{\text{dep}}^* + BC_w - fBC_{\text{upt}} - Alk_{\text{crit}})}{1 - \rho_S} \tag{5}$$

来计算流域风化速率:

$$BC_w = \sum_i (0.14 \cdot \%Ca + 0.35 \cdot \%Mg + 0.11 \cdot \%Na + 0.05 \cdot \%K) \cdot TSUM \cdot Z_i \tag{9}$$

其中,  $\%Ca$ 、 $\%Mg$ 、 $\%Na$  和  $\%K$  分别是土壤中  $Ca$ 、 $Mg$ 、 $Na$  和  $K$  的含量,  $TSUM$  是土壤大于  $5^\circ\text{C}$  的年积温( $^\circ\text{C}$ ),  $Z_i$  是土壤层厚度(m)。我国主要土壤类型不同深度的矿物组成和  $\geq 5^\circ\text{C}$  年积温可以通过文献得到。表 1 列出了根据方程 (9) 计算的我国部分土壤的风化速率。

表 1 基于土壤矿物全量组成估算的我国主要土壤类型的风化速率/ $\text{keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$

Table 1 Weathering rates of major Chinese soils based on the total soil base cation analysis content correlation

| 土壤类型 | 母质      | 风化速率 | 土壤类型  | 母质       | 风化速率  |
|------|---------|------|-------|----------|-------|
| 砖红壤  | 花岗岩     | 0.89 | 漂灰土   | 花岗岩      | 0.50  |
|      | 浅海沉积物   | 0.67 | 暗棕壤   | 花岗岩      | 2.34  |
|      | 玄武岩     | 0.92 | 草甸暗棕壤 | 花岗岩      | 2.33  |
| 赤红壤  | 变质砂页岩   | 1.04 | 白浆土   | 河湖沉积相粘土  | 1.80  |
| 红壤   | 第四纪红色粘土 | 1.21 | 黑土    | 粘土、亚粘土   | 3.42  |
|      | 千枚岩     | 0.93 | 草甸土   | 河流淤积物    | 3.18  |
| 黄棕壤  | 花岗岩     | 1.24 | 灰色草甸土 | 石灰性黄土母质  | 4.51  |
|      | 花岗岩     | 3.37 | 沼泽土   | 第四纪粘土沉积层 | 4.04  |
|      | 下蜀黄土    | 5.14 | 紫色土   | 紫色砂页岩风化物 | 5.95  |
| 棕壤   | 酸性岩风化物  | 3.38 | 石灰土   | 碳酸岩风化物   | 6.34  |
|      | 玄武岩风化物  | 4.33 | 褐土    | 富含石灰的母质  | 11.67 |

2.2  $BC_{\text{upt}}$ 、 $N_{\text{upt}}$ 、 $N_i$  的确定

可以通过每种植物的净生长量以及各个部分盐基阳离子和氮的含量来计算植物对盐基阳离子和氮的净吸收。氮的矿化通量通常采用经验值,参考国外的相关研究<sup>[2]</sup>,取  $N_i = 0.25 \text{ keq}$

$\cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 。

2.3  $BC_{\text{dep}}^*$  的确定

盐基阳离子的湿沉降可从监测站得到。对沿海地区,湿沉降需经过海盐校正\*。总沉降是湿沉降和干沉降的和,后者可以通过湿沉降乘以干沉降因子得到。干沉降因子因植被类型的

\* 谢绍东. 酸沉降临界负荷的研究. 清华大学博士论文. 1996.50

不同而不同.对针叶林,干沉降因子为 1.55,阔叶林为 0.75,而开阔陆地则为 1.87\*.

2.4 Alk<sub>crit</sub> 的确定

Alk<sub>crit</sub> 的值取决于水生生物对酸沉降的响应程度.国外曾进行大量研究,而国内在这方面做的研究并不多.在参考国内外相关研究<sup>[3,4]</sup>的基础上,本文取 $[Alk]_{crit} = 50 \mu eq \cdot L^{-1}$ ,于是:

$$Alk_{crit} = 0.0005 Q_{keq} \cdot (hm^2 \cdot a)^{-1} \quad (10)$$

2.5 ρ<sub>s</sub> 和 ρ<sub>N</sub> 的确定

ρ<sub>s</sub>、ρ<sub>N</sub> 的值和 s<sub>s</sub>、s<sub>N</sub> 密切相关.由于缺乏相关研究,s<sub>s</sub>和 s<sub>N</sub> 的值参考国外研究<sup>[2]</sup>,取 s<sub>s</sub> = 0.5 m·a<sup>-1</sup>,s<sub>N</sub> = 5 m·a<sup>-1</sup>.

2.6 σ 的确定

σ 值根据现状硫氮沉降量计算.结果表明,所有网格的 σ 值近似为 1,这是由我国硫酸型酸雨的特点决定的.

3 数据收集

以经纬度 1° × 1° 的网格为单元绘制我国地表水酸沉降临界负荷区划图.所需数据来源于各种文献,包括:全国各省降水化学数据<sup>[5~6]</sup>、降水

净剩余量分布图<sup>[7]</sup>、全国和各省土壤普查资料<sup>[8~12]</sup>和中国植被分布图<sup>[13]</sup>等.在准备工作中,需要对这些地图进行数字化和栅格化处理,以获得每个网格的相关参数值.对每一个网格的参数,均采用面积平均值.经过上述方程的计算后,得到每个 1° × 1° 网格内的临界负荷值,最后应用 MAPINFO 软件进行临界负荷区划图的编制.

4 结果和讨论

根据上述方法绘制的中国地表水硫沉降临界负荷图、氮沉降临界负荷图和酸度临界负荷图分别如图 1 2 3 所示.从图 1 可以看出,中国地表水硫沉降临界负荷普遍较高,基本上大于 2 keq·(hm<sup>2</sup>·a)<sup>-1</sup>,同时还呈较明显的地带分布,可以粗略地分成 3 个部分.东北大兴安岭北端部分水体的硫沉降临界负荷最低,大部分地区小于 2keq·(hm<sup>2</sup>·a)<sup>-1</sup>.东北北部部分地区和秦岭-淮河以南大部分地区水体的临界负荷值介于 2~10keq·(hm<sup>2</sup>·a)<sup>-1</sup>之间.而在华北、西北、东北 3 省其它地区和内蒙古的大部分地区,水体硫沉降临界负荷基本大于 10 keq·(hm<sup>2</sup>·a)<sup>-1</sup>.

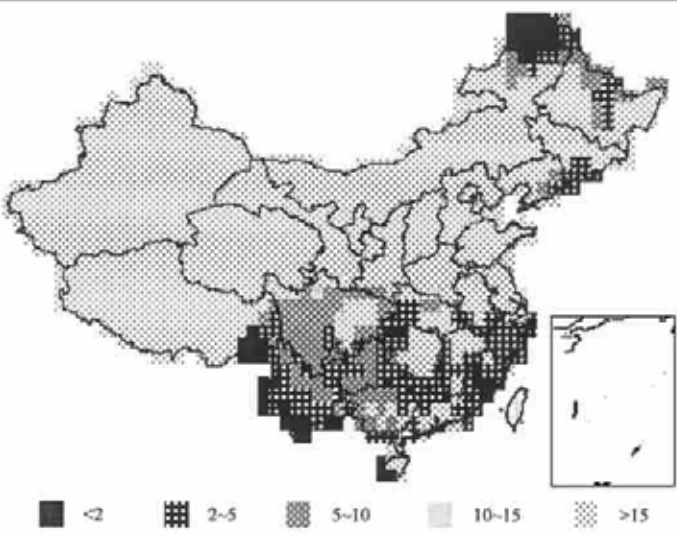


图 1 中国地表水硫沉降临界负荷区划图/ keq·(hm<sup>2</sup>·a)<sup>-1</sup>

Fig.1 Mapping of critical loads of sulfur deposition for Chinese surface waters

硫沉降临界负荷的地区分布是土壤、水热条件、植被和酸沉降的地区分布综合作用的结果,其中最重要的影响因素是集水区土壤的风

化速率.如前所述,我国西北、华北、内蒙古草原和东北的大部分地区普遍缺少降水,土地多为荒漠和旱农田,土壤多属于干旱土、高山土和对

酸化很不敏感的钙层土,风化速率很高,抗酸化能力很强.流经这些土壤的地表水相应也就含有很高的酸中和容量,酸缓冲能力很强,所以临界负荷很高.

东北大兴安岭北部地区植被以对酸沉降敏感的针叶林为主,气候冷湿,且广泛分布着发育在花岗岩和酸性火山岩母质上的漂灰土,土层薄,土壤贫瘠,矿物风化缓慢(见表1),且淋溶作用强,因此土壤呈强酸性反应,对酸沉降十分敏感.从这种土壤中渗透出来的水,酸中和容量低,容易发生酸化,因此硫沉降临界负荷最低.

秦岭-淮河以南广大地区和东北北部小部分地区是我国铁铝土和淋溶土集中分布的地区.从表1可知,砖红壤、赤红壤、红壤等铁铝土和暗棕壤等淋溶土的风化速率较低,但仍保持一定的缓冲能力,因此这2个地区的地表水硫沉降临界负荷普遍较西北和华北地区低,但仍大于 $2\text{keq}\cdot(\text{h m}^2\cdot\text{a})^{-1}$ .但是对部分受农耕活动影响的地表水而言,由于施肥或施石灰过程降低了土壤和相应地表水的酸化敏感性,因此认为它们的酸沉降临界负荷很高,赋予最高一级的临界负荷值.

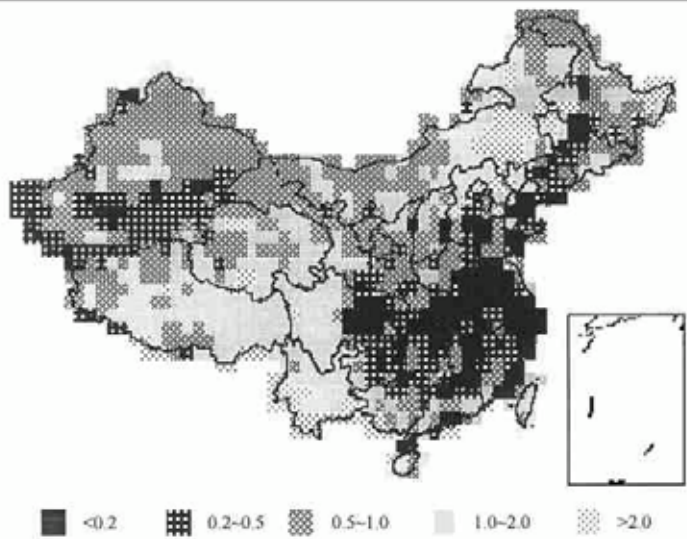


图2 中国地表水氮沉降临界负荷区划图/ $\text{keq}\cdot(\text{h m}^2\cdot\text{a})^{-1}$

Fig.2 Mapping of critical loads of nitrogen deposition for Chinese surface waters

图2是地表水氮沉降临界负荷分布图.由图2可见,地表水氮沉降临界负荷普遍较低,且没有明显的地域分布特点,这是因为在中国硫酸型酸雨的条件下,氮沉降临界负荷主要决定于植被对氮的吸收通量,因此中国植被类型和植被生产力的分布决定了氮沉降临界负荷的分布.

中国地表水酸度临界负荷的分布见图3.由图3可见,酸度临界负荷的地域分布和数值大小基本类似于硫沉降临界负荷,说明在中国目前硫酸型酸沉降的特点下,硫沉降临界负荷的大小基本决定了酸度临界负荷,因此在中国目前的酸沉降控制中,起关键作用的应是硫沉

降的控制.但是随着 $\text{NO}_x$ 排放量的增加和 $\text{SO}_2$ 排放的控制,氮沉降在酸沉降控制中的作用将会越来越明显.

通常,临界负荷大于 $2.0\text{keq}\cdot(\text{h m}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 的系统被认为对酸化不敏感的系统<sup>[14]</sup>.因此,对中国而言,除东北部极少数水体外,大部分地表水对酸沉降都不敏感,近期内不太可能发生酸化.但需说明的是,本文所得的地表水酸沉降临界负荷对每一个网格而言都是平均值.在平均酸沉降临界负荷较高的网格中也可能存在个别水体,由于特定的土壤、水文和植被条件而对酸沉降比较敏感,临界负荷较低.这不能从本文的区划方法中体现出来.可以通过实地调查监测

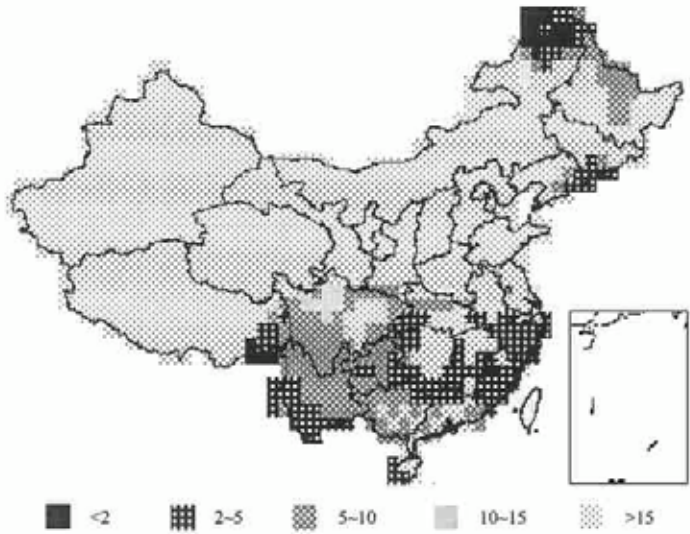


图 3 中国地表水酸度临界负荷区划图/ $\text{keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$

Fig.3 Mapping of critical loads of acidity for Chinese surface waters/ $\text{keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$

确定这样的集水区,并应用更高精度的酸化模型对它们的临界负荷和酸化趋势进行研究.

5 结论

(1)基于酸度平衡原理的稳态法是进行地表水酸沉降临界负荷区划的较好方法.它根据集水区沉降、土壤、植被和水文等资料来计算地表水酸沉降临界负荷,避免了大范围的水质监测工作.

(2)中国地表水硫沉降临界负荷普遍大于 $2\text{keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ ,并呈较明显的地带分布.东北大兴安岭北端水体的硫沉降临界负荷最低,大部分小于 $2\text{keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ .东北北部和秦岭淮河以南地区大部分水体的硫沉降临界负荷介于 $2 \sim 10\text{keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 之间,其余地区的地表水硫沉降临界负荷则普遍大于 $10\text{keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ .

(3)地表水酸度临界负荷的地区分布和数值大小接近于硫沉降临界负荷,因为和硫沉降临界负荷相比,氮沉降临界负荷要小得多,这正反映了我国硫酸型酸沉降的特点.

(4)从总体平均性质而言,中国地表水的酸度临界负荷普遍大于 $2\text{keq} \cdot (\text{h m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ ,因此大部分地表水对酸化并不敏感,近期内不易酸化.但不排除可能存在少数水体,由于特定的环境

条件而对酸化比较敏感,较易酸化.对这样的水体,应开展更深入细致的研究.

参考文献:

- 1 Sverdrup H, Vries W De. Calculating critical loads for acidity with the simple mass balance method. *Water, Air and Soil Pollution*, 1994, 72: 143 ~ 162.
- 2 Posch M, Kamari J, forsius M et al. Exceedance of critical loads for lakes in Finland, Norway, and Sweden: reduction requirements for acidifying nitrogen and sulfur deposition. *Environmental Management*, 1997, 21(2): 291 ~ 304.
- 3 冯宗炜主编. 酸雨对生态系统的影响——西南地区酸雨研究. 北京: 中国科学技术出版社, 1993. 142 ~ 177.
- 4 Jenkins A, Posch M, Hultberg H. et al. Critical loads of acidity for surface waters: Can the  $\text{ANC}_{\text{limit}}$  be considered variable? *Water, Air and Soil Pollution*, 1995, 85: 2419 ~ 2424.
- 5 王文兴, 丁国安. 中国降水酸度和离子浓度的时空分布. *环境科学研究*, 1997, 10(2): 1 ~ 6.
- 6 齐立文, 王文兴. 我国低纬度、亚热带地区的降水化学及其雨水酸化趋势分析. *环境科学研究*, 1995, 8(1): 12 ~ 19.
- 7 高国栋, 陆渝蓉. 中国物理气候图集. 北京: 农业出版社, 1981.
- 8 熊毅, 李庆逵主编. 中国土壤(第二版). 北京: 科学出版社, 1987. 39 ~ 303.
- 9 黑龙江省土地管理局, 黑龙江省土壤普查办公室编. 黑龙江土壤. 北京: 农业出版社, 1992. 75 ~ 249.
- 10 四川省农牧厅, 四川省土壤普查办公室编. 四川土壤. 成都: 四川科学技术出版社, 1995. 316 ~ 372.
- 11 广东省土壤普查办公室编著. 广东土壤. 北京: 科学出版社, 1993. 105 ~ 190.
- 12 李庆逵主编. 中国红壤. 北京: 科学出版社, 1983. 1 ~ 73.
- 13 中国科学院《中国自然地理》编辑委员会. 中国自然地理——植被地理. 北京: 科学出版社, 1984: 附图.
- 14 Hml R, Wright S M, Sparks T H, et al. Predicting freshwater critical loads from national data on geology, soils and land use. *Water, Air and Soil Pollution*, 1995, 85: 2443 ~ 2448.