

文章编号: 1001-1498(2002)05-0505-10

# 挪威云杉林枯枝落叶层元素浸提量的研究<sup>\*</sup>

王彦辉<sup>1</sup>, Peter Rademacher<sup>2</sup>, Horst Fölster<sup>2</sup>

(1. 中国林业科学研究院森林生态环境与保护研究所, 北京 100091;

2. The Institute of Soil Science and Forest Nutrition, B ügenweg 2, 37077 Göttingen, Germany)

**摘要:** 对取自德国 Solling 的挪威云杉林的不同枯枝落叶层样品进行了一系列浸提实验, 结果表明, 枯落物分解程度、水 物的比值和浸提液 pH 值都是元素浸提的主要控制因素。多数阳离子的浸提受到 H<sup>+</sup> 交换机制的很大影响, 较低的 pH 值会导致较高的浸提量; 而较高的 pH 值和稀释作用导致的 pH 值升高会导致较低的浸提量。在水 物的比值增加到某一数值之前, 水 物的比值增加会导致浸提液内元素浓度与枯落物元素含量的新平衡, 并导致浸提量增大。另外一方面, 水 物的比值增加导致的 pH 值升高会成为新的限制因素, 导致较低的浸提量, 尤其对于 2、3 价阳离子。这两种作用机制的复合效应使浸提量与水 物的比值的曲线非常复杂。建立了森林枯枝落叶层元素含量 ( $T, \mu\text{mol} (+) \cdot \text{kg}^{-1}$ )、浸提液 pH 值、水 物的比值 ( $W, \text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 对元素浸提量 ( $Y, \mu\text{mol} (+) \cdot \text{kg}^{-1}$  枯落物) 影响的数学模型。对 Na<sup>+</sup>、K<sup>+</sup>、Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、Mn<sup>2+</sup>、Al<sup>3+</sup> 和 Fe, 模型为  $Y = A + (T - A) \exp(-B \cdot \text{pH}) / [1 + C \cdot \exp(-W)]$ ; 对 H<sup>+</sup>, 模型为  $Y = a + bW^c$ 。对严重酸化的枯枝落叶层元素的浸提, 不存在所期盼的最优水 物的比值。水 物的比值较低时, 元素浓度比值变化较大; 在水 物的比值较高时, 元素数量比值变化较大。但对严重酸化的枯枝落叶层元素进行浸提时, 可把各枯枝落叶层的饱和含水量作为一个折中的水 物的比值。挪威云杉林枯枝落叶层的未分解层、半分解层、全分解层的饱和含水量分别为 3.4、3.2、2.0 kg · kg<sup>-1</sup>。

**关键词:** 挪威云杉林; 枯枝落叶层; 土壤有机质; 元素浸提; 浸提模型

**中图分类号:** S791.18 S718.55<sup>+</sup>4.2 **文献标识码:** A

枯枝落叶层是森林土壤的重要组成部分, 在土壤强烈酸化的条件下, 起着储存和供给营养、缓冲酸化的重要作用, 对此作出贡献的是水溶性和交换性的元素组分, 而不是元素总含量。但到目前为止, 还没有一个实用和标准的方法来确定枯枝落叶层的这些有效组分。蒸渗仪和离心机<sup>[1]</sup>等方法是为获取矿质土壤的溶液而设计的, 不能简单地把土壤浸提标准方法<sup>[2]</sup>的水土比(不高于 0.6-0.8 mL · g<sup>-1</sup>) 应用于枯枝落叶层浸提, 因为枯枝落叶层具有与矿质土壤不同的结构、持水特性和化学性质。例如, pH 值是酸化矿质土壤溶液中阳离子组成的决定性控制因素, 尤其是对于 Al<sup>3+</sup> 和 Fe<sup>3+</sup>, 其浓度随 pH 值下降呈指数型上升<sup>[3,4]</sup>; 然而在腐殖质土壤中, Al 的溶解度会首先被它与有机物的络合所控制<sup>[5]</sup>, 但同时仍随 pH 值下降和 Al<sup>3+</sup> 饱和度升高而增加<sup>[6]</sup>。有许多描述离子交换过程的简单经验模型, 例如 Freundlich 和 Langmuir 模型。固

收稿日期: 2001-04-22

作者简介: 王彦辉(1957-), 男, 河北安平人, 研究员。

<sup>\*</sup> 非常感谢 S. Augustin 博士、F. Beese 教授、J. Prenzel 博士等对本文的宝贵修改建议, 感谢哥廷根大学土壤和森林营养研究所分析室在样品分析上的帮助和 A. Sellhorn 女士在样品采集上的帮助。本文为第一作者在德国所作博士论文中的部分内容。

定容量模型是复杂的化学模型<sup>[7-12]</sup>,用来定量解释吸收过程和计算不同单个影响因素的贡献。然而它们的应用限于“一种离子—一种矿物”系统的吸收过程,也不适用于腐植质土壤,很有必要构建一个考虑枯枝落叶层和腐植质元素交换的重要影响因素的相对复杂的经验模型。

本实验的目的首先是评价水 物的比值对严重酸化的挪威云杉(*Picea abies* Karst.)林的枯枝落叶层元素浸提的影响,其次是在对相同的枯枝落叶层样品的浸提液和渗滤液的元素浓度和数量进行比较之后寻找用于森林枯枝落叶层浸提实验的最优水 物的比值。

## 2 材料与方 法

### 2.1 材 料

在德国哥廷根(Göttingen)西北约 50 km 的 Solling 的 60 年生挪威云杉林分内,分别采集了不同分解程度的森林枯枝落叶层样品(未分解层  $O_L$ ,半分解层  $O_F$ ,全分解层  $O_H$ )。然后将森林枯枝落叶层样品手工混匀,在 60 °C 条件下干燥后储存。

### 2.2 平衡液的制备

松树枯枝落叶层分解物的酸化实验表明,振荡时间(1-162 h)和温度(4-30 °C)对 Ca 的浸提量和浸提液 pH 值影响很小,而水 物的比值(10-100)和  $HNO_3$  加入量(0-50 mmol  $H^+ \cdot kg^{-1}$ )却影响很大<sup>[13]</sup>。用不同比例的电解液和水浸提风干枯枝落叶的研究<sup>[14]</sup>表明,Ca 和 Al 的浸提量随浸提时间呈指数上升,但如果浸提时间达到 1 d 时,80% 以上的可浸提 Al 和 85% 以上的可浸提 Ca 能被浸提出来,当浸提时间达到 2 d 时则几乎能把它们完全浸提出来。

基于对上述文献的研究分析,认为从森林枯枝落叶层和土壤有机质中浸提某些元素,尤其是 3 价元素 Al 和 Fe,在很大程度上取决于溶液的 pH 值。为了研究水 物的比值对严重酸化的枯枝落叶层元素浸提的影响,必须采用很大的水 物的比值范围。此外,充分浸提也需要一定的反应时间。通过持续振荡,反应速度会加快,所需反应时间就能缩短。

在本研究中, $O_L$ 、 $O_F$ 、 $O_H$  所应用的水 物的比值分别为 2.5-60.0、2.0-60.0、1.0-30.0  $kg \cdot kg^{-1}$ 。将 60 °C 干燥并混匀的枯枝落叶层样品称量(4-190 g)装入塑料瓶,按设计的水 物的比值加入双蒸馏水,在室温条件下将样品瓶平放在振荡器上振荡 24 h 后,先将瓶内自由溶液倾倒出来,然后用离心机离心( $3\ 000\ r \cdot min^{-1}$ )30-60 min,得到吸附在枯落物样品上的溶液,最后将两种溶液混合并过滤(滤纸型号:589,无灰分,黑带,Schleicher 和 Schüll 公司,德国 Dassel),即得到所谓的平衡浸提液。通过元素浓度和水 物的比值的乘积计算可浸提元素数量。

将与浸提实验相同的枯枝落叶层样品按发生层次分别装入内径 14.35 cm 的有机玻璃圆筒内进行渗滤实验。 $O_L$ 、 $O_F$  和  $O_H$  的样品装入量分别为 302、363、496 g。每周都用在野外挪威云杉林内收集的林下降水进行等雨量浇灌。1 年内(1993 年 5 月-1994 年 5 月) $O_L$ 、 $O_F$  和  $O_H$  样品的浇灌量分别为 15.1、14.0、13.4 L,对应渗滤量分别为 12.8、11.2、10.6 L,对应于实验初始时每公斤枯枝落叶层样品的渗滤量分别为 42.4、30.9、21.4  $kg \cdot kg^{-1}$ 。每周对圆筒下的渗滤液采样并用标准方法进行化学分析。去除浇灌输入影响,计算获得净淋溶量,求取获得修正的渗滤液年均元素浓度和元素淋溶量,然后再计算为每公斤初始样品所对应的渗滤液年均元素浓度和元素淋溶量,作为浸提实验结果的比较基础,以图寻找最优的水 物的比值。

### 2.3 样品的化学分析

在哥廷根大学土壤和森林营养研究所采用标准方法进行样品化学分析。将 60 烘干的枯枝落叶层样品磨碎过筛 (<0.25 mm),用 HNO<sub>3</sub> 消化<sup>[15]</sup>。C、N 含量用气体色层分离仪测定,用玻璃电极量测枯枝落叶层样品浸提液的 pH 值,用原子吸收分光光度计(AAS, Varian Spectra 300A, Perkin Elmar 3030)或原子发射分光光度计(ICP-AES)<sup>[16]</sup>量测浸提液阳离子浓度,阴离子和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 采用光度学方法的自动分析仪器量测,采用比色法测定(经过 UV 消化)水样中的总 N 含量(Skalar analytic, Erkelenz),用 C 分析仪器量测溶解有机碳 DOC(原理是通过红外探测器量测 DOC 燃烧后产生的 CO<sub>2</sub>)。

## 3 结果与分析

### 3.1 不同水 物的比值对阳离子浸提量的影响

DOC 可以显著提高矿质土壤的 Na、K、Mg、Ca、Fe 和 Al 及一系列重金属的溶解度<sup>[17]</sup>, Pohlman 和 MoColl<sup>[18]</sup>做了两种渗滤实验,一是在枯枝落叶层下面设置矿质土壤,DOC 和金属元素溶解度的关系良好;二是没有矿质土壤的纯枯枝落叶层,DOC 和金属元素溶解度的关系不好。这可能是因为枯枝落叶层中的金属元素已呈络合态,或可能是因为浸提出的多数 DOC 还不具有络合能力。本研究表明(图 1),DOC 浸提量和阳离子浸提量之间的关系并不很好。在比较了 DOC 和水 物的比值的作用(图 1,2)后发现,水 物的比值与元素浸提量的关系要好的多。因此没有将 DOC 引入到待建立的模型中。

图 2 表明,所有枯枝落叶层样品的 H<sup>+</sup> 浸提量均随水 物的比值增加而提高,但由于稀释作用的影响,H<sup>+</sup> 浓度一直下降,即 pH 值一直升高(图 3)。H<sup>+</sup> 浸提量与样品的酸度成比例。由于 H<sup>+</sup> 结合力较高,所以在应用的水 物的比值范围内没有发现其浸提量的最大值。

1 价阳离子 Na<sup>+</sup> 和 K<sup>+</sup> 的浸提量随水 物的比值增加而提高,但在达到一定数值后则保持稳定。这可能因为它们与枯落物的结合力相对较弱和 pH 值影响较小。在其浸提量一直增加的水 物的比值范围内,稀释起着决定性作用。1 价阳离子的最大可浸提量随枯落物所在层次的加深(从 O<sub>L</sub>、O<sub>F</sub> 到 O<sub>H</sub>)而减少,这与其元素总含量(表 1)顺序正好相反,表明枯落物的分解程度和物质组成对元素浸提的影响非常大。

表 1 挪威云杉林枯枝落叶层的元素总含量

枯枝落叶层	pH 值		元素总含量/( $\mu\text{mol g}^{-1}$ )											
	(KCl)	(CaCl <sub>2</sub> )	C <sub>org</sub>	N <sub>t</sub>	P <sub>t</sub>	Si	S	Na	K	Ca	Mg	Mn	Al	Fe
O <sub>L</sub>	3.20	3.90	43 559	1 530.2	30.41	1 043.1	64.86	4.01	19.83	42.27	11.96	2.52	73.22	48.43
O <sub>F</sub>	2.80	3.55	38 596	1 287.7	27.83	2 520.3	68.42	4.94	29.14	32.94	19.88	1.99	208.84	96.82
O <sub>H</sub>	2.60	3.15	25 298	899.2	27.28	6 476.7	50.72	7.93	59.91	23.00	33.56	2.10	477.36	159.35

注: 1 2.5 1 mol KCl 浸提液的 pH 值: 1 2.5 0.01 mol CaCl<sub>2</sub> 浸提液的 pH 值。

2 价阳离子(Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、Mn<sup>2+</sup>)的浸提曲线与 1 价阳离子不同。当水 物的比值大于 5 时,浸提量随水 物的比值增加而慢慢降低。这说明除水 物的比值以外还存在另外的浸提控制因素,可能主要是随水 物的比值增加而一直增大的 pH 值。在较低的水 物的比值范围内,稀释作用能导致浸提量提高,而在整个水 物的比值范围内 pH 值的升高又导致浸提量下降(图 2)。O<sub>L</sub> 的浸提曲线与 O<sub>F</sub> 和 O<sub>H</sub> 的不同,最大浸提量出现在水 物的比值变化范围的开始处,这是

$O_L$  浸提液的 pH 值一直较高的缘故。当水 物的比值从  $2.5 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$  上升到  $10 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,  $O_L$ 、 $O_F$ 、 $O_H$  的浸提液 pH 值的范围分别为 3.95 4.33、3.61 4.00、3.46 3.75。应注意以下几点: (1)  $O_L$  浸提液的 pH 值一直保持在 4 附近或大于 4; (2) 在  $O_F$  和  $O_H$  浸提液的 pH 值达到一定数值之后, 其阳离子浸提量同  $O_L$  一样, 随水 物的比值增大而减少。由此可以导出, 当 pH 值一直在相对较高的范围内变化时 (如  $O_L$  的浸提液 pH 值), pH 值升高使浸提量下降的作用可能是主要控制因素, 并超过了水 物的比值增加使浸提量增大的作用; 当水 物的比值足够大时, 不同枯枝落叶层样品的 2 价阳离子的最大浸提量的大小顺序同它们的元素总含量顺序一致。

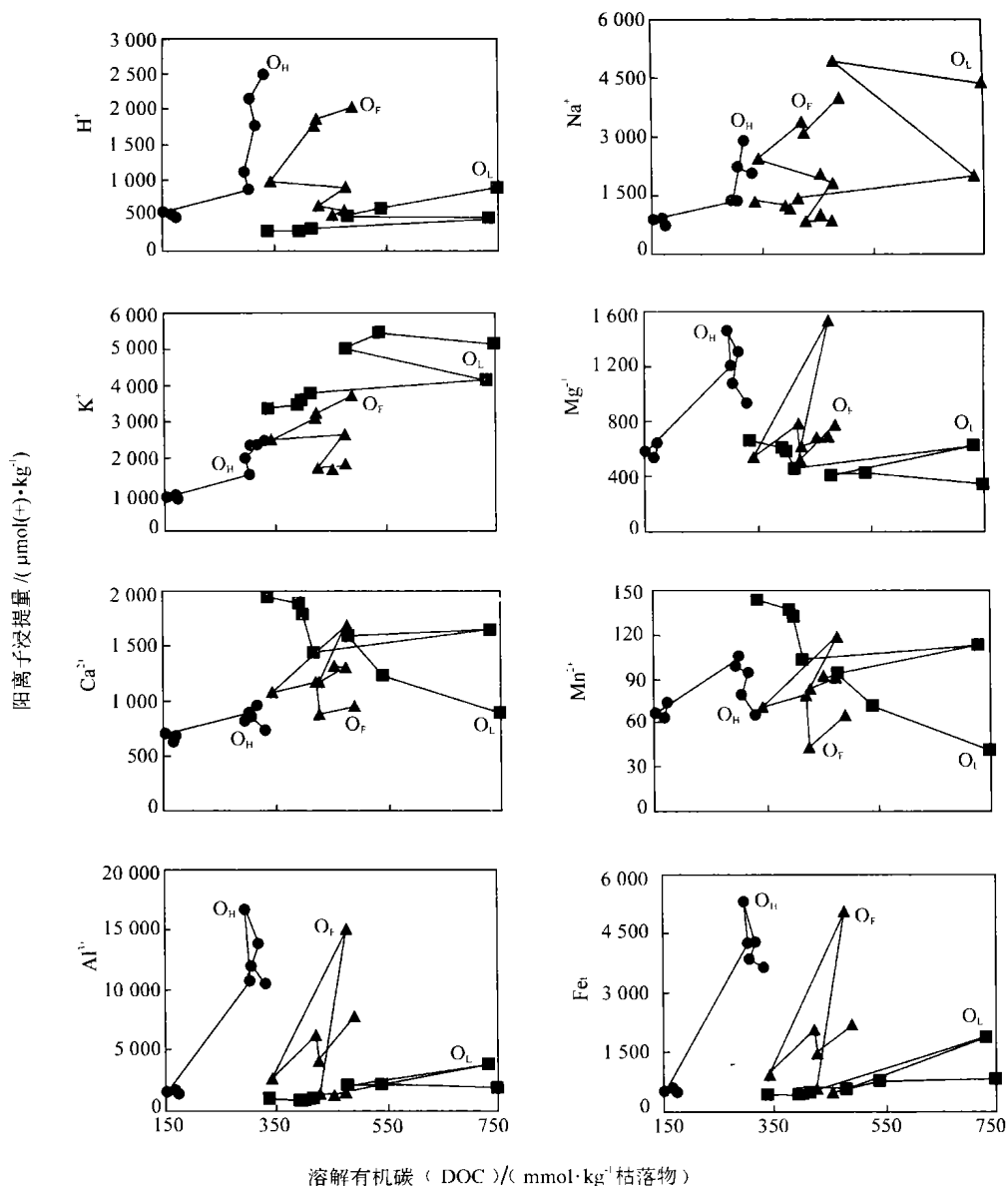


图1 挪威云杉林枯枝落叶层的阳离子浸提量与 DOC 的关系

3 价阳离子  $Al^{3+}$  和  $Fe_t$  的浸提曲线与 2 价阳离子相类似,水 物的比值和 pH 值都是主要的控制因素。此外,  $O_F$  和  $O_H$  的浸提曲线也适合于  $O_L$ , 但 3 价阳离子浸提量的变化比 2 价阳离子更大。

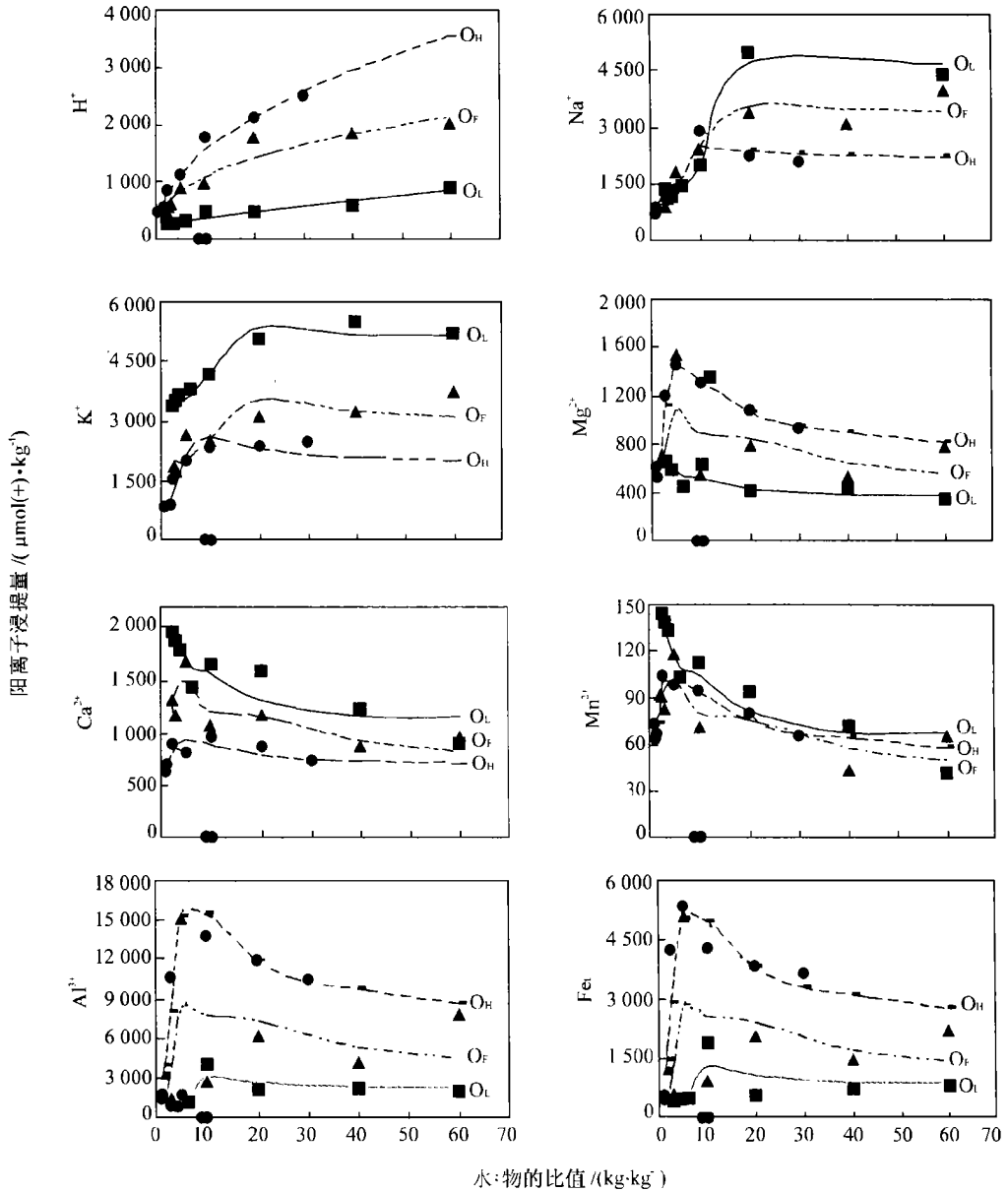


图 2 水 物的比值对挪威云杉林枯枝落叶层阳离子浸提量的影响(数据点表示量测结果,曲线表示模型计算结果)

### 3.2 浸提量模型

以上研究表明,森林枯落物的分解程度、水 物的比值、溶液 pH 值是影响元素浸提量的 3 个主要因子。分解程度不同的枯落物在化学组成和物质组成<sup>[19]</sup>以及解剖学结构方面都很不

相同,它们对元素浸提数量和浸提曲线都有影响。应在待建立的浸提模型中通过模型参数值反映出枯落物分解程度的影响。

水 物的比值的增加使固体样品和液体浓度之间达到新的平衡,并因此导致浸提量增加。此外,水 物的比值增大使枯落物膨胀也可能是影响的一个方面,因为它增大了反应表面积。这些作用机制可以通过  $\text{Na}^+$  和  $\text{K}^+$  的浸提曲线非常清楚地看出来,因为和其它阳离子相比,pH 值对这两种阳离子浸提的影响最小。在待建立的浸提模型中,这些作用机制可表示为  $1/(1 + C \cdot e^{-W})$  形式的函数,以减少待拟合参数的数量,这里  $W$  是水 物的比值, $C$  是待拟合参数。

由于浸提过程、枯落物化学和物质组成的复杂性,使浸提溶液中的  $\text{H}^+$  浓度和元素浸提量之间并不是准确的等当量关系,该关系可表示为  $a[\text{H}^+]^b$  的函数<sup>[20]</sup>,这里  $[\text{H}^+]$  表示浸提液的  $\text{H}^+$  浓度, $a$  和  $b$  为待拟合参数。在本研究中待建立的模型里, $\text{H}^+$  浓度对元素浸提量的影响可表示为 pH 值的一个负指数函数,  $e^{-B \cdot \text{pH}}$ ,这里  $B$  为待拟合参数。

在建立浸提模型时发现,将枯落物的各元素总含量进行分类是必要和有益的。因为某些元素存在容易浸提的组分,它们的浸提不受或很少受到浸提液 pH 值和水 物的比值的影响(图 2),当水 物的比值接近零时,元素浸提量不是零,而是一个正值,这个数值为模型中的常数  $A$ 。对于 3 价阳离子而言,容易浸提组分的数量可能很小,对浸提不重要;但对 2 价阳离子,则数量较大和较重要;对于 1 价阳离子数量很大和很重要。

基于以上讨论和解释,除了  $\text{H}^+$  以外,所有其它元素的浸提模型均可以用式(1)来描述,这样便于直接和简单地比较不同层次枯落物 and 不同元素的浸提模型参数。所采用的模型为:

$$Y = A + \frac{(T - A) \cdot e^{-B \cdot \text{pH}}}{1 + C \cdot e^{-W}} \quad (1)$$

式(1)中, $Y$  是枯落物元素浸提量 ( $\mu\text{mol}(\text{+}) \cdot \text{kg}^{-1}$ );  $T$  是由表 1 换算的某元素总含量 ( $\mu\text{mol}(\text{+}) \cdot \text{kg}^{-1}$ );  $W$  是水 物的比值 ( $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ );  $\text{pH}$  是浸提液的 pH 值; $A$ 、 $B$ 、 $C$  是待拟合参数,其中  $A$  是容易浸提的元素组分。用黄金分割法进行参数最优估计,在参数估计之前首先需要通过估计对每个参数给定一个合理和粗略的取值范围,然后多次重复拟合参数,直到取得最优估计值。

优化估计的参数值列于表 2,多数参数的变化可用浸提机制很好地解释。随着枯落物分解程度的增加,容易浸提的元素部分在野外取样之前就已经淋失,因此对几乎所有元素而言,表示容易浸提组分的参数  $A$  及其与元素总含量的比值  $A/T$  随着分解程度增加而下降。分解程度较高的枯落物的元素浸提和浸提液 pH 值紧密相关,参数  $B$  随枯落物分解程度升高而略有升高。随着阳离子价数升高,对应的  $A/T$  降低,浸提越来越困难和越来越取决于 pH 值,使得参数  $B$  增大。对于  $\text{Na}^+$  和  $\text{K}^+$ ,参数  $B$  多是远低于 1,而其它阳离子的参数  $B$  则在 1 附近变化。参数  $C$  的解释较复杂而困难,与  $\text{Na}^+$  和  $\text{K}^+$  对应的参数  $C$  远大于与其它阳离子对应的参数值,这表明水 物的比值对 1 价阳离子浸提的影响更大。与  $\text{Al}^{3+}$  和  $\text{Fe}^{3+}$  对应的参数  $C$  大于

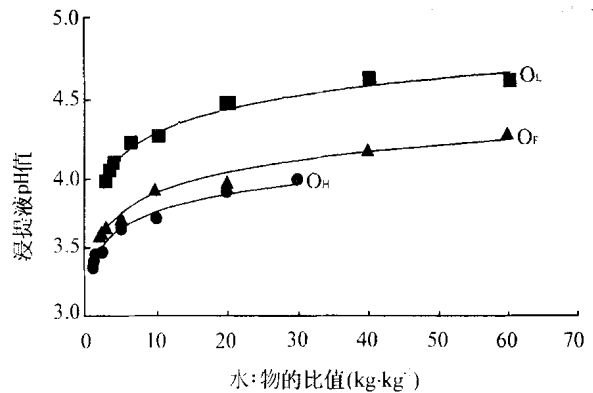


图3 挪威云杉林枯枝落叶浸提液的 pH 值与水 物的关系

与 2 价阳离子对应的参数,可能是因为 Al 和 Fe 的浸提更多受到其与有机物络合和水 物的比 值的影响。随枯落物分解程度的升高,与 1 价和 3 价阳离子对应的参数  $C$  在降低,而与 2 价阳 离子对应的参数  $C$  却在或多或少地升高。

表 2 挪威云杉林枯枝落叶层浸提模式[式(1)]的参数估计值

枯枝落叶层	阳离子	元素总含量( $T/$ $(\mu\text{mol}(+) \cdot \text{kg}^{-1})$ )	待拟合参数			$A/T$	相关系数/ ( $r$ )
			$A$	$B$	$C$		
未分解层 $O_L$	$\text{Na}^+$	4 700	1 317.3	0.000 0	81 001.00	0.280	0.994
	$\text{K}^+$	19 830	3 577.1	0.480 9	52 371.00	0.180	0.976
	$\text{Mg}^{2+}$	23 920	175.3	0.978 8	0.50	0.007	0.872
	$\text{Ca}^{2+}$	84 540	532.7	1.014 8	0.91	0.006	0.885
	$\text{Mn}^{2+}$	5 040	0.0	0.892 8	0.20	0.000	0.862
	$\text{Al}^{3+}$	219 660	758.5	1.030 4	1 447.00	0.003	0.896
	$\text{Fe}_t$	145 290	313.3	1.136 7	942.00	0.002	0.757
半分解层 $O_F$	$\text{Na}^+$	4 940	1 145.5	0.109 7	14 818.00	0.232	0.952
	$\text{K}^+$	29 140	2 018.9	0.707 1	37 507.00	0.069	0.869
	$\text{Mg}^{2+}$	39 760	0.0	0.945 9	9.39	0.000	0.542
	$\text{Ca}^{2+}$	65 880	241.1	1.050 7	4.09	0.004	0.877
	$\text{Mn}^{2+}$	3 980	0.0	0.972 5	3.06	0.000	0.824
	$\text{Al}^{3+}$	626 520	0.0	1.096 4	35.59	0.000	0.499
	$\text{Fe}_t$	290 460	0.0	1.180 0	34.09	0.000	0.510
已分解层 $O_H$	$\text{Na}^+$	7 930	923.3	0.393 3	309.00	0.116	0.934
	$\text{K}^+$	59 910	936.6	0.945 8	84.38	0.016	0.963
	$\text{Mg}^{2+}$	67 120	0.0	1.041 6	7.57	0.000	0.944
	$\text{Ca}^{2+}$	46 000	476.3	1.243 8	7.91	0.010	0.873
	$\text{Mn}^{2+}$	4 200	0.0	1.010 0	3.31	0.000	0.960
	$\text{Al}^{3+}$	1 432 080	0.0	1.206 3	21.10	0.000	0.856
	$\text{Fe}_t$	478 050	0.0	1.216 3	17.42	0.000	0.804

和其它元素相比, $\text{H}^+$ 的浸提曲线较简单,可用 模型(2)描述:

$$Y = a + bW^c \quad (2)$$

这里, $Y$ 是枯落物  $\text{H}^+$  浸提量( $\mu\text{mol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$ ); $a$ 、 $b$ 、 $c$ 是待优化参数,它们的估计值见表 3。如同其 它阳离子的浸提模型参数一样,可以通过枯落物分

解程度和浸提机制很好地解释  $\text{H}^+$  浸提模型参数的变化。只有  $O_L$  的参数  $a$  不等于零,这说明 在弱度分解的枯枝落叶层  $O_L$  中还存在容易浸提的组分。参数  $b$  随枯落物分解程度或其酸度 增加而增大。

图 2 中比较了浸提量的计算值(曲线)和实测值(点)。 $O_L$  和  $O_H$  吻合很好,但  $O_F$  吻合稍差 些,可能是因为  $O_F$  样品不象  $O_L$  和  $O_H$  样品那样容易混匀所致。

### 3.3 浸提液和渗滤液比较

严重酸化的森林土壤的营养状况指标不仅包括可溶性元素数量,也包括元素浓度和某些 元素之间的比例。和浸提实验相比,枯枝落叶层的元素渗滤结果更接近于自然,因此将渗滤结

表 3 挪威云杉林枯枝落叶层的  $\text{H}^+$  浸提模型的参数估计值

枯枝落叶层	$a$	$b$	$c$	相关系数( $r$ )
$O_L$	254.7	15.4	0.900 2	0.975
$O_F$	0.0	460.0	0.379 3	0.951
$O_H$	0.0	530.0	0.466 3	0.972

果作为比较的基础来评价不同水 物的比值对元素浸提的影响。如果浸提结果和渗滤结果之间存在较好的相关关系,则两个结果接近一致(即所有元素的比例在 1 附近变化)或至少成比例(即所有元素的比例围绕某一固定数变化)。在实验之前曾期盼着元素渗滤量及其之间的比例关系可通过采用一个最优水 物的比值时的元素浸提量反映出来。

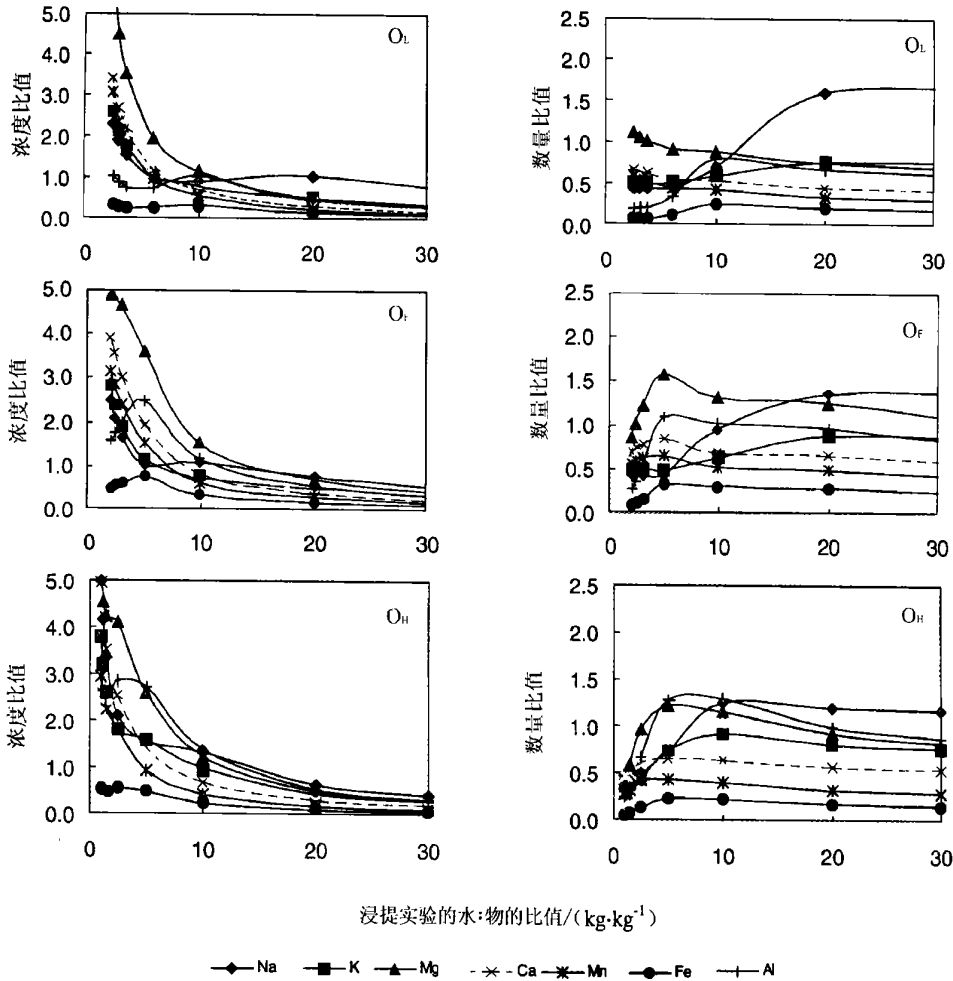


图4 挪威云杉林枯枝落叶层浸提液与渗滤液的元素数量和浓度比值随浸提水 物的比值的变化的

在图4中展示了浸提液与渗滤液的元素数量和浓度的比例随水 物的比值的变化的,计算过程中采用的浸提量数值为模型计算结果。分析表明,两个比例都随水 物的比值而变化,但所期盼的最优水 物的比值根本不存在。如果水 物的比值较大,元素数量的比值变化较大;如果水 物的比值较小,则元素浓度的比值变化较大。因此只能采取折中的办法。建议采用各层枯落物的饱和含水量作为浸提实验的水 物的比值。这个建议也是符合逻辑的,因为渗滤是在饱和之后才发生的。挪威云杉林枯枝落叶层  $O_L$ 、 $O_F$  和  $O_H$  的饱和含水量分别是  $3.4$ 、 $3.2$ 、 $2.0 \text{ kg kg}^{-1}$ 。



## 4 结论与建议

通过本研究可以得到结论,严重酸化的森林枯枝落叶层的元素浸提过程要比矿质土壤的浸提过程复杂的多。森林枯枝落叶层的分解程度、水 物的比值和浸提液的 pH 值是影响浸提的最主要的 3 个因素。在较低的水 物的比值范围内,水 物的比值增加(通过溶液稀释和枯落物吸水膨胀)是浸提的主要控制因素;在本实验所采用的水 物的比值的整个变化范围之内(2.5—60 对于  $O_L$ 、2—60 对于  $O_F$ 、1—30 对于  $O_H$ ),浸提液的 pH 值总是影响元素浸提的重要控制因子,尤其是对于 2 价和 3 价阳离子的浸提。

如果想到森林枯枝落叶层浸提方法的标准化,则很有必要指出,对于严重酸化的森林枯枝落叶层元素的浸提而言,所期望的最优水 物的比值根本不存在。如果浸提时用的水 物的比值较低,浸提液与渗滤液的元素浓度比值变化较大;相反,水 物的比值较高时元素浸提量与渗滤实验的元素淋溶量的比值变化较大。作为严重酸化的森林枯枝落叶层标准水浸提方法,建议采用各个森林枯枝落叶层对应的饱和含水量并在室温条件下振荡 24 h,然后离心、过滤。本研究中,挪威云杉林枯枝落叶层  $O_L$ 、 $O_F$ 、 $O_H$  的饱和含水量分别为 3.4、3.2、2.0  $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

### 参考文献:

- [1] Zabowski D, Ugolini F C. Lysimeter and centrifuge soil solution: Seasonal differences between methods[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1990, 54: 1130—1135
- [2] Ulrich B, Khanna P K. Desorption and dissolution of salts from soils as a function of soil: water ratio[J]. *Soil Science*, 1972, 114(4): 250—253
- [3] Pillai-Nair V D. Aluminium species in soil solutions[J]. *Göttinger Bodenkundliche Berichte*, 1978, 52: 1—122
- [4] Xue D S, Harrison R B. Sulfate, aluminum, iron, and pH relationships in four Pacific-Northwest forest subsoil horizons[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1991, 55: 837—840
- [5] Mulder J, Stein A. The solubility of aluminum in acid forest soils: long-term changes due to acid deposition[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1994, 58: 85—94
- [6] Walker W J. Aluminum solubility in organic soil horizons from northern and southern forested watershed[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1990, 54: 369—374
- [7] Cowan C E. Individual sorbent contribution to cadmium sorption on ultisols of mixed mineralogy[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1992, 56: 1084—1094
- [8] Goldberg S. Chemical modeling of anion competition on goethite using the constant capacitance mode[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1985, 49: 851—856
- [9] Goldberg S, Gaubig R A. Boron adsorption on aluminum and iron oxide minerals[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1985, 49: 1374—1379
- [10] Goldberg S. Chemical modelling of arsenate adsorption on aluminum and iron oxide minerals[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1986, 50: 1154—1157
- [11] Goldberg S, Gaubig R A. Boron adsorption and silicon release by the clay minerals kaolinite, montmorillonite, and illite[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1986, 50: 1442—1448
- [12] Goldberg S, Gaubig R A. Boron and silicon adsorption on an aluminum oxide[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1988, 52: 87—91
- [13] James B R, Riha S J. Forest soil organic horizon acidification: Effects of temperature, time and solution/soil ratio[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1987, 51: 458—462
- [14] Nätscher L. Art, Menge und Wirkungsweise von Puffersubstanzen in Auflagehorizonten forstlich genutzter Böden des Fichtelgebirges [D]. Dissertation für Dr. agr. Lehrstuhl für Bodenkunde der Technischen Universität München-Weihenstephan, 1987
- [15] Heinrichs H. Aufschlussverfahren in der analytischen Geochemie (Teil 1). *Labor Praxis*, 1989, 12: 1140—1146

- [16] Heinrichs H. Atom-Absorptions- und Emissionsspektroskopische Bestimmungsmethoden für Haupt- und Spurenelemente in Probelösungen aus Waldökosystem-Untersuchungen[J]. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/ Waldsterben der Univ. Göttingen, 1985, 8
- [17] Br ünner G. Einflu ß organischer Substanzen auf Löslichkeit, Bindung und Umwandlung mineralischer Bodenkomponenten[J]. Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 1978, 27:173-180
- [18] Pohlman A A, McColl J G. Soluble organics from forest litter and their role in metal dissolution[J]. Soil Sci Soc Am J, 1988, 52: 265-271
- [19] Zech W, Mai-Britt J, Ludwig H, et al. CPMAS <sup>13</sup>C NMR and IR spectra of spruce and pine litter and of the Klason lignin fraction at different stage of decomposition[J]. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 1987, 150: 262-265
- [20] Reuss J. Aluminum solubility, calcium-aluminum exchange, and pH in acid forest soils[J]. Soil Sci Soc Am J, 1990, 54:372-380

## A Study on the Element Extraction from Organic Matter of Forest Floor of Norway Spruce

WANG Yar-hui<sup>1</sup>, Peter Rademacher<sup>2</sup>, Horst Fölster<sup>2</sup>

- (1. Research Institute of Forest Ecology, Environment and Protection, CAF, Beijing 100091, China;  
2. The Institute of Soil Science and Forest Nutrition, Bürgenweg 2, 37077 Göttingen, Germany)

**Abstract :** The samples of organic matter on forest floor of a Norway spruce stand in Solling, Germany, were extracted. It shows that the decomposition degree of forest floor materials, water: sample ratio, and the pH-value in extracting solution are important factors controlling the element extraction. The extraction of most cations is strongly influenced by the H<sup>+</sup>-exchange mechanism. Therefore lower pH-value leads to more extraction; while higher pH-value and its increase due to dilution leads to less extraction. Widening water: sample ratio until a certain value leads to a new balance of element concentration between solution and forest floor materials towards more extraction. In addition, the increase of pH-value caused by further widening water: sample ration becomes a limiting factor and leads to less extraction, especially for the di- and trivalent cations. Combination of these 2 influencing aspects makes the extraction curves versus water: sample ratio very complex. The influences of total element content ( $T, \mu\text{mol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$  forest floor materials), pH-value in extracting solution and water: sample ratio ( $W, \text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) on element amount extracted ( $Y, \mu\text{mol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$  forest floor materials) can be described in mathematical models. The model is  $Y = A + (T - A) \exp(-B \cdot \text{pH}) / [1 + C \exp(-W)]$  for Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Al<sup>3+</sup> and Fe<sub>t</sub>; while  $Y = a + b W^c$  for H<sup>+</sup>. For the water extraction of strongly acidified forest floor materials no expectant optimal water: sample ratio exists. With lower water: sample ratio the variance of element concentration ratios is greater; with higher water: sample ratio the variance of element amount ratios is greater. However, the water content of saturation can be used as a compromised water: sample ratio for the water extraction of strongly acidified sample of organic matter on forest floor. The water content of saturation is 3.4, 3.2, 2.0 kg kg<sup>-1</sup> for O<sub>L</sub>, O<sub>F</sub> and O<sub>H</sub>, respectively.

**Key words :** Norway spruce stand; forest floor; soil organic matter; extraction; model