

2015年6月

第六期

www.j245.com



# 跬步集

中国科学院广州地球化学研究所

有机地球化学国家重点实验室

张干课题组内部刊物

# 目录

## contents

- |                                 |     |
|---------------------------------|-----|
| 03 植物吸收富集大气PAH机制的模型研究           | 刘昕  |
| 06 细菌重金属抗性机理                    | 江龙飞 |
| 09 稳定碳同位素 $^{13}\text{C}$ 的简要介绍 | 蒋昊余 |
| 11 水溶性有机碳主要来源(下): 生物质<br>燃烧     | 莫扬之 |

**本期主编：莫扬之**

**校对：江龙飞**

# 植物吸收富集大气PAH机制的模型研究

——生态仿真数值模型SoilPlusVeg介绍

刘昕

由于POPs的疏水特性 ( $\log K_{oa} > 6$ )，植物根系从土壤中吸收POPs这个途径对植物中POPs的贡献很小。植物主要通过其表皮（如叶片、树皮）接触并吸收大气中的POPs。因此认为，大气是植物中POPs的主要来源。植物吸收大气中POPs的途径包括气沉降和颗粒沉降。气沉降占主导，颗粒沉降也不容忽视。有研究指出，大气中的悬浮颗粒物到达植物叶面后，可以分配到植物叶面或内部组织中，如果颗粒物足够细小，也可能通过气孔进入植物内部，通过扩散作用进入植物体内的细胞间空隙或分配到组织中的水相或脂肪中去 (Collins and Fryer, 2006)，且对于  $\log K_{oa} > 9$  的污染物被植物吸收，其颗粒沉降可能比气沉降更重要 (Cousins and Mackay, 2001)。

植物对大气POPs的吸收机制由环境条件（如污染物的浓度、风速、温度等）、物种（即植物本身的性质，如脂肪含量、叶面积指数等）和污染物的理化性质（如挥发性、亲脂性等）三方面因素决定。研究者们分别从野外调查和模型评估两方面探讨了这些因素的具体影响情况，这里我将着重介绍近来读到的Terzaghi等 (Terzaghi et al., 2015a; Terzaghi et al., 2015b, manuscript) 的模型研究结果。

传统的研究植物吸收富集有机污染物机制的模型常缺少生态仿真性，例如仅设置一种植物物种，仅考虑叶片的吸收富集机制（忽视果实、树皮和根茎）和模型稳态化（忽视源强、气象参数及植物生长等动态变化过程）。针对以上缺点，Terzaghi等在POPs环境多介质逸度IV模型的基础上建立了动态（非稳态）植物模型，该植物模块由根、茎、叶三个子模块构成。逸度即fugacity ( $f$ ) 体现了一种热动力学性质，是化学物质在环境相之间质量扩散的平衡标准，表现了化学物质从一个环境相到另一个环境相的逃逸趋势。逸度的单位是帕 (Pa)，以化学物质的分压表示，与其在环境相中的浓度值成正比。结合逸度容量  $Z$  (fugacity capacity) 和各种迁移参数  $D$  可建立化学物质在不同环境相之间的迁移转化质量平衡方程。逸度IV方程组中的各参数均是时间的函数，通过常微分方程求解得到各植物模块中污染物浓度随时间的变化值 (Eq.1~3)。输入变量除气象参数外，还包括叶片面积 (leaf area index, LAI) 和比叶片面积 (specific leaf area, SLA)。再将建立的动态植物模型与Ghirardello等的动态土壤模型SoilPlus耦合得到SoilPlusVeg模型，以此研究大气结构和气象条件变化对污染物气-植物界面交换的影响。SoilPlusVeg模型刻画的森林环境系统特征如图1所示，其中

涉及污染物的源排放强度、大气的平流作用、环境相之间的迁移扩散和污染物在各相中的降解作用。模型中的大气相由近地面下层大气和上层大气构成，土壤相由被凋落物覆盖的有机质层和无植被覆盖的裸露土壤构成。

为了评估该模型模拟结果的仿真程度，Terzaghi等还开展了野外实地调查。研究区域位于意大利伊苏布利亚大学附近的一块7公顷林地，植物物种包括欧亚山茱萸、欧洲榛子和美国梧桐。采样时间为2007年3~7月和2012年3~12月，每周采集1~2.5米高处的叶片样品和大流量大气样品（气相+颗粒相，采样时间：24 h），同时获取叶片LAI、SLA值，每小时温度、降雨、风速和下层大气高度数据。模型化合物为PAH。

研究表明，叶片中污染物的模型模拟值和实测值之间具有较好的一致性。灵敏度检验发现大气中PAHs浓度主要受控于源强、下层大气高度、风速和研究区域尺度，而叶片中PAHs浓度还受化合物Kow值、气温和SLA值影响。SLA和LAI值正比于叶片/冠层的吸收速率，即冠层生物量越大，对大气中PAHs的吸收能力越强。当源强和气象条件改变时，被吸收的PAHs又有可能重新释放进入大气。因此，森林即是大气污染物的“过滤器”又是“释放器”。

$$\text{Roots: } \frac{dmol_{ROOTS}}{dt} = a + b \cdot mol_{SOIL} + c \cdot mol_{STEM} - d \cdot mol_{ROOTS} \quad \text{Eq.1}$$

$$\text{Stem: } \frac{dmol_{STEM}}{dt} = e + f \cdot mol_{ROOTS} + g \cdot mol_{FOLIAGE} - h \cdot mol_{STEM} \quad \text{Eq.2}$$

$$\text{Foliage: } \frac{dmol_{FOLIAGE}}{dt} = i + l \cdot mol_{LOWERAIR} + m \cdot mol_{STEM} - n \cdot mol_{FOLIAGE} \quad \text{Eq.3}$$

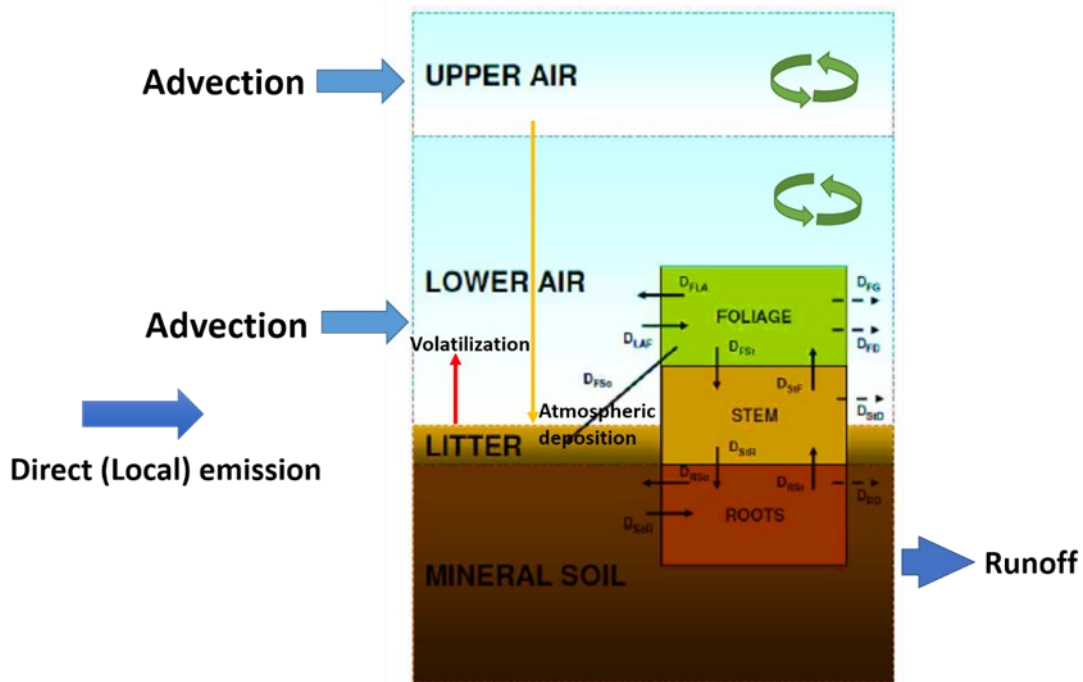
系数a-n见Table 1

Table 1 – Groups of variables involved in the mass-balance equations in the vegetation model

<b>a</b>	$E_R$
<b>b</b>	$D_{SoR}/V \cdot Z_T$
<b>c</b>	$D_{StR}/V_{St} \cdot Z_{st}$
<b>d</b>	$(D_{RSo} + D_{RSr} + D_{RD})/V_R \cdot Z_R$
<b>e</b>	$E_{St}$
<b>f</b>	$D_{RSr}/V_R \cdot Z_R$
<b>g</b>	$D_{FSr}/V_F \cdot Z_F$
<b>h</b>	$(D_{StR} + D_{StF} + D_{StD})/V_{St} \cdot Z_{St}$
<b>i</b>	$E_F$
<b>l</b>	$D_{LAF}/V_{LA} \cdot Z_{LA}$
<b>m</b>	$D_{StF}/V_{St} \cdot Z_{St}$
<b>n</b>	$D_{FLA} + D_{FSo} + D_{FSr} + D_{FD} + D_{FG}/V_F \cdot Z_F$

$E_R$  是污染物从植物根的直接排放 (mol),  $E_{St}$  是污染物从植物茎的直接排放(mol),  $E_F$  是污染物从植物叶片的直接排放 (mol),  $D_{SoR}$  是土壤向植物根的迁移参数(mol/Pa·h),  $D_{StR}$  是植物茎向根的迁移参数 (mol/Pa·h),  $D_{RSO}$  是植物根向土壤的迁移参数 (mol/Pa·h),  $D_{RSI}$  是植物根向茎的迁移参数(mol/Pa·h),  $D_{RD}$  是植物根的降解参数 (mol/Pa·h),  $D_{FSI}$  是植物叶片向茎的迁移参数(mol/Pa·h),  $D_{SIF}$  是植物茎向叶片的迁移参数 (mol/Pa·h),  $D_{SID}$  茎的降解参数(mol/Pa·h),  $D_{LAF}$  下层大气向植物叶片的迁移参数 (mol/Pa·h),  $D_{FLA}$  是植物叶片向下层大气的迁移参数 (mol/Pa·h),  $D_{FSO}$  是植物叶片向土壤的迁移参数 (mol/Pa·h),  $D_{FD}$  是植物叶片的降解参数 (mol/Pa h),  $D_{FG}$  植物叶片的生长参数 (mol/Pa·h),  $V_R$  是植物根的体积 ( $m^3$ ),  $V_{St}$  是植物茎的体积 ( $m^3$ ),  $V_F$  是植物叶片的体积 ( $m^3$ ),  $V_{LA}$  是下层大气体积 ( $m^3$ ),  $V_{ZT}$  植物总体积,  $Z_R$  是植物根的逸度容量 ( $mol/Pa \cdot m^3$ ),  $Z_{St}$  是植物茎的逸度容量 ( $mol/Pa \cdot m^3$ ),  $Z_F$  植物叶片的逸度容量( $mol/Pa \cdot m^3$ ),  $Z_{LA}$  下层大气的逸度容量 ( $mol/Pa \cdot m^3$ )。

图1 SoilPlusVeg 模型刻画的森林系统图



### 参考文献:

- Collins, C., Fryer, M., 2006. Plant uptake of non-ionic organic chemicals. *Environmental Science & Technology*. 40(1), 45-52.
- Cousins, I.T., Mackay, D., 2001. Strategies for including vegetation compartments in multimedia models. *Chemosphere*. 44 (4), 643-654.
- Terzaghi, E., Zacchello, G., Scacchi, M., Raspa, G., Jones, K.C., Cerbolini, B., Di Guardo, A., 2015. Towards more ecologically realistic scenarios of plant uptake modelling for chemicals: PAH in a small forest. *Science of the Total Environment*. 505, 329-337.
- Terzaghi, E., Morselli, M., Semplice, M., Cerbolini, B., Jones K.C., Di Guardo, A., 2015. Modelling the uptake of semi-volatile organic chemicals in forests using ecologically realistic scenarios (manuscript).

# 细菌重金属抗性机理

江龙飞

重金属是指比重大于5的金属。很多重金属都属于微量元素，是构成生物体的必要成分，参与多种生理生化途径。但是，高浓度的重金属离子能够取代正常离子，形成错误的配位结构，一些非必须的重金属元素，如Cd, Hg等比大多数微量元素具有更高的结合能力，能够破坏胞内的正常结构，影响生物的代谢途径，产生毒害作用(Bruins et al., 2000)。经过长期进化，微生物形成了两大类重金属抗性系统[图1]，一类是非特异性系统，通过化学梯度渗透，可以快速将重金属从细胞内排出，降低胞内重金属离子浓度；另一类是特异性系统，可以特异性结合重金属离子，以ATP作为能源，将重金属排出胞外(Nies, 1999)。

Family	Direction of transport	Energy	Metal ions	Composition
ABC	Uptake	ATP	Mn <sup>2+</sup> , Zn <sup>2+</sup> , Ni <sup>2+</sup> , Fe <sup>2+</sup>	2 membrane-integral parts <sup>a</sup> + 2 ATPase parts =
	Efflux	ATP	-	ABC core + periplasmic binding protein ABC core + membrane fusion protein and outer membrane factor
P-type <sup>b</sup>	Both	ATP	Mg <sup>2+</sup> , Mn <sup>2+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , K <sup>+</sup> , Cu <sup>2+</sup> , Zn <sup>2+</sup> , Cd <sup>2+</sup> , Pb <sup>2+</sup> , Ag <sup>+</sup>	1 membrane-bound protein as core
A-type <sup>c</sup>	Efflux	ATP	Arsenite	1 membrane-integral protein + a dimeric ATPase subunit
RND	Efflux	Proton gradient	Co <sup>2+</sup> , Zn <sup>2+</sup> , Cd <sup>2+</sup> , Ni <sup>2+</sup> , Cu <sup>2+</sup> ?, Ag <sup>+</sup> ?	1 CPM proton/cation antiporter + membrane fusion protein (dimer?) + outer membrane factor: CBA transport systems
HoxN	Uptake	Chemiosmotic	Co <sup>2+</sup> , Ni <sup>2+</sup>	Membrane-Integral protein
CHR	Antiport?	Chemiosmotic	Chromate	Membrane-integral protein (ChrA)
MIT	Uptake	Chemiosmotic	Most cations	Membrane-integral protein (CorA)
CDF	Efflux	Chemiosmotic	Zn <sup>2+</sup> , Cd <sup>2+</sup> , Co <sup>2+</sup> , Fe <sup>2+</sup> ?	Membrane-integral protein (CzcD, ZRC1p, ZnT1)

图1.重金属抗性系统(Nies, 1999)

化学梯度渗透系统:

*Alcaligenes eutrophus* strain CH34 的巨大质粒上带有多种重金属抗性系统，其中有两个系统可以形成二价阳离子抗性，分别被命名为*czc*和*cnr*。这两个系统的DNA序列近似，无法使用Southur杂交将其区分开。它们各自编码的氨基酸序列几乎一致[图2]。(Silver and Phung, 1996)

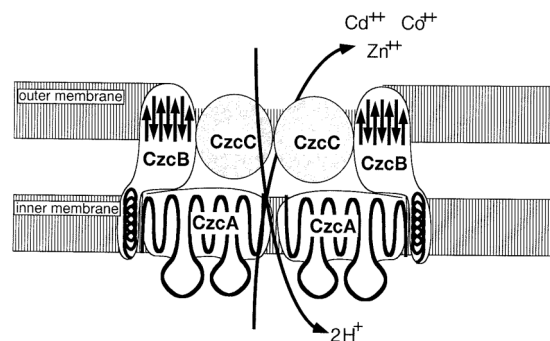


图2.CzcA是内膜蛋白，CzcC是外膜蛋白，CzcB则是膜融合蛋白，连接了内外两层膜，是重金属传递的主要路径(Diels et al., 1995; Nies and Silver, 1995)。

ATP泵系统:

*Enterococcus hirae*中的铜抗性系统是ATP酶依赖型系统，该系统经过长期研究是了解比较透彻的系统。该系统主要由两个基因组成：*copA*和*copB*，分别负责铜的摄取和排出(Odermatt et al., 1993)。图3是*Enterococcus hirae*中铜的转运调控方式。

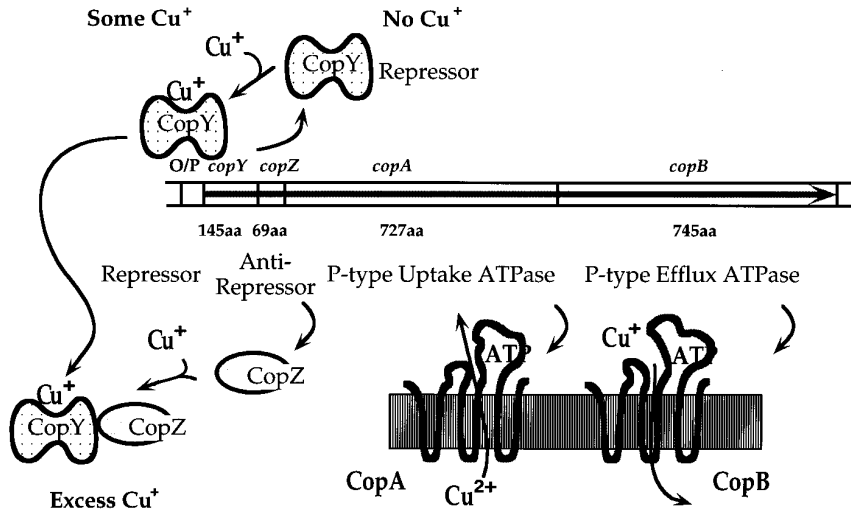


图3. *Enterococcus hirae*中铜的转运调控方式，其中*copA*和*copB*的表达由上游的*copY*和*copZ*调控 (Silver and Phung, 1996)。

*Enterococcus hirae*中的Cop转运系统本来是用于调节细胞内铜含量的。当细胞中缺少铜时，*copA*从胞外摄取铜离子；当细胞内铜含量过高时，则将其排出 (Odermatt and Solioz, 1995)。*Enterococcus hirae*的铜抗性来自于*copA*的突变。*CopA*突变后使得铜在Cop转运体系中单向流动，*Enterococcus hirae*必须在较高铜浓度的环境下才可以生存，同时也使其获得了铜抗性。*CopA*的突变株对 $Ag^+$ 也具有抗性，说明 $Ag^+$ 也是*copA*的结合底物。*CopA*的这一特征可能表明单价铜离子才是其结合底物而不是二价铜离子，而*copA*要发挥作用，需要细胞膜上还原酶的配合 (Skinner et al., 1991)。有趣的是，*copB*可能也是与单价铜离子结合而非二价铜离子。Solioz和Odermatt等发现*E.hirae*中存在积累铜和银的亚细胞小囊，小囊的存在依赖于ATP和还原性环境。

*CopA*和*copB*的表达受到*copY*和*copZ*的调控。当缺铜或铜离子较少时，*copY*的表达产物与DNA结合，阻碍RNA转录酶与DNA结合，使*copA*和*copB*无法表达；而当铜含量过高时，铜与*copZ*的表达产物结合形成*copZ-Cu<sup>+</sup>*复合物，该复合物再与*copY-Cu<sup>+</sup>*复合物结合，导致*copY*产物失去与DNA结合的能力，下游的*copA*和*copB*表达，铜被排出 (Odermatt and Solioz, 1995)。

土壤重金属污染正受到前所未有的重视，其中很重要的一条就是严重威胁人类的食物安全。如果人们能掌控自然界中生物抗重金属机理，令植物生长时自主去除过量重金属，便可以解决这一食

品安全问题。

### 参考文献:

- Bruins, M.R., Kapil, S., Oehme, F.W., 2000. Microbial resistance to metals in the environment. *Ecotox Environ Safe* 45, 198-207.
- Diels, L., Dong, Q.H., Vanderlelie, D., Baeyens, W., Mergeay, M., 1995. The Czc Operon of *Alcaligenes-Eutrophus* Ch34 - from Resistance Mechanism to the Removal of Heavy-Metals. *J Ind Microbiol* 14, 142-153.
- Nies, D.H., 1999. Microbial heavy-metal resistance. *Appl Microbiol Biot* 51, 730-750.
- Nies, D.H., Silver, S., 1995. Ion Efflux Systems Involved in Bacterial Metal Resistances. *J Ind Microbiol* 14, 186-199.
- Odermatt, A., Solioz, M., 1995. 2 Trans-Acting Metalloregulatory Proteins Controlling Expression of the Copper-ATPases of *Enterococcus-Hirae*. *J Biol Chem* 270, 4349-4354.
- Odermatt, A., Suter, H., Krapf, R., Solioz, M., 1993. Primary Structure of 2 P-Type ATPases Involved in Copper Homeostasis in *Enterococcus-Hirae*. *J Biol Chem* 268, 12775-12779.
- Silver, S., Phung, L.T., 1996. Bacterial heavy metal resistance: New surprises. *Annu Rev Microbiol* 50, 753-789.
- Skinner, J.S., Ribot, E., Laddaga, R.A., 1991. Transcriptional Analysis of the *Staphylococcus-Aureus* Plasmid-Pi258 Mercury Resistance Determinant. *J Bacteriol* 173, 5234-5238.





# 稳定碳同位素<sup>13</sup>C的简要介绍

蒋昊余

自然界中碳元素含有两种稳定同位素，<sup>13</sup>C占1.11%，<sup>12</sup>C占98.89%。<sup>13</sup>C和<sup>12</sup>C之间的比例是 $1.225 \times 10^{-2}$ ，在不同的碳质材料中有轻微的变化，因此， $\delta^{13}\text{C} (\%) = [({}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C})_{\text{spl}}/({}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C})_{\text{std}} - 1] \times 1000$ 。植物根据其最初生成时光合作用的途径不同可以分成几大类，而每一类植物具有自己的 $\delta^{13}\text{C}$ 值范围，植物体内不同组织和不同化合物中的 $\delta^{13}\text{C}$ 值也不同。控制有机物质的同位素合成过程包括一级生产，如光合作用，二级生产，如化能自养，并通过呼吸作用、甲烷氧化菌作用等耗氧循环和发酵等方式进行循环。同位素的分馏效应包括平衡同位素效应和动力学同位素效应。在光合作用过程中，<sup>12</sup>CO<sub>2</sub>会被优先吸收，同位素的分馏主要包括两个阶段，首先是传输扩散过程，其次才是化学（酶）反应过程。这其中包括四个途径：C3(Calvin-Benson)循环，C4 (Hatch-Slack)循环，CAM方式，非生氧细菌方式。

植物在光合作用中主要使用C3循环和C4循环这两种碳固定方式。C3植物，其光合作用过程主要是直接利用空气中CO<sub>2</sub>通过C5化合物进行固定后成为C3化合物，最终被固定。C3植物包括所有树木、灌木、浮游植物和寒带草原等，与生活相关密切的有土豆、水稻、小麦等，CO<sub>2</sub>补偿点0.004%，光合作用速率低，通常 $\delta^{13}\text{C}$ 的值在-22%到-33%的范围内。C4植物的光合作用过程则是先将CO<sub>2</sub>通过C5和磷酸烯醇式丙酮酸羧化酶（PEP）固定形成C4化合物，然后由这种化合物将CO<sub>2</sub>释放到相邻的维管束鞘细胞叶绿体中，参与C3光合作用。C4植物包括大部分热带草原、沙漠植物、盐沼植物和莎草，与生活相关密切的有甘蔗、玉米、小米、高粱等生活在高温干旱气候的植物，CO<sub>2</sub>补偿点仅有0.0004%，光合作用速率高，通常 $\delta^{13}\text{C}$ 的值在-8%到-18%的范围内。使用CAM方式的植物主要是多肉植物，如仙人掌和景天科植物。非氧细菌化合作用方式中则主要是用产乙酸菌、产甲烷菌等，使用H<sub>2</sub>S等化合物代替H<sub>2</sub>O产生H<sub>2</sub>等其他物质。

使用稳定同位素作为生态系统碳流动的指示物可分辨大量植物来源，例如，大量有机物的 $\delta^{13}\text{C}$ 的值常常被用作重新构建C3和C4以了解过去的古土壤和海洋底泥中植被量的变化。(Huang et al., 2000)通过特定化合物和<sup>13</sup>C同位素相结合的有力的古环境研究工具，系统研究了C4植物和C3植物在西北非到东北大西洋沉积物的输入。他们对海底表层沉积物中的烷烃脂类化合物中的 $\delta^{13}\text{C}$ 进行测定和分布研究，将陆源的C3和C4植物对海底沉积物有机碳输入进行重新评价，解释了热带及亚热带大陆植物地理变化，由于C4植物光合作用强，该研究对气候和大气条件的变化有着重要的意义。

这种研究工具也可用于大气研究中，研究C3和C4植物等对大气污染的贡献。

现有衍生化方法将极性样品进行甲基硼酸处理，以减少试剂中衍生化C的含量，对比三甲基硅烷（TMS）中衍生化C占70%，甲基硼酸仅有29%，可大大提高衍生化效率，便于后续进行样品的 $\delta^{13}\text{C}$ 分析(Li et al., 2010; Wang et al., 2009)。

#### 参考文献：

Huang, Y.S., Dupont, L., Sarnthein, M., Hayes, J.M., Eglinton, G., 2000. Mapping of C-4 plant input from North West Africa into North East Atlantic sediments. *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 64, 3505-3513.

Li, Q., Wang, W., Zhang, H.-W., Wang, Y.-J., Wang, B., Li, L., Li, H.-J., Wang, B.-J., Zhan, J., Wu, M., Bi, X.-H., 2010. Development of a Compound-Specific Carbon Isotope Analysis Method for 2-Methyltetrols, Biomarkers for Secondary Organic Aerosols from Atmospheric Isoprene. *Analytical Chemistry* 82, 6764-6769.

Wang, W., Li, L., Li, H., Zhang, D., Wen, S., Jia, W., Wang, B., Sheng, G.Y., Fu, J., 2009. Gas chromatography/combustion/isotope ratio mass spectrometric analysis of the stable carbon composition of tetrols. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 23, 2675-2678.



# 水溶性有机碳主要来源(下): 生物质燃烧

莫扬之

生物质燃烧对平流层中的有机颗粒物贡献十分大, 并且这些来自生物质燃烧所产生的有机颗粒物大部分都是可溶于水的。这些水溶性组分可在平流层中改变颗粒物的吸水性质, 作为CCN影响大气辐射与环境, 并且在大气中为各种化合物的水相反应提供条件。此外, 还能够增加大气有毒物质的溶解性影响人体健康(Sorjamaa et al., 2004; Sun and Ariya, 2006)。因此, 了解大气中生物质燃烧WSOC的特征将十分有意义。

二元酸与糖是生物质燃烧所产生的WSOC主要组分: 二元酸直接来自于生物质燃烧或者其VOCs的光化学衍生物; 生物质产生糖类主要是脱水糖(如左旋葡聚糖及其同分异构体), 果糖、葡萄糖和肌醇是花粉、果实和植物组织的组成部分, 生物质燃烧也会产生相当一部分这些糖类化合物, 但是阿糖醇、甘露醇和海藻糖主要来自于泥土中的真菌孢子, 更趋向于分布在粗粒当中(Agarwal et al., 2010; Simoneit et al., 2004; Wang et al., 2011; Wang et al., 2009)。

虽然生物质燃烧所产生的各种水溶性单分子标记物已经被广泛地研究与应用, 但是在不同的时空还是会表现出相应的一些特点。Wang et al. (2011)对比了南京由生物质燃烧引起的灰霾事件与麦秆燃烧样中极性分子的异同, 在新鲜的麦秆燃烧样中富集甘油、苹果酸和丁二酸与相应灰霾事件中这三类化合物明显增长一致; 不同的是灰霾事件中细颗粒中显著升高的葡萄糖、阿糖醇和甘油在新鲜麦秆样品中含量却很低, 说明这三种水溶性成分有可能来自于其他的燃烧源。在泰山顶部, 二元酸浓度呈现出日间高于夜间的变化规律, 这除了受到了日间的光化学强度较强外, 还与夜间海拔高的地区行星边界层高度降低不利于底层的污染物向上迁移有关; 左旋葡聚糖和重金属这类不受光化学强度影响的物质也表现出相似的变化趋势也证明这一

点(Wang et al., 2009)。Kundu et al. (2010)对比了西太平洋海洋性气溶胶与亚马逊生物质燃烧气溶胶的特点，总的来说，亚马逊生物质燃烧气溶胶中的碳质更为富集，但水溶性离子在海洋性气溶胶中浓度更高；在分子层面，C2—C4二元羧酸，不饱和二元酸和羰基类化合物在海洋性气溶胶的占比更高，C5—C11二元酸与多功能团二元酸的百分比含量则在生物质气溶胶中更高；在碳氮同位素上，两种不同的气溶胶其 $\delta^{13}\text{C}$ 与 $\delta^{15}\text{N}$ 值的范围有所不同，并且能用来表征这两种来源不同的气溶胶；以上这些都说明了这两种气溶胶的来源与光化学过程都截然不同。

目前，生物质燃烧在有机分子水平上的解释只能达到总碳的不到20%，其中更多的物质是未知结构大分子量的水溶性有机物，认为是一种类似于腐殖质的大分子化合物(HULIS)。Hoffer et al. (2006)对巴西生物质气溶胶的HULIS和酚类化合物的日夜季节变化规律进行系统研究。研究时期日间生物质以焰燃为主，产生更多的soot和耐火性(refractory)物质，WSOC应该要低于夜间阴燃所产生的，但实际中WSOC浓度日间高于夜间与其中的HULIS一致，这说明了在日间WSOC和HULIS受到了光化学反应的影响。在酚类化合物中，化学反应活性最高的水杨酸日夜变化最大；通过热解色谱分析其中的HULIS，其中的酚基官能团也表现出相对较小日夜变化，这表明有一部的酚类化合物在化学过程中聚合成了HULIS，但以哪种化学过程聚合就难以找到证据。

生物质燃烧与二次化学过程都会产生大量的WSOC，当前对其中低分子量化合物的认识已经较为充分，而大分子HULIS因其高极性、吸光性和表面活性，，成为了一个热点研究方向，近年来受到越来越多的关注。

## 参考文献:

- Agarwal, S., Aggarwal, S.G., Okuzawa, K., Kawamura, K., 2010. Size distributions of dicarboxylic acids, ketoacids,  $\alpha$ -dicarbonyls, sugars, WSOC, OC, EC and inorganic ions in atmospheric particles over Northern Japan: implication for long-range transport of Siberian biomass burning and East Asian polluted aerosols. *Atmospheric Chemistry and Physics* 10, 5839-5858.
- Hoffer, A., Gelencsér, A., Blazsó, M., Guyon, P., Artaxo, P., Andreae, M., 2006. Diel and seasonal variations in the chemical

composition of biomass burning aerosol. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6, 3505-3515.

Kundu, S., Kawamura, K., Lee, M., Andreae, T.W., Hoffer, A., Andreae, M.O., 2010. Comparison of Amazonian biomass burning and East Asian marine aerosols: Bulk organics, diacids and related compounds, water-soluble inorganic ions, stable carbon and nitrogen isotope ratios. *低温科学= Low Temperature Science* 68, 89-100.

Simoneit, B.R., Elias, V.O., Kobayashi, M., Kawamura, K., Rushdi, A.I., Medeiros, P.M., Rogge, W.F., Didyk, B.M., 2004. Sugars dominant water-soluble organic compounds in soils and characterization as tracers in atmospheric particulate matter. *Environmental Science & Technology* 38, 5939-5949.

Sorjamaa, R., Svenningsson, B., Raatikainen, T., Henning, S., Bilde, M., Laaksonen, A., 2004. The role of surfactants in Köhler theory reconsidered. *Atmospheric Chemistry and Physics* 4, 2107-2117.

Sun, J.M., Ariya, P.A., 2006. Atmospheric organic and bio-aerosols as cloud condensation nuclei (CCN): A review. *Atmos Environ* 40, 795-820.

Wang, G., Chen, C., Li, J., Zhou, B., Xie, M., Hu, S., Kawamura, K., Chen, Y., 2011. Molecular composition and size distribution of sugars, sugar-alcohols and carboxylic acids in airborne particles during a severe urban haze event caused by wheat straw burning. *Atmos Environ* 45, 2473-2479.

Wang, G., Kawamura, K., Umemoto, N., Xie, M., Hu, S., Wang, Z., 2009. Water - soluble organic compounds in PM<sub>2.5</sub> and size - segregated aerosols over Mount Tai in North China Plain. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012) 114.

