

菲在长江口的多介质归趋模拟

汪祖丞*, 刘敏*, 杨毅, 王丽丽

(华东师范大学地理系, 教育部地理信息科学重点实验室, 上海 200062)

摘要:利用 Level III 逸度模型模拟了稳态假设下菲在长江口中大气、水体、沉积物和植物中的分布, 根据模拟结果计算了相间迁移通量, 并通过灵敏度分析确定了模型的关键参数. 结果表明, 大气平流是研究区菲的主要来源, 大气和水的平流输出则是菲从研究区环境中消失的主要途径; 在反应损失中, 气相中的反应损失最大, 沉积物的反应损失最小; 大气是菲的主要储库, 占总菲含量的 86.36%, 但浓度仅为 $0.5 \times 10^{-7} \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$; 沉积相和植物相中菲的浓度较高, 分别为 $1.5 \times 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $4.4 \times 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$, 表明两者是菲主要的“汇”; 菲在各介质的分布主要受控于分配系数和沉降速率的影响.

关键词:逸度模型; 菲; 长江口; 灵敏度; 多介质归趋

中图分类号: X131 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)08-2444-06

Simulation of Multimedia Fate of Phenanthrene in the Yangtze Estuary

WANG Zu-cheng, LIU Min, YANG Yi, WANG Li-li

(Key Laboratory of Geographic Information Science of the Ministry of Education, Department of Geography, East China Normal University, Shanghai 200062, China)

Abstract: A Level III fugacity model is used to simulate the concentration distribution of phenanthrene in air, water, sediment and plants in the Yangtze estuary. Based on simulation results, transfer fluxes among-phase are calculated, and also, the key model parameters are determined by means of sensitivity analysis. The results indicated that the advection of air is the main source of phenanthrene in this area, while the main disappeared way from the study region is the advection of air and water. The degradation of phenanthrene in air is the most and the degradation in sediment is the least. The air is the major store of phenanthrene, where phenanthrene was found accounts for 86.36% of the total amount, however, the phenanthrene concentrations is only $0.5 \times 10^{-7} \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$. The phenanthrene concentrations are higher in sediment and plants which are $1.5 \times 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$ and $4.4 \times 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$, respectively. The distribute coefficient and the sedimentation rate of the phenanthrene control the distribution of the phenanthrene in each medium.

Key words: fugacity model; phenanthrene; Yangtze estuary; sensitivity; multimedia fate

河口地区作为海陆作用的集中地带, 既是流域物质的归宿, 又是海洋的开始, 各种物理的、化学的、生物的、地质的过程耦合多变, 演变机制复杂, 是一个复杂的生态系统, 具有其独特的生态价值. 同时, 河口地区也是人类活动最为密集的场所, 经济的快速发展使大量的污染物输入到河口地区, 对河口滨岸的环境产生了不同程度的影响. 由于河口地区的岩石圈、水圈、生物圈和大气圈相互渗透、相互影响, 因此它们中任何一个圈层的变异都将对其他圈层产生影响, 这也导致了河口地区具有脆弱性和敏感性的特点. 长江口环境系统被证实已存在一定的多环芳烃累积^[1,2], 由于其挥发性和与有机质很强的亲和性, 在环境中具有很强的迁移活性, 对生态环境和人体健康的影响不容忽视. 菲是多环芳烃类化合物中的典型代表之一, 在长江口滨岸沉积物中累积显著. 目前对河口多环芳烃的研究多集中在渤海湾^[3,4]及厦门湾^[5], 而对长江口多环芳烃污染的研究主要为各环境介质中多环芳烃含量的测定、来源

辨析等方面, 对多环芳烃在沉积物-水间的分配及影响因素、多环芳烃的多介质归趋模拟等方面研究较少. 已有研究表明, 疏水性有机污染物的吸附是控制其环境归趋(迁移、降解等)和毒性的一个重要过程^[6], 多介质归趋模型的建立, 可以使人们对多环芳烃在介质中的环境地球化学过程得到全面的了解.

逸度模型^[7]作为研究多介质环境污染的工具被广泛应用^[8,9], 有效地反映了污染物在环境介质中的迁移和累积行为. 本研究应用逸度建模原理, 以 3 环多环芳烃菲为例, 初步分析了菲在长江河口潮滩系统中的归趋, 计算菲在各介质间的迁移通量, 揭示了菲在各介质间的迁移过程, 以期对长江口 PAHs 污染预测及治理提供理论依据.

收稿日期: 2010-09-27; 修订日期: 2010-12-10
基金项目: 国家自然科学基金项目(40971268, 40801201); 博士点基金项目(20090076110020); 上海市教委“晨光计划”项目(09CG19)
作者简介: 汪祖丞(1984~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为地球环境化学.
* 通讯联系人, E-mail: mliu@geo.ecnu.edu.cn

1 研究方法

1.1 模型框架

污染物在环境中的行为遵守质量守恒定律. 本研究以 Mackay 的多介质逸度环境模型为基础, 结合研究区地理和气象信息构建三级稳态多介质区域归趋逸度模型, 模拟菲在长江河口潮滩系统中的多介质归趋. 由于盐度差异会对菲的吸附产生影响^[10], 因此以吴淞口为界, 将研究区域划分为淡水区和咸水区. 迁移过程如图 1 所示. 模型分为 7 个主相, 分别为大气 (A)、淡水 (W)、咸水 (C)、淡水植物 (FW)、咸水植物 (FC)、淡水沉积物 (SW)、咸水沉积物 (SC). 对每个主相建立质量平衡方程如下.

大气:

$$E_A + D_{Ain}f_{Ain} + D_{FWA}f_{FW} + D_{FCA}f_{FC} + D_{WA}f_W + D_{CA}f_C = f_A (D_{RA} + D_{AFW} + D_{AFC} + D_{AW} + D_{AC} + D_{Aut})$$

水:

$$E_W + D_{AW}f_A + D_{SWW}f_{SW} + D_{Win}f_{Win} = f_W (D_{RW} + D_{WA} + D_{WSW} + D_{WC})$$
$$E_C + D_{AC}f_A + D_{SCC}f_{SC} + D_{WC}f_W = f_C (D_{RC} + D_{CA} + D_{CSC} + D_{Cut})$$

植物:

$$E_{FX} + D_{AFX}f_A = f_{FX} (D_{RFX} + D_{FXA} + D_{FXSX}), X = W, C$$

沉积物:

$$E_{SX} + D_{FSX}f_{FX} + D_{XSX}f_X = f_{SX} (D_{RSX} + D_{SXX} + D_{LSX}), X = W, C$$

式中, E 为排放速率 ($\text{mol} \cdot \text{h}^{-1}$); D 为相间迁移参数 [$\text{mol} \cdot (\text{Pa} \cdot \text{h})^{-1}$], f 为逸度 (Pa), Z 为逸度容量 [$\text{mol} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{Pa})^{-1}$]. 迁移参数 D 值的下标 Ain 、 Aut 、 Win 、 Cut 分别代表平流流入和流出大气和水的输送过程.

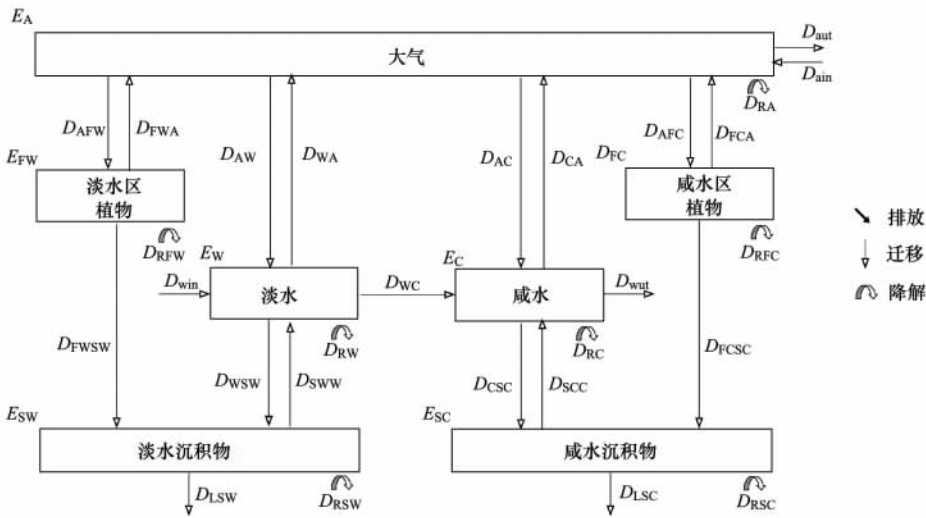


图 1 研究区模型框架
Fig. 1 Model frame of study area

1.2 过程和参数

菲在研究区域的输入过程包括污水排放、气/水平流输入; 各环境介质间的交换过程包括气-水交换 (干湿沉降和扩散)、水中颗粒物沉降/再悬浮、水体与沉积物间扩散、植物凋落等; 输出过程包括菲在各介质中的降解和气/水平流输出等. 但由于污水中菲含量以及污水排放速率数据均难以获得, 因此模型中菲的输入仅考虑平流过程.

模型参数分为输入参数和验证参数两类, 包括菲的性质参数 (表 1) 以及与研究区域有关的环境参数 (表 2). 除分子量、亨利常数等少数常数外, 每个参数都从相关文献或数据手册中查找, 并对同类数

据作比较分析后选取有代表性的数据, 以便尽可能地反映长江口的实际状况.

通过公式求得每个相的逸度容量和相间迁移通量, 解上述方程求得每个相的逸度, 由 $c = Zf$ 求出各相中菲的浓度, 同时计算相间迁移通量.

2 结果与讨论

2.1 模型验证

为了了解模型的有效性, 将模型模拟值与实测值进行对比. 验证数据来自于文献^[25 ~ 27]及本研究的测定值. 从图 2 可以看出, 大气中菲浓度最低, 其次为水体, 浓度最高出现在植物体中. 除植物相缺

表 1 菲特征参数

Table 1 Physical and chemical properties of phenanthrene

	项目	参数	文献
化学性质	分子式	C ₁₄ H ₁₀	[11]
	相对分子质量	178.2	
	熔点	101℃	
	沸点	339℃	
	蒸气压	0.02 Pa(PS)	
		0.113 Pa(PL)	
环境迁移特征	水中溶解度	1.1 g·cm ⁻³	
	亨利常数	3.24 Pa·(m ³ ·mol) ⁻¹	
	降解半减期(空气)	30.1 h	
	降解半减期(水)	550 h	
	降解半减期(土壤)	5 500 h	[12]
	降解半减期(沉积物)	17 000 h	
	降解半减期(植物)	34.5 h	
生物累积	辛醇-水分配系数 logK _{OW}	4.57	[11]
	有机碳-水分配系数 logK _{OC}	4.15	[13]
	颗粒物-水分配系数 K _p	3.69	实测
	空气-水分配系数 logK _{AW}	-2.88	Z _A /Z _W
	辛醇-空气分配系数 logK _{OA}	7.45	K _{OW} /K _{AW}
	炭黑-水分配系数 logK _{BC}	8.8	
	炭黑-空气分配系数 logK _{BC-A}	5.9	[12]

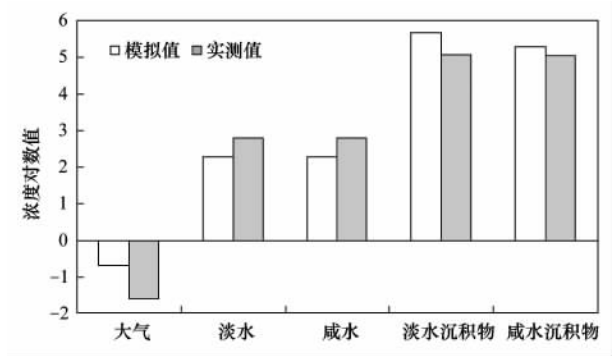


图 2 各介质中菲浓度与实测值比较

Fig.2 Comparison between calculated and measured concentration of Phe

少实测值进行比较外,其他环境介质中菲模拟浓度与实测浓度差值均在一个对数单位内,模型模拟有效.该模型中的参数均为一级参数,忽略了非线性因素和随机因素对菲变化规律的影响,因此该模型对于非线性环境系统的污染物模拟可能会产生不确定性.

大气模拟结果虽然也在模型允许范围内,但是与其他环境介质相比,误差较大.这可能是由于本研究仅考虑平流过程的输入,而大气平流在整个平流系统中占据了较大比例,因此大气平流的估算误差导致了浓度的差异较大.水中菲来源于平流输入和污水排放,而计算时忽略了菲的排污输入,这可能是导致水中的模拟值较低的原因.对于沉积相中的浓

度而言,分配系数以及在环境介质中的降解速率是非常重要的参数,菲在不同介质中的降解速度不同,本研究的取值可能与实际情况有所差异,计算时又忽略了河口水动力冲洗表层沉积物的因素,因此模拟值偏高.

2.2 菲的模拟分布

当系统达到稳态时,菲在研究区域环境中的总量为84 525.7 mol,在大气、水、沉积物和植物相的总量比例分别为:86.36%、13.05%、0.06%和0.52%(图3),其中大气是菲最主要的储库.从各介质菲的浓度(图4)可以看出,大气中菲浓度最低,其次为水体,浓度最高出现在植物体中,其浓度分别是气相和水相的29倍和4.46倍,说明长江口的菲从

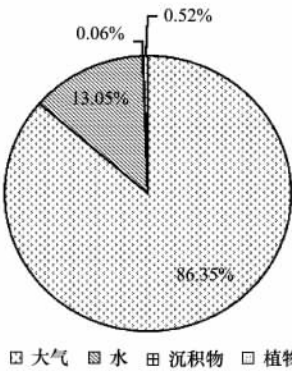


图 3 各介质中菲的分布

Fig.3 Distribution of Phe in each medium

表 2 环境参数

Table 2 Environmental parameters of Yangtze estuarine

参数	符号	数值	文献(来源)
空气面积	A_A	$2.53\text{E}+07\text{ m}^2$	本研究
空气深度	H_A	2 000 m	
淡水面积	A_F	$1.09\text{E}+07\text{ m}^2$	[14]
咸水面积	A_C	$1.44\text{E}+07\text{ m}^2$	
淡水深度	H_F	7 m	
咸水深度	H_C	7 m	
沉积物深	H_S	0.05 m	本研究
植物面积	A_{FW}	$5.46\text{E}+06\text{ m}^2$	
	A_{FC}	$1.44\text{E}+05\text{ m}^2$	[15]
植物深度	H_F	0.7 m	
有机碳密度	δ_{OC}	$1\text{E}+6\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$	
矿物质密度	δ_{MM}	$2.4\text{E}+6\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$	
辛醇密度	$\delta_{Octanol}$	$0.82\text{E}+6\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$	[16]
气溶胶中有机碳体积分数	VFO_Q	$1.11\text{E}-2$	
气溶胶体积分数	VFS_A	$4.3\text{E}-11$	[17]
清除率	Q	$2\text{E}+05$	[11]
水中悬浮泥沙含量	c_{SW}	$491\text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$	[18]
	c_{SC}	$739\text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$	
水中 POC 含量/ g^{-2}	c_{POCW}	$13.74\text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$	$c_{SX}\times VFO_{XS}$
	c_{POCC}	$12.56\text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$	
沉积物中固体部分体积分数	VFS_{WS}	0.3	[15]
	VFS_{CS}	0.3	
沉积物固体中有机碳体积分数	VFO_{WS}	$2.8\text{E}-2$	实测
	VFO_{CS}	$1.7\text{E}-2$	
气侧 MTC	U_{1X}	$3\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$	[19]
水侧 MTC	U_{2X}	$0.03\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$	
气-植物干沉降速率	v_{FXD-G}	$130\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$	[20]
颗粒沉降速率	v_{FXD-P}	$27\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$	
植物蒸发	f_rU_F	0.35	$U_{3S}\times A_{FX}$
大气-植物湿沉降速率	wG_{AFW}	$7.15\text{E}+02\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	
	wG_{AFC}	$1.88\text{E}+01\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	[20]
气-水干沉降速率	v_{WD-P}	$130\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$	
	v_{CD-P}	$21\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$	$U_{3S}\times A_{FX}$
气-水湿沉降	wG_{AW}	$1.42\text{E}+03\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	
	wG_{AC}	$1.88\text{E}+03\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	$v_{Xsed}A_Xc_{POCX}/\delta_{OC}$
沉降	oG_{WSsed}	$5.12\text{E}-03\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	
	oG_{CSsed}	$1.38\text{E}-02\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	$facO_{XSres}v_{Xsed}A_Xc_{POCX}/\delta_{OC}$
再悬浮	oG_{WSres}	$3.58\text{E}-03\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	
	oG_{CSres}	$1.24\text{E}-02\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	[21]
降雨速率	U_{3S}	$1.31\text{E}-04\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	
沉降速率	v_{Wsed}	$0.03\text{ m}\cdot\text{a}^{-1}$	[22]
	v_{Csed}	$0.63\text{ m}\cdot\text{a}^{-1}$	
再悬浮率	$facO_{WSres}$	0.7	[23]
	$facO_{CSres}$	0.9	
地泥上水侧 MTC	U_{SW}	$0.01\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$	[11]
地泥中扩散路径长度	Y	0.005 m	
水中分子扩散长度	B_{MA}	$4.0\text{E}-06\text{ m}^2\cdot\text{h}^{-1}$	[24]
植物落叶速率	G_{FX}	$8.74\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	
	G_{FX}	$23\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	$A_XVFS_Xv_{burX}VFO_X$
空气平流	aG	$2.22\text{E}+12\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	
	wG_{Ooinw}	$1.06\text{E}+08\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	
水相平流	wG_{Ooinc}	$1.25\text{E}+08\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	
	wG_{Ooutw}	$1.25\text{E}+08\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	[19]
地泥掩埋	wG_{Ooutc}	$1.50\text{E}+08\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	
	oG_{Xburw}	$3.13\text{E}-03\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	
掩埋速率	oG_{Xbure}	$2.51\text{E}-03\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$	
	v_{burX}	$0.0003\text{ m}\cdot\text{a}^{-1}$	

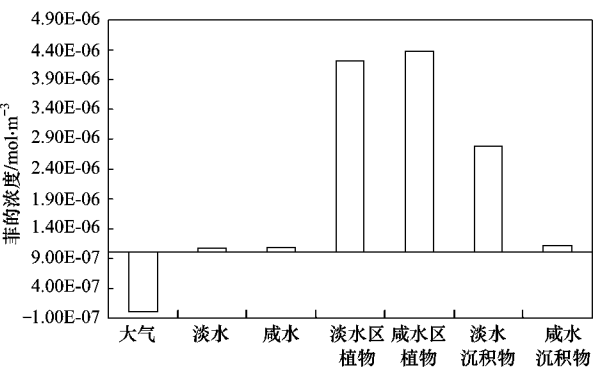


图 4 各介质中菲的浓度

Fig.4 Content of Phe in each medium

气相、水相和沉积相中向植物富集的倾向是非常明显的. 由于本研究的模型忽略了植物对沉积物和水中的菲的吸收, 因此在实际中植物的菲的浓度应该更高, 这对处于河口食物网顶端的人类健康的潜在风险不言而喻. 淡水沉积物与咸水沉积物浓度出现较大差别可能是由于模型质量平衡建立在颗粒有机碳基础上, 而咸水沉积物具有较低的有机碳含量及 K_p , 导致了该结果的出现.

2.3 菲在各介质间的迁移和持久性

图 5 为菲在长江口各环境介质间的迁移通量值, 可以看出, 气、水、沉积物和植物的输送通量基本平衡. 由于绝大部分菲都集中在气相, 而大气中 95% 的菲都存在于气相^[28], 空气中颗粒物的含量相对较少, 因此平流输入和输出是菲的主要来源和主要的输出途径. 经计算, 菲通过扩散和干湿沉降作用从大气进

入水体和植物体的量仅相当于大气平流输入的 7.8% 和 8.5%, 而水体和沉积物间通过沉降作用和再悬浮作用进行分配的菲的含量也仅占水相平流输入的 0.02%. 相间的迁移通量以气相向植物相的迁移量为最大, 以下依次为从气相到水相、水相到气相等. 菲在各相间反应损失中, 气相中的反应损失部分最大, 沉积物中的反应损失非常小, 可见沉积物中的有机污染物极难降解, 沉积物是菲主要的“汇”, 该结果与菲在各环境介质中的降解半衰期一致.

根据菲在各相中的平流输出流速和在气相、水相、沉积相、植物相中的降解速率计算它在河口地区各相的停留时间, 可以得到其在沉积物中的停留时间最长约为 1 022 d, 在植物相中停留时间较短约为 2 d. 从图 5 可以看到, 植物相中的降解远小于植物从大气和水相中获取的菲, 由此也可判断菲在植物的富集十分明显.

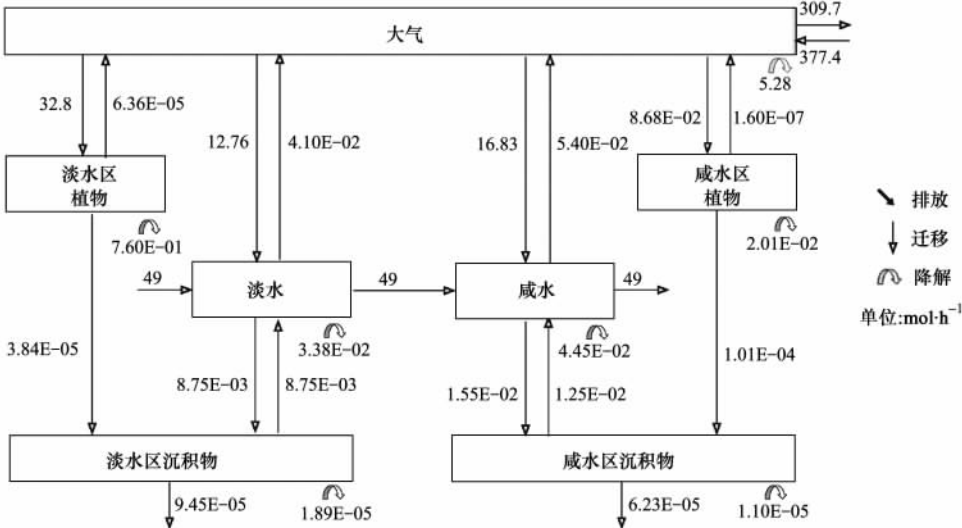
2.4 参数灵敏度

为了提高模型的准确性和稳定性, 本研究定量分析了各参数的敏感性, 即将每个参数的 S 值按递减排列, 敏感性 S 通过以下的公式计算^[29]:

$$S = [(Y_{1.01} - Y_{1.0})/Y_{1.0}]/[(X_{1.01} - X_{1.0})/X_{1.0}]$$

式中, $X_{1.01}$ 表示输入量增加 1%, 即参数取值为其均值的 101%, $Y_{1.01}$ 、 $Y_{1.0}$ 分别为参数取均值 1.01、1.0 倍时模型的输出结果. 根据已有的相关研究经验, 关键参数的筛选标准为 $S > 0.2$.

通过对主要模型输入参数的灵敏度分析发现, 对各环境相中菲浓度影响最大的是分配系数和沉降



单位: mol·h⁻¹

图 5 迁移通量示意

Fig.5 Value of transformation

速率,另外其他与区域环境特征关联密切的参数,如降水速率等也对菲在各相中的分配有一定影响.由此可知,对关键性模型参数可靠性的保证也是对模拟结果可靠性的保证.本研究中主要模型输入参数均为收集尽可能多的数据,可基本保证其代表性和可靠性.

3 结论

(1)在仅考虑平流作用时,长江口菲的主要来源是大气平流,而大气和水的平流输出是菲从研究区域环境中消失的主要途径.

(2)大气中的气溶胶是菲的主要储库,沉积物是菲主要的“汇”.

(3)菲在研究区气、水、沉积相和植物中的浓度分别为 $0.5 \times 10^{-7} \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$, $1.0 \times 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$ (均值), $1.5 \times 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$ (均值) 和 $4.4 \times 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$ (均值).

(4)在各相的反应损失中,气相中的降解损失最大,其次为植物相和水相,沉积相的降解损失最小.

(5)菲在长江口各介质的分布主要受控于分配系数和沉降速率的影响.

参考文献:

[1] 刘敏,许世远,陈振楼. 上海南汇淤泥质滩涂表层沉积物多环芳烃[J]. 中国环境科学, 1998, **18**(3): 284-288.

[2] 欧冬妮,刘敏,许世远,等. 基于多参数指标的长江口滨岸多环芳烃来源辨析[J]. 地理学报, 2008, **63**(5): 535-543.

[3] Wan Y, Jin X, Hu J, *et al.* Trophic dilution of polycyclic aromatic hydrocarbons in a marine food web from Bohai Bay, North China[J]. Environmental Science and Technology, 2007, **41**: 3109-3114.

[4] Hu N, Shi X, Huang P, *et al.* Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in surface sediments of Liaodong Bay, Bohai sea, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2011, **18**(2): 163-172.

[5] Li Q, Zhang X, Yan C. Polycyclic aromatic hydrocarbons contamination of recent sediments and marine organisms from Xiamen Bay, China [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2010, **58**:711-721.

[6] Pignatello J J, Xing B. Mechanisms of slow sorption of organic chemicals to natural particles [J]. Environmental Science and Technology, 1996, **30**: 1-11.

[7] Mackay D. Finding fugacity feasible[J]. Environmental Science and Technology, 1979, **13**:1218-1223.

[8] 唐明金,徐志新,左谦,等. 粤港澳地区多环芳烃的多介质归趋[J]. 生态环境, 2006, **15**(4): 670-673.

[9] 张丽,戴树桂. 多介质环境逸度模型研究进展[J]. 环境科学与技术, 2005, **28**(1): 97-99.

[10] 王丽丽. 多环芳烃在长江口滨岸沉积物中的吸附特征及归趋模拟[D]. 上海:华东师范大学,2010.

[11] Mackay D. Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach[M]. (Second Edition) 北京:化学工业出版社, 2007.

[12] Prevedouros K, Palm-Cousins A, Orjan G, *et al.* Development of a black carbon-inclusive multi-media model: Application for PAHs in Stockholm[J]. Chemosphere, 2008, **70**: 607-615.

[13] Mabey W R, Smith J H, Podoll R T, *et al.* Aquatic fate process data for organic priority pollutants[M]. Washington, D. C: US Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, 1982. EPA 440/4-81-014.

[14] 范期锦,高敏. 长江口深水航道治理工程的设计与施工[J]. 人民长江, 2009, **40**(8): 25-30.

[15] Wania F, Brevik K, Persson N J, *et al.* CoZMo-POP 2—A fugacity based dynamic multicompartmental mass balance model of the fate of persistent organic pollutants [J]. Environmental Modelling & Software, 2006, **21**: 868-884.

[16] 朱忠,沈取华,张大年. 浦东新区大气气溶胶中碳颗粒的分布规律[J]. 上海环境科学, 1996, **15**(2): 12-15.

[17] 2007年上海市环境状况公报[R].

[18] 韩震,金亚秋,恽才兴. 神舟三号 CMODIS 数据获取长江悬浮泥沙含量的时空分布[J]. 遥感学报, 2006, **10**(3): 381-386.

[19] Mackay D, Paterson S. Evaluating the multimedia fate of organic chemicals: A level III fugacitymodel[J]. Environmental Science and Technology, 1991, **25**: 427-436.

[20] Wania F, Persson J, Guarodo A D, *et al.* CoZMo-POP: A Fugacity based multicompartmental mass balance model of fate of persistent organic pollutants in the coastal zone [R]. WECC Report, 1/2000.

[21] 沈焕庭. 长江河口物质通量[M]. 北京:海洋出版社, 2001.

[22] 毕春娟,陈振楼,许世远,等. 河口近岸水体中颗粒态重金属的潮周期变化[J]. 环境科学, 2006, **27**(1): 132-136.

[23] 陈沈良,张国安,杨世伦,等. 长江口水域悬沙浓度时空分布与泥沙再悬浮[J]. 地理学报, 2004, **59**(2): 260-266.

[24] 刘敏,许世远,侯立军. 长江口潮滩沉积物-水界面营养盐环境生物地球化学过程[M]. 北京:科学出版社, 2007.

[25] 欧冬妮,刘敏,程书波,等. 河口滨岸悬浮颗粒物中多环芳烃分布与生态风险评价[J]. 长江流域资源与环境, 2007, **16**(5): 620-623.

[26] 欧冬妮. 长江口滨岸多环芳烃(PAHs)多相分布特征与源解析研究[D]. 上海:华东师范大学, 2007.

[27] 谢雨杉. 上海城市大气 PAHs 排放特征与多介质归趋模拟[D]. 上海:华东师范大学, 2009.

[28] 马万里,李一凡,孙德智,等. 哈尔滨市大气中多环芳烃的初步研究[J]. 中国环境科学 2010, **30**(2): 145-149.

[29] Mackay D. Multimedia Environment Models: The Fugacity Approach[M]. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 1991.