

河流环境持久性有机污染物归宿的动态逸度模型

刘振宇¹, 杨凤林¹, 全燮¹, 张晓红²

(1. 大连理工大学环境与生命学院环境科学与工程系, 大连 116012; 2. 大连环境保护总公司, 大连 116023)

摘要: 运用逸度方法构建了依赖于温度的、模拟持久性有机污染物 (POPs) 在河流环境中长期变化的动态归宿模型, 其中逸度容量、污染物的转化速率、传递系数等模型参数的计算与温度有关。为了检验模型的合理性, 以辽河下游为研究区域, 对水体和沉积物中的 γ -HCH 进行了模拟计算。结果表明: 逸度容量的变化与温度负相关, 速率系数则相反。在模拟温度范围内 (273~298K), γ -HCH 在空气、水和沉积物中的逸度容量分别减少了 8.4%、89.7% 和 89.7%, 转化速率系数分别增加了 0.69、22.0 和 4.5 倍; 气-水界面的挥发和水-沉积物界面的扩散速率系数分别增加了 7.9 和 1.6 倍。模型计算值与实测值吻合较好, 最大偏差为 5.6 倍, 表明该模型用于残留 POPs 的长期预测是可行的。

关键词: 逸度模型; 动态模型; γ -HCH; 持久性有机污染物; 温度

中图分类号: X131 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)01-0121-05

Dynamic Fugacity Model for Describing the Fate of Persistent Organic Pollutants in the River

LIU Zhen-yu¹, YANG Feng-lin¹, QUAN Xie¹, ZHANG Xiao-hong²

(1. Department of Environmental Science and Technology, School of Environmental and Biological Science & Technology, Dalian University of Technology, Dalian 116012, China; 2. Environmental Protection Company of Dalian, Dalian 116023, China)

Abstract: Dynamic model depending on temperature with fugacity approach is formulated which describes the fate of Persistent Organic Pollutants (POPs) in a river. The fugacity capacity, the degradation rate and transfer coefficients of pollutants are depending on temperature in the model. The model is illustrated by calculating the fate of γ -HCH in Liao River. The results show that from 273K to 298K, the fugacity capacities in air, water and sediment of γ -HCH are respectively reduced in 8.4%, 89.7% and 89.7%. However, in the same range of temperature, the degradation rate coefficients in air, water and sediment, and volatilization and diffusion rate coefficients of γ -HCH are increased in 0.69, 22.0, 4.5, 7.9 and 1.6 times, respectively. The calculated value agree well with the field observed value in the order of magnitude, which shows that the model is appropriate for simulating the fate of POPs in a long time.

Key words: fugacity model; dynamic model; γ -HCH; persistent organic pollutants; temperature

逸度方法的环境模型是 Mackay^[1] 基于热力学中逸度的概念发展起来的, 大部分参数值可以通过热力学计算的方法获得, 具有计算简便、准确, 环境过程表达清晰的优点。逸度模型相关的热力学参数如亨利定律常数、溶解度、蒸气压等受温度变化的影响很大, 温度变化对计算结果可以产生较大的影响^[2]。本文以 Mackay^[3] 的河流模型为基础, 建立了温度相关的河流动态逸度模型, 并以辽河下游为研究区域, 对 γ -HCH 在河流环境中的迁移转化和归宿进行了模拟和验证。

1 模型结构

Mackay 将河流简化为一系列连接在一起的“湖泊”, 即由 n 个代表不同河段的“单元世界”构成河流环境体系。每个单元世界由水体、沉积物和空气 3 个整个环境单元构成, 并假设环境单元内部各介质的逸度是均一的, 建立的河流动态逸度模型为^[3]:

$$\begin{aligned} (V_W Z_W + V_P Z_P) df_W / dt &= E_W + f_{IW} (D_I + D_X) \\ &+ f_A (D_V + D_M) + f_S (D_R + D_T) \\ &- f_W (D_V + D_W + D_I + D_X + D_D + D_T) \quad (1) \\ V_S Z_S df_S / dt &= f_W (D_D + D_T) - f_S (D_R + D_T + D_S) \quad (2) \end{aligned}$$

式中, V 是体积 (m^3), Z 是逸度容量 [$\text{mol} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{Pa})^{-1}$], f 是逸度 (Pa), 下标 IW、W、S、P 和 A 分别代表上游水、水单元、沉积物单元、水中悬浮物和空气单元。 E_W 是排入水中的污染源强度 ($\text{mol} \cdot \text{h}^{-1}$), t 是时间 (h), D 是各单元或单元间的传递/转化系数 [$\text{mol} \cdot (\text{h} \cdot \text{Pa})^{-1}$], D_I 、 D_X 分别表示水和水中的悬浮物平流系数, D_W 、 D_S 和 D_A 分别表示

收稿日期: 2004-09-10; 修订日期: 2005-03-15

基金项目: 欧盟-中国国际合作项目 (INCO-DC Contract NO. ERBIC 18CT970166)

作者简介: 刘振宇 (1971~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为多介质环境模拟。

水、沉积物和空气中的转化系数, D_M 、 D_V 和 D_T 分别表示降雨、挥发、水和沉积物之间的扩散系数, D_D 、 D_R 分别表示悬浮物的沉积和沉积物的再悬浮系数。

对任意一个单元世界来说, 式(1~2)可改写为如下的形式^[3]:

$$\begin{aligned} df_W/dt = & \{E_W + (f_{IW} - f_W)(D_I + D_X) \\ & + W\Delta L[f_A(B_V + B_M) + f_S(B_R + B_T) \\ & - f_W(B_V + B_W + B_D + B_T)]\} \\ & / [W\Delta L(h_W Z_W + h_P Z_P)] \end{aligned} \quad (3)$$

$$\begin{aligned} df_S/dt = & [f_W(B_D + B_T) - f_S(B_R + B_T \\ & + B_S)] / (h_S Z_S) \end{aligned} \quad (4)$$

这里 B 是单位面积的传递/转化系数 [$\text{mol} \cdot (\text{h} \cdot \text{Pa} \cdot \text{m}^2)^{-1}$], W 是河流宽度(m), L 是河流长度(m), ΔL 是单元的长度(m), h 是深度或高度(m), 各下标的含义同前。

空气的逸度 f_A 可以用稳态方程计算:

$$f_A = (f_W D_V + f_A' D_{AD}) / (D_V + D_{AD} + D_M + D_A) \quad (5)$$

式中, f_A' 表示流入空气的逸度, D_{AD} 是空气的平流系数。

以 Matlab 编制程序, 采用标准四阶 Runge-Kutta 法求解微分方程(3~4), 得出各环境单元中污染物的逸度变化情况, 进而由 $C = Zf$ 计算污染物的浓度。

2 模型参数

空气和水的逸度容量分别为 $Z_A = 1/RT$ 和 $Z_W = 1/K_H(T)^{[4]}$, 其中 $K_H(T)$ 是温度 T (K) 下的亨利定律常数 [$(\text{Pa} \cdot \text{m}^3) \cdot \text{mol}^{-1}$], $K_H(T)$ 的计算方法如下^[5]:

$$K_H(T) = K_H(T_r) \exp \left[\frac{-\Delta H_T}{R} \left(\frac{1}{T} - \frac{1}{T_r} \right) \right] \quad (6)$$

式中, T_r (K) 是参考温度, 一般为 298K; $K_H(T_r)$ 是参考温度 T_r 下的亨利定律常数; $\Delta H_T = \Delta H_V - H_S$ 是污染物的挥发焓 ($\text{J} \cdot \text{mol}^{-1}$), 其中 ΔH_V 是汽化焓 ($\text{J} \cdot \text{mol}^{-1}$), H_S 为溶解热 ($\text{J} \cdot \text{mol}^{-1}$); R 是气体常数 [$8.314 \text{J} \cdot (\text{mol} \cdot \text{K})^{-1}$].

有机污染物在环境单元中的转化系数 D_i 可以用 $D_i = V_i Z_i(T) \mu_i(T)^{[4]}$ ($i = W, A, S$) 计算, 其中 $\mu_i(T)$ 是温度 T 下的表观转化速率系数 (h^{-1}), 其值可以由 Arrhenius 方程给出^[2]:

$$\mu_i(T) = \mu_i(T_r) \exp \left[\frac{-A_{ie}}{R} \left(\frac{1}{T} - \frac{1}{T_r} \right) \right] \quad (7)$$

式中, $\mu_i(T_r)$ 是参考温度 T_r 时有机污染物的表观转化速率系数, A_{ie} 是转化过程的 Arrhenius 活化能 ($\text{J} \cdot \text{mol}^{-1}$).

气-水界面的挥发系数 $D_V = A_W K_V Z_W^{[4]}$, 其中 A_W 是水的表面积 (m^2), K_V 是总水相传质系数 ($\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$). K_V 可以由 Southworth 提出的估算有机污染物挥发速率的方法计算^[6]:

$$K_V = \frac{K_{AW} k_A k_W}{K_{AW} k_A + k_W} \quad (8)$$

式中, k_W 、 k_A 分别是液相和气相传质系数 ($\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$); $K_{AW} = K_H/RT = Z_A/Z_W$, 是气/水分配系数, 也是无因次亨利定律常数. 关于 k_A , Southworth 方程为:

$$k_A = 11.375 (V_{\text{wind}} + V_{\text{curr}}) \sqrt{18/M} \quad (9)$$

式中, V_{wind} 和 V_{curr} 分别是风速 ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) 和河流流速 ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$), M 是污染物的分子量 ($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$). 当 $V_{\text{wind}} < 1.9 \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时, k_W 可用下式计算:

$$k_W = 0.2351 \left[\frac{V_{\text{curr}}^{0.969}}{h_W^{0.673}} \right] \sqrt{32/M} \quad (10)$$

当 $1.9 < V_{\text{wind}} < 5 \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时,

$$\begin{aligned} k_W = & 0.2351 \left[\frac{V_{\text{curr}}^{0.969}}{h_W^{0.673}} \right] \sqrt{32/M} \exp \\ & [0.526(V_{\text{wind}} - 1.9)] \end{aligned} \quad (11)$$

水-沉积物界面的扩散系数 $D_T = A_S Z_W K_T^{[4]}$, 其中 K_T 是水-沉积物界面的总水相扩散系数 ($\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$), 与式(8)类似, K_T 可由下式计算:

$$K_T = \frac{K' k_W k_S}{k_W + K' k_S} \quad (12)$$

式中, $K' = (1 - \eta) \rho_s K_d + \eta$ 是污染物的整体水-沉积物的分配系数; η 是沉积物的孔隙率; ρ_s 是沉积物的密度 ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$); K_d 是水-沉积物分配系数 ($\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$); $k_W = d_{BW}/\delta_W$, $k_S = d_{BS}/\delta_S$ 分别是水相和沉积物相传质系数 ($\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$), δ_W 和 δ_S 分别是水相和沉积物相边界层厚度 (m), d_{BW} 和 d_{BS} 分别是水相和沉积物相扩散系数 ($\text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$). d_{BW} 可以用 Wilke-Chang 表达式计算^[2]:

$$d_{BW} = 2.664 \times 10^{-8} \frac{(\phi_W m_W)^{0.5} T}{\mu_W v_C^{0.6}} \quad (13)$$

沉积物的扩散系数 d_{BS} 由下式计算^[7]:

$$d_{BS} = d_{BW}(T) \frac{\eta^2}{(1 - \eta) \rho_s K_d + \eta} \quad (14)$$

式中, ϕ_W 是溶液缔合系数, 水为 2.26^[8]; m_W 是水

的摩尔质量($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$), μ_{W} 是水的粘度($\text{mPa} \cdot \text{s}$), v_c 是污染物的摩尔体积($\text{cm}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$). 其它参数的计算见参考文献[4].

3 模型应用

3.1 模型计算

利用上面建立的逸度模型, 对 $\gamma\text{-HCH}$ 在辽河下游的长期动态变化进行了模拟计算, 并与实测数据进行比较, 对模型的合理性进行了验证. 模型计算时采用的 $\gamma\text{-HCH}$ 物理化学性质如下^[9]: 分子量 $290.85 \text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$, 摩尔体积 $179.5 \text{cm}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$, $\log K_{\text{OW}}$ 3.70, 25℃时水中的溶解度为 $7.3 \text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, 蒸气压 0.00737Pa . 挥发焓 ($\Delta H_{\text{V}} - H_{\text{S}}$) $61.4 \text{kJ} \cdot \text{mol}^{-1}$ ^[10], 空气、水和沉积物中的转化半衰期分别为 2300h ^[11]、 4950h ^[9] 和 17500h ^[9], Arrhenius 活化能分别为 $14.2 \text{kJ} \cdot \text{mol}^{-1}$ ^[11]、 $84.6 \text{kJ} \cdot \text{mol}^{-1}$ ^[12] 和 $46.0 \text{kJ} \cdot \text{mol}^{-1}$ ^[13].

1998~1999 年, 对辽河下游水体和沉积物中多

表 1 沈阳月平均气温和计算取值¹⁾

Table 1 Average temperature of each month of Shenyang City and the value in simulation

月份	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
$t/^\circ\text{C}$	-12.0	-8.4	0.1	9.3	16.9	21.5	24.6	23.5	17.2	9.4	0.0	-8.5
计算取值/K			273	282	290	295	298	297	290	283	273	

1) 月平均气温数据来源于中国科学院地理科学与资源研究所中国自然资源数据库

假设环境体系处于静态, 不进行计算.

由于 80 年代初我国已停止使用 $\gamma\text{-HCH}$, 辽河下游没有明确的点污染源, 计算时 E_{W} 取为 0. 模拟时以第一次调查的采样日期 (1998-05) 作为计算的初始时刻, $\gamma\text{-HCH}$ 在 L01~L04 采样点的实测结果作为模拟的背景浓度, 具体如下: 水中分别为 40.3 、 40.0 、 32.8 和 $31.5 \text{ng} \cdot \text{L}^{-1}$, 沉积物为 0.36 、 0.79 、 0.31 和 $0.25 \text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ^[14]. 其它 4 次的调查结果并未用于建模过程, 仅用于同估算值的对比来进行模型验证.

3.2 参数计算结果

图 1~2 是逸度容量和速率系数的计算结果, 由于沉积物与水中悬浮物的逸度容量相等, 图 1 仅显示了 Z_{S} 的曲线. 从图 1 可以看出: ①各单元的逸度容量与温度的变化负相关, 即温度越低, 环境单元容纳 $\gamma\text{-HCH}$ 的能力越强; ②在计算温度范围内 (273~298K), Z_{A} 与 $1/T$ 成正比, 变化很小, 仅减少了 8.4%, 而 Z_{W} 、 Z_{S} 和 Z_{P} 与亨利定律常数成反比, 减少了 89.7%. Z_i/Z_{A} ($i = \text{W, P, S}$) 随温度的降低而增

氯有机物的残留情况进行了 5 次调查^[14, 15], 河段或单元世界的划分就按采样点的分布来确定. 该调查共布设了 4 处采样点, 即辽河在新民市入口处的巨流河大桥 (L01), 新民出口处的毓宝台大桥 (L02), 满都户大桥 (L03), 六间房的张荒地大桥 (L04). 文中以 L01 的监测数据代表上游的污染状况, 新民以下则分为 L02~L04 共 3 个河段, 每个河段包括空气、水体和沉积物 3 个环境单元, L02~L04 的监测数据分别代表 3 个河段的污染情况.

根据河段的划分情况, 评估区域的环境数据统计如下: ①环境单元的长度取为 60km, 宽度 229m ^[16]; ②沉积物单元有效厚度取为 0.1m, 孔隙率 0.85, 有机碳含量 0.31%^[15]; ③水体单元深度 2.13m ^[16], 流量 $208 \text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ^[17], 悬浮物浓度 $1045 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[18], 假设有机碳含量与沉积物的相同; ④空气单元的高度取为 66m, 空气中悬浮微粒的浓度取为 $0.1 \text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$, 降雨量 $0.6 \text{m} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[17], 平均风速 $3.0 \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$, 环境温度的取值见表 1. 当温度低于 0℃时,

加表明, 在一个平衡或近平衡的环境体系中, 当温度降低时, 污染物从空气向水和沉积物中富集.

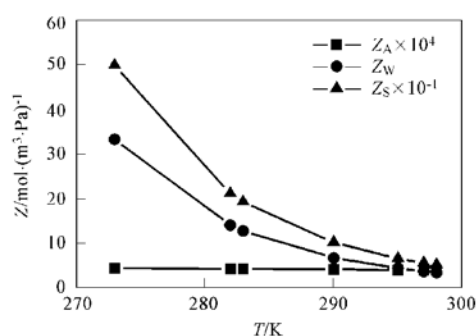


图 1 $\gamma\text{-HCH}$ 的逸度容量

Fig. 1 The fugacity capacity of $\gamma\text{-HCH}$

由图 2 可以看出, $\gamma\text{-HCH}$ 的速率系数与温度变化正相关, 当温度从 273K 增加到 298K 时, μ_{W} 、 K_{V} 、 μ_{S} 、 K_{T} 和 μ_{A} 分别增加了 22.0、7.9、4.5、1.6 和 0.69 倍. 各环境过程 $\gamma\text{-HCH}$ 的半衰期可以由速率系数计算得出, 分别为 $t_{1/2} = 0.693/\mu$ 和 $t_{1/2} = 0.693h_{\text{W}}/K$. 当温度由 298K 降到 273K 时, 空气、

沉积物和水中的转化半衰期的变化为 2 300 ~ 3 893h、17 500 ~ 96 250h 和 4 950 ~ 113 607h, 挥发和扩散过程的半衰期则为 1 320 ~ 11 715h 和 1 750 ~ 4 570h. 从上述的参数计算结果可以看出, 环境温度的变化范围虽小, 但对环境单元容纳、转化和传递有机污染物的能力具有重要的影响, 不容忽视.

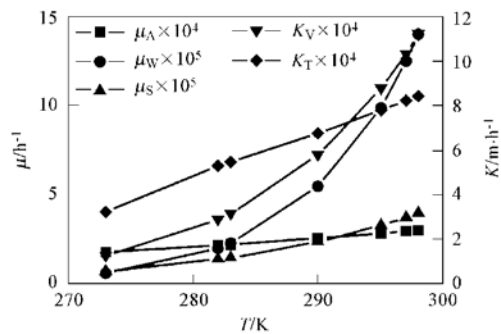


图 2 γ -HCH 的速率系数

Fig. 2 The rate coefficients of γ -HCH

图 3 显示了逸度模型的 D 或 B 参数随温度变化的情况. 由于按通量计算的 D 或 B 参数与逸度容量 Z 成正比^[4], D_{AD} 、 D_I 、 D_X 、 B_M 、 B_D 和 B_R 等随温度的升高而降低. 按速率系数计算的则与 KZ 或 μZ 成正比^[4], 如果温度对速率系数的影响程度超过了对逸度容量的影响, D 或 B 参数, 如水和空气的转化系数 B_W 和 B_A , 与温度正相关; 反之, 则与温度负相关.

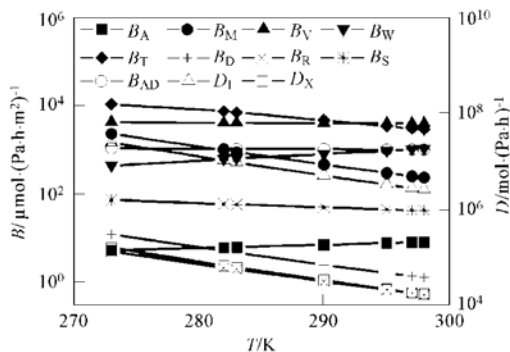


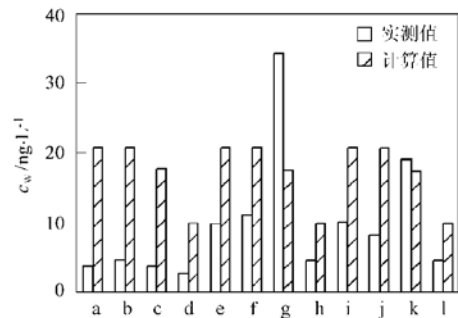
图 3 γ -HCH 的 D 和 B 参数

Fig. 3 The D and B parameters of γ -HCH

3.3 结果和验证

L02~ L04 河段 γ -HCH 的计算值与实测值的比较见图 4~ 5, 水和沉积物中的长期浓度变化见图 6~ 7. 由图 4~ 5 可以看出, 水中 γ -HCH 的计算值普遍高于实测值, 偏差最大的是 L02 点(1998-12)的 5.6 倍; L02 河段沉积物中 γ -HCH 的实测值大于计算值, 其它河段的结果则较接近, 最大偏差为 5.4

倍, 同样出现在 L02 点(1999-06). 考虑区域环境的复杂多样性使模型受到多种因素的影响, 模型计算结果的偏差在一个数量级之内都是比较合理的, 因此可以认为计算值与实测值吻合较好, 预测结果较为可信.



a: L02(1998-12) b: L02(1999-04) c: L02(1999-06) d: L02(1999-10) e: L03(1998-12) f: L03(1999-04) g: L03(1999-06) h: L03(1999-10) i: L04(1998-12) j: L04(1999-04) k: L04(1999-06) l: L04(1999-10)

图 4 水中采样点 γ -HCH 测量值和计算值

Fig. 4 The observed and calculated concentration of γ -HCH in the water sampling station

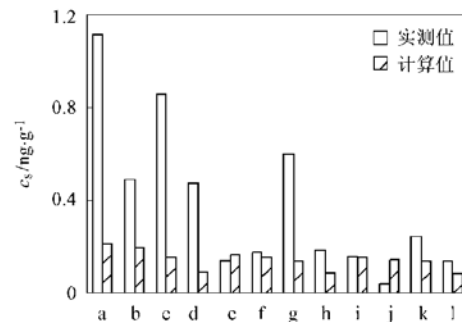


图 5 沉积物采样点 γ -HCH 测量值和计算值(图注同图 4)

Fig. 5 The observed and calculated concentration of γ -HCH in the sediment sampling station

由图 6~ 7 可以看出: 上游和 L02 河段沉积物中 γ -HCH 的浓度值较高, 使水单元的浓度开始时略有上升; 由于温度变化的影响, 浓度曲线的下降速率并不连续, 而是按年周期性变化. 3 个河段 γ -HCH 的浓度下降 99% 的时间, 按 L02~ L04 的次序递增, 其中 L02 河段沉积物单元为 42 200h(4.8a), 时间最短, 其它都在 52 000h(5.9a)~ 53 600h(6.1a) 之间.

4 结论

以 Mackay^[3]的工作为基础, 建立了依赖于温度的河流动态逸度模型, 其中亨利定律常数和转化速率系数都是温度的函数, 逸度容量和 D 、 B 参数随

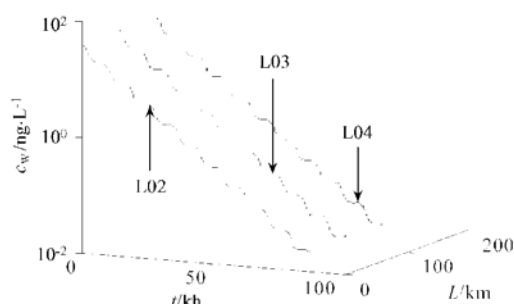


图 6 辽河水体中 γ -HCH 的浓度变化规律

Fig. 6 Variation in concentration of γ -HCH in the water of Liao River

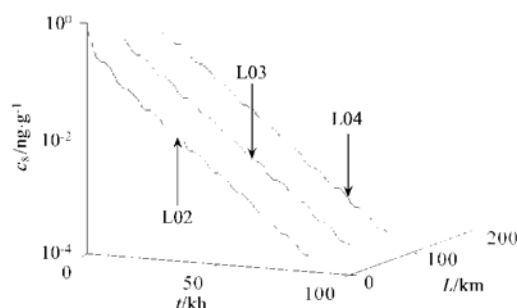


图 7 辽河沉积物中 γ -HCH 的浓度变化规律

Fig. 7 Variation in concentration of γ -HCH in the bottom sediment of Liao River

温度变化. 为了检验模型的合理性, 对辽河下游残留 γ -HCH 在水体和沉积物中的长期浓度变化进行了模拟计算, 结果表明: ①逸度容量与温度负相关, 速率系数则相反, 当环境温度从 273K 升高到 298K 时, 空气、水和沉积物单元的逸度容量分别减少了 8.4%、89.7% 和 89.7%, μ_w 、 K_v 、 μ_s 、 K_T 和 μ_A 分别增加了 22.0、7.9、4.5、1.6 和 0.69 倍; ②模型计算值与实测值在数量级上吻合较好, 最大偏差 5.6 倍, 预测结果较为可信. 所构建的动态逸度模型可以较为准确地描述残留 POPs 在河流水体和沉积物中的长期浓度变化规律, 预测受污染河流的恢复情况.

参考文献:

- [1] Mackay D. Finding fugacity feasible [J]. Environ. Sci. Technol., 1979, **13** (10): 1218~1223.
- [2] Paraiiba L C, Bru R, Carrasco J M. Level IV fugacity model depending on temperature by a periodic control system [J]. Ecological Modelling, 2002, **147** (3): 221~232.
- [3] Mackay D, Paterson S, Joy M. A quantitative water air sediment interaction (QWASI) fugacity model for describing the fate of chemicals in rivers [J]. Chemosphere, 1983, **12** (9): 1193~1208.
- [4] Mackay D, Joy M, Paterson S. A quantitative water air sediment interaction (QWASI) fugacity model for describing the fate of chemicals in lakes [J]. Chemosphere, 1983, **12** (7/8): 981~997.
- [5] Schwarzenbach R P, Gschwend P M, Imboden D M. Environmental Organic Chemistry [M]. New York: John Wiley, 2003. 199.
- [6] Southworth G R. The role of volatilization in removing polycyclic aromatic hydrocarbons from aquatic environments [J]. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1979, **21** (4): 507~514.
- [7] Wu S C, Gschwend P M. Numerical modeling of sorption kinetics of organic compounds to soil and sediment particles [J]. Water Resources Res., 1988, **24** (8): 1373~1383.
- [8] Hayduk W, Laudie H. Prediction of diffusion coefficients for nonelectrolysis in dilute aqueous solution [J]. AIChE J., 1974, **20** (3): 611~615.
- [9] Mackay D, Shiu W Y, Ma K C. Physical-chemical properties and environmental fate handbook [M]. Chapman & Hall/CRCnetBASE, 2000.
- [10] Sahsuvar L, Helm P A, et al. Henry's law constants for α -, β -, and γ -hexachlorocyclohexanes (HCHs) as a function of temperature and revised estimates of gas exchange in Arctic regions [J]. Atmospheric Environment, 2003, **37** (7): 983~992.
- [11] Brubaker W W J R, Hites R A. OH reaction kinetics of gas-phase α - and β -hexachlorocyclohexane and hexachlorobenzene [J]. Environ. Sci. Technol., 1998, **32** (6): 766~769.
- [12] Ngabe B, Bidleman T F, Falconer R L. Base hydrolysis of α - and β -hexachlorocyclohexanes [J]. Environ. Sci. Technol., 1993, **27** (9): 1930~1933.
- [13] Khan Z A, Misra B M, Raghu K. Thermodynamics of interaction of lindane on Silt Loam and Silty Clay Loam Indian soils [J]. J. Environ. Sci. Health, 1996, **B31** (5): 1015~1027.
- [14] Platzer B, Martens D, Jiang X, et al. Chlorinated hydrocarbons and Other Selected Pollutants in Parts of the Yangtze and Liao River—Comparison and Evaluation of Results Obtained by All Project Participants, On the Presence of Polychlorinated Organic Compounds in the Liao River and Yangtze River in Eastern China (Gawlik, B M, Platzer B, Muntau H. eds) [R]. Italy: Europe Commission, Joint Research Center, Environmental Institute, EUR 18702 EN, 1999. 97~144.
- [15] Gawlik B M, Platzer B, Muntau H. Annex, Monitoring of Chlorinated and Other Organic Trace Contaminants in Selected Stretches of the Liao and Yangtze River (China) [R]. Italy: Joint Research Center, European Commission, EUR 19531 EN, 2000. 245~332.
- [16] 谢功生, 汪世伦. 关于辽河中下游河道演变及整治的探讨 [J]. 水利管理技术, 1997, **17** (6): 50~53.
- [17] 李立平, 王海红, 随秀英. 辽河流域辽宁省内水文特性浅析 [J]. 东北水利水电, 2001, **19** (8): 38~39.
- [18] 杨凤江, 徐文丰. 辽河新民段水质污染状况调查与分析 [J]. 环境保护科学, 2000, **26** (102): 30~32.