

## 降雨-径流-土壤混合层深度研究进展

张亚丽<sup>1,2,3</sup>, 李怀恩<sup>1</sup>, 张兴昌<sup>3</sup>, 孟庆香<sup>2\*</sup>

(1. 西安理工大学西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 西安 710048; 2. 河南农业大学资环学院, 郑州 450002;  
3. 中国科学院水利部水土保持研究所黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 杨凌 712100)

**摘要:** 降雨-径流-土壤混合层深度是模拟表层土壤-水-化学物质混合体内微观机制和宏观行为的一个重要参数。该文对混合层深度的基础理论以及实际应用等进行了综述, 探讨了存在的问题和今后的方向研究。混合层深度受降雨因素、下垫面条件和溶质性质等影响, 有关的概念和模型主要包括完全混合深度、不完全混合深度、有效作用深度、有效传递深度和等效径流迁移深度等, 一般均采用示踪法和率定模型法确定, 主要用于模拟土壤溶质随地表径流迁移过程、估算非点源污染物输出负荷和衡量土壤养分有效性。今后应扩大试验模拟和理论研究的尺度和对象, 加强混合层深度和溶质径流迁移过程对近地表土壤水文条件和土壤侵蚀的响应研究, 用混合层深度模型或确定各区域适宜的深度值代替非点源污染模型中的 1.0 cm 深度, 以提高模拟精度。

**关键词:** 降雨径流; 土壤化学物质; 混合层深度; 非点源污染

**中图分类号:** S159.1

**文献标识码:** A

**文章编号:** 1002-6819(2007)9-0283-08

张亚丽, 李怀恩, 张兴昌, 等. 降雨-径流-土壤混合层深度研究进展[J]. 农业工程学报, 2007, 23(9): 283-290.

Zhang Yali, Li Huai'en, Zhang Xingchang, et al. Review on the mixing zone depth of rainfall-runoff-soil interaction [J]. Transactions of the CSAE, 2007, 23(9): 283-290. (in Chinese with English abstract)

### 0 引言

随着工业点源污染控制水平的提高, 非点源污染已成为水环境污染的主要来源, 其中农业非点源污染最为普遍, 并构成当今世界水质恶化的第一大威胁<sup>[1-3]</sup>。农业非点源污染物来自于土壤圈中的农业化学物质, 因而其形成、迁移过程实质上是污染物在降雨或排水条件下从土壤圈向其他圈层, 尤其是水圈扩散的过程<sup>[4]</sup>。在降雨过程中, 土壤在雨滴打击及径流冲刷作用下, 形成一定深度的混合层。土壤化学物质能够参与径流流失的土层厚度, 被称为降雨-径流-土壤混合层深度(简称混合层深度)<sup>[2,5-7]</sup>。混合层深度研究是环境科学、水文学、土壤化学、土壤学及生态学等的学科交叉点, 包含了化学物产生、迁移和转化的水文、物理和化学过程, 属于坡面溶质迁移和非点源污染物输出的机理研究, 因而被广

泛应用在溶质迁移模型和一些机理(或半机理)型非点源污染模型中<sup>[6-14]</sup>。现针对近年来混合层深度的研究现状和进展进行综述, 提出今后的研究方向, 以期为其在农业生产、水土保持与水环境治理方面的应用提供理论依据。

### 1 混合层深度基础研究

#### 1.1 混合层深度的概念、含义和模型

混合层深度的概念是在土壤可溶性物质随径流迁移的研究中被提出的, 国外关于混合层深度的集中研究主要集中于 20 世纪 70 年代~90 年代初。早在 1967 年, Huff 和 Kruger 在分析流域内放射性悬浮微粒迁移时, 认为与水相互作用的表层土壤是土壤颗粒的“有效”部分<sup>[5]</sup>。随后, Bailey<sup>[14]</sup>、Frere<sup>[8]</sup>和 Donigian 等<sup>[7]</sup>提出在土壤表层存在一定厚度的混合层(Mixing Zone), 该层内的土壤可以与降雨、径流相互作用, 导致混和层内的溶解态化学物质以一定的比例和模式分别进入到入渗水、径流水和土壤水中。随着人们对降雨-径流-溶质迁移过程认识的不断深入, 混合层深度的概念和含义也逐步得到发展。

1) 完全混合深度(Uniform and Complete Mixing Depth)

在研发农业径流管理模型 ARM 中, Donigian 等<sup>[7]</sup>提出假定混合层内雨水与土壤水完全混合。因此, 径流、入渗水、土壤水中化学物迁移量与水量成正比, 即三者

收稿日期: 2006-09-11 修订日期: 2007-01-10

基金项目: 国家自然科学基金(90610030); 陕西省教育厅省级重点实验室重点科研计划项目(05JS35); 国家科技攻关计划(2006); 西安理工大学优秀博士学位论文基金(106-210623)

作者简介: 张亚丽(1976-), 女, 河南南阳人, 博士, 主要从事农业非点源污染机理和土壤溶质迁移方面的研究。西安 西安理工大学西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 710048。

Email: skyali@126.com

\*通讯作者: 孟庆香(1977-), 女, 河南新乡人, 博士, 主要从事土地资源和生态环境保护、评价方面的研究。郑州 河南农业大学资环学院, 450002。Email: qxmeng@126.com

的浓度相等。混合层深度被称为“完全混合深度”,其混和层概念如图 1 所示<sup>[15]</sup>。

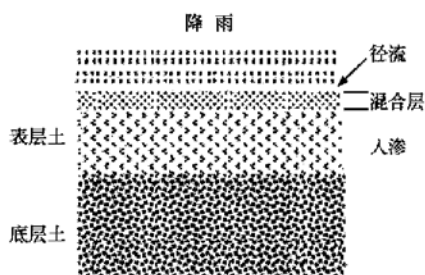


图 1 雨水与土壤液相完全混和层概念图

Fig. 1 A schematic diagram illustrating the concept of a thin zone of complete mixing between rainwater and soil solution

## 2) 不完全混合深度(Uniform but Incomplete, or Nonuniform and Incomplete Mixing Depth)

Frere<sup>[10]</sup>、Ingram 和 Woolhiser<sup>[16]</sup>发现径流溶质浓度远低于土壤溶质浓度,于是提出不完全混合深度概念,认为土壤溶质浓度与透过此层而渗入的水分浓度相同,而与径流浓度成一定比例。此后,他们又提出径流水、土壤水和入渗水完全不混合,径流水浓度和入渗水浓度分别与土壤水浓度呈一定的比例<sup>[17,18]</sup>,这样使模拟结果更加合理。

## 3) 降雨-径流-土壤溶质有效作用深度(Effective Depth of Interaction, EDI)

Ahuja 和 Sharpley 等<sup>[19]</sup>将<sup>32</sup>P 放置在不同深度的饱和土壤里,发现放置于土壤表层的<sup>32</sup>P 进入径流的几率最大,随着深度增加进入径流的几率呈指数递减,于是提出了有效混合作用深度(EDI)概念。EDI 并不是实际土壤厚度,而是一个概化性的厚度,同样假定在 EDI 内的溶质是均匀分布且完全混合。他们将径流<sup>32</sup>P 的平均浓度与<sup>32</sup>P 的放置深度之间建立关系,然后利用放置于土表<sup>32</sup>P 的径流平均浓度去除而得到 EDI,实际上就是认为在 EDI 内土壤溶质参与径流迁移的几率相同。根据实测资料,他们利用完全混合深度模型进行反求 EDI,又利用所求的 EDI 对自由入渗条件下饱和土壤的径流溶质进行模拟,发现 EDI 随时间有所增加<sup>[20]</sup>。Sharpley<sup>[21]</sup>利用解吸方程推求径流溶质浓度,EDI 是根据土壤侵蚀方程确定的。他通过研究不同因素对 EDI 的影响,结合大田试验修正结果建立了土壤可溶性养分与径流相互作用模型

$$N_r = \frac{K N_0 EDI B D t^\alpha W^\beta}{V} \quad (1)$$

式中  $N_r$ ——径流中土壤可溶性养分的浓度,mg/L;  
 $t$ ——降雨历时,min;  $EDI$ ——土壤表层可溶性养分与

径流相互作用深度,cm;  $BD$ ——表层土壤容重,  $g/cm^3$ ;  $V$ ——产流期径流深,cm;  $N_0$ ——土壤初始可溶性养分含量,mg/kg;  $W$ ——初始表层土壤水分含量,%;  $K, \beta, \alpha$ ——模型参数。同时,Sharpley 又将该模型应用到有效 P、有效 K 及有机氮与径流相互作用方面。由于该模型是经验模型,缺乏一定的理论基础且参数不易获得,没有得到广泛的应用。张兴昌<sup>[22]</sup>根据<sup>15</sup>N 示踪试验结果对上述模型进行了修改,分别建立了土壤硝态氮、铵态氮与径流的相互作用模型,在模型中首次引入了植被覆盖度和降雨强度 2 个因子,研究了降雨强度、植被覆盖度和坡度对 EDI 的影响,分别确定了硝态氮和铵态氮 EDI 的模型参数。

## 4) 有效传递深度(Effective Depth of Transport, EDT)

Wallach<sup>[23]</sup>对不透水情况下饱和土壤溶质的运移特性进行了分析研究,根据饱和土壤溶质运移方程求得土壤溶质剖面。他认为土壤溶质是通过质量传递进入地表径流,提出有效传递深度概念。他首先假定这一深度内任一时刻土壤溶质都均匀分布且等于土壤表面的溶质浓度;假定土壤表面径流是由层流和紊流组成,土壤溶质通过质量传递进入地表径流。将径流浓度与土壤溶质通过质量传递系数建立关系,结合表面水流特性,推出有效传递深度。

$$EDT = -\frac{\alpha}{h} + b\left(\frac{D_t}{K_l}\right)^{\frac{1}{2}} \quad K_l < \infty \quad (2)$$

$$EDT = 2\left(\frac{D_t}{K_l}\right)^{\frac{1}{2}} \quad K_l \rightarrow \infty \quad (3)$$

式中  $EDT$ ——有效传递深度,cm;  $K_l$ ——传递系数,若径流浓度小于土壤溶质浓度,则  $K_l < \infty$ ,若径流溶质浓度与土壤溶质浓度瞬时达到平衡,则  $K_l \rightarrow \infty$ ;  $D_t$ ——分子扩散系数;  $h = K_l/D_t$ ;  $\alpha, b$ ——参数。

## 5) 等效径流迁移深度(Effective Depth of Transport by Runoff, EDR)

王全九<sup>[24]</sup>利用实验资料对完全与不完全混合模型进行率定,结果表明无论完全混合模型还是不完全混合模型,都不能很好描述黄土地区土壤溶质随地表径流迁移过程。为了便于应用概率密度函数,他根据黄土地区的具体特点,提出等效径流迁移深度概念,认为土壤有效混合深度包括了随土壤下渗水迁移的溶质量和随径流迁移的溶质量。随径流迁移的溶质量在研究中是最为关注的,而在土层深厚的黄土地区随下渗水迁移的溶质量则次之。把土壤溶质随下渗水及地表径流迁移看成 2 个相互独立的过程,也就是把有效混合深度分成 2 部分:一部分称为等效入渗深度,另一部分称为等效径流迁移深度,后一深度内的溶质只参与径流迁移,不参与

随入渗水的迁移。他以后者为研究对象,发现其与降雨强度、降雨高度和径流平均浓度之间有很好的变化规律。由于等效径流迁移深度只涉及径流溶质迁移过程,因此可根据溶质径流迁移总量来求得。

(1) 如果建模时只考虑溶质迁移总量,而不考虑浓度,则可用下式确定混和层深度

$$h_d = \frac{W_{\text{总}}}{\rho_s C_o A} \quad (4)$$

式中  $h_d$ ——等效径流迁移深度, cm;  $W_{\text{总}}$ ——径流迁移溶质总量, mg;  $\rho_s$ ——土壤容重, g/cm<sup>3</sup>;  $C_o$ ——土壤溶质初始含量, mg/kg;  $A$ ——土壤表面积, cm<sup>2</sup>。

(2) 如果建模时需要考虑产流时刻土壤溶质浓度,则可通过率定模型来确定等效径流迁移深度,即

$$h_d = \frac{W_{\text{总}}}{C_o(\theta_s + \rho_s K_d) A} \quad (5)$$

式中  $\theta_s$ ——土壤饱和含水率, g/g;  $K_d$ ——吸附系数, cm<sup>3</sup>/g; 其余符号同上。

上述混合层深度概念和模型间的区别主要有两个方面: 其一, 混合层内雨水、土壤水和入渗水混合的程度; 其二, 混合层内溶质向地表径流迁移的动力机制。降雨过程中, 由于雨滴打击形成的扰动程度随土层深度增加而衰减, 导致降雨与土壤溶液的混合程度随土层减弱, 此外土壤大块中的土壤溶质不容易瞬时与雨水混合, 所以不完全混合模型比完全混合模型更为合理。一般说来, 混合层内溶质进入地表径流主要包括对流、弥散和解吸作用等机制<sup>[23]</sup>, 单从某一种机制出发研究混合层内溶质的施放机理是不全面的。上述一些模型把土壤黏粒对溶质的吸附看成是等温线性平衡。实际上表层土壤在雨滴打击及径流冲刷作用下, 很难达到解吸与吸附的瞬时平衡。Wallach<sup>[25]</sup>认为吸附是一阶动力吸附, 利用一阶动力吸附进行模拟研究, 达到较好效果。

## 1.2 混合层深度研究方法

国内外对混合层深度的研究大多是利用示踪法进行模拟降雨试验, 通过研究示踪剂的施放位置与径流中示踪剂含量的相关关系, 建立混合层深度的模拟模型。如 Ahuja<sup>[19, 20]</sup>等人利用<sup>32</sup>P 进行降雨-径流-土壤相互作用深度的试验, 利用 Br<sup>-</sup> 为示踪剂研究透水状况对 EDI 的影响。Snyder 和 Woolhiser<sup>[18]</sup>在长×宽×高=200 cm×10 cm×30 cm 的土槽上进行降雨试验, 研究饱和和沙土且无入渗条件下, 染色剂 Pontacyl Brilliant Pink-B dye 随径流的迁移过程, 结果表明径流溶质浓度随雨滴动能的增加而增加, 而入渗率的增加使径流溶质浓度减少。Heathman<sup>[26]</sup>利用长×宽×高=100 cm×15 cm×25 cm 的土槽, 分别研究了两种土壤(细砂壤土和粉质黏壤土)在4种土壤初始含水率(wet, moist,

air-dry and wet-dried+tilled) 条件下土壤 KBr 随径流的迁移情况, 结果表明前期含水率高的土壤 Br<sup>-</sup> 流失量最多, 随着前期含水率降低, Br<sup>-</sup> 流失量减少, K<sup>+</sup> 的流失规律与 Br<sup>-</sup> 类似。通过室内外试验的对比分析, 他提出田间草地覆盖使地表粗糙度增加, 导致混和层深度大于室内裸地试验。Havis 和 Smith<sup>[27]</sup>分别研究了入渗和无入渗条件下 KBr 随地面径流的迁移过程, 结果表明入渗条件下混和层深度为 0.52~0.57 cm, 小于无入渗条件下混和层深度(0.90~1.0 cm)。Zhang<sup>[28]</sup>等将石膏(CaSO<sub>4</sub>·2H<sub>2</sub>O)放置在土层下5 mm深处, 进行人工降雨试验, 认为有效混合层厚度小于3~4 mm, 同时提出混合层以下的溶质也有可能迁移到径流中。张兴昌<sup>[22]</sup>利用<sup>15</sup>N 为示踪剂研究了黄土区降雨、径流与土壤矿质氮的作用深度。

一些学者则将化学物质施入土壤, 通过模拟降雨试验, 利用试验资料对模拟模型进行率定, 反推出混合层深度。如 Ingram<sup>[16]</sup>通过降雨试验模拟 CaSO<sub>4</sub> 的流失情况, 估计混合层深度为 1~3 cm。Heathman<sup>[29]</sup>利用 Baker 等<sup>[30]</sup>的试验数据, 以4种除草剂(atrazine, alachlor, propachlor 和 cyanazine)和 K<sup>+</sup>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 和 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 等为研究对象对不完全混合模型进行率定。王全九<sup>[31]</sup>将一定量工业 KCl 掺入黄土, 利用不同降雨强度和降雨高度模拟不同降雨动能对溶质径流流失的影响。王辉通过在黄土坡地拌施 N、P 和 K 肥, 利用不完全混合模型反推出有效混合深度<sup>[32]</sup>。张亚丽通过研究黄土坡地土壤矿质氮素地表流失和入渗的动态变化, 提出对施肥试验和不施肥试验分别用拐点法和反推法确定 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的 EDI<sup>[33]</sup>, 确定结果与野外<sup>15</sup>N 示踪试验的结果比较接近。总之, 混合层机理研究主要通过室内试验完成, 都是以室内一维或二维小坡面为研究对象; 野外率定试验基于单一小坡面, 通过同步监测径流量和水质资料来率定混合层模型, 尚缺乏在流域范围内的系统研究。

## 1.3 混合层深度影响因素

土壤溶质随地表径流迁移是一个十分复杂的过程, 受众多因素的影响, 如降雨特性、下垫面特性、植被条件、土壤抗蚀性、溶质的物理化学特性及环境温度等。直接的决定因素是溶质、土体和水三者, 其中溶质是研究的主要对象; 土体是土壤溶质寄存和运动的空间介质体, 也是径流溶质的供给源; 水是土壤溶质的溶剂和载体, 也是溶质随地表径流迁移的驱动者<sup>[2, 34]</sup>。混合层深度在一定程度上也反映了上述因素对土壤溶质迁移过程的综合影响。

研究表明混合层深度随降雨因素(降雨强度、时间

和径流能量)、坡度、地表覆盖度和土壤前期含水率增加而增加,随土壤入渗率增加而减小<sup>[15-17,26-29,34]</sup>。溶质性质不同,混合层深度也不同。张兴昌<sup>[22]</sup>根据<sup>15</sup>N 示踪试验结果,发现黄绵土硝态氮 EDI 大于铵态氮 EDI;王辉<sup>[32]</sup>利用等效混合深度模型反推出土壤养分的 EDI 值,得出不同养分的 EDI 值大小顺序是:硝态氮>钾>磷,砂黄土的 EDI 比嫄土大。张亚丽<sup>[35]</sup>利用长×宽×高=380 cm×30 cm×55 cm 的降雨土槽,发现降雨因素(降雨强度和时间)和地表覆盖因素(牧草覆盖和秸秆覆盖)对土壤矿质氮 EDI 影响显著,而同种施肥方式几乎不影响 EDI;同一坡面不同位置 EDI 深浅不一,基本都是坡中下部最深,坡顶较浅。今后应加强长坡地试验研究,以深入研究混合层深度的空间分异性。

## 2 混合层深度应用研究

### 2.1 混合层深度在径流溶质迁移过程模拟中的应用

混合层深度最初是在土壤溶质随地表径流的迁移模型中应用,它决定了参与径流迁移溶质的存在范围及其参与程度<sup>[6]</sup>。因此,许多研究者以表层土壤水分和溶质运移过程为研究对象,建立表层土壤溶质浓度与径流溶质浓度之间的关系,实现对径流溶质迁移过程的模拟。Ponce<sup>[36]</sup>研究发现径流中可溶性盐浓度与表层 0~0.25 cm 土壤盐浓度具有较好相关性,而与 0~3.0 cm 土层盐浓度的相关性较差。Haith<sup>[37]</sup>以表层 0.2~1.0 cm 土壤为研究对象,建立了杀虫剂随径流流失的数学模型。Ahuja 等<sup>[20]</sup>认为有效混和深度内土壤水和降雨水瞬时完全混合。如果不考虑水土流失和土壤溶质吸附,且土壤为饱和土,则有效混合深度内溶质浓度为

$$c(t) = c_0 \exp\left(-\frac{i}{EDI \times \theta_s} t\right) \quad (6)$$

式中  $c(t)$ ——径流溶质在  $t$  时刻的浓度,mg/L; $c_0$ ——土壤初始溶质浓度,mg/kg;  $EDI$ ——有效混合深度,cm;  $\theta_s$ ——土壤饱和含水量,cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>;  $i$ ——降雨强度,cm/min。

Ahuja<sup>[15]</sup>、Snyder 和 Woolhiser<sup>[18]</sup>发现土壤入渗能力对地面径流溶质的浓度影响很大,完全混合模型不严格。为了分别研究有效混合深度内的径流与入渗作用,假定径流和入渗过程均稳定,不考虑土壤溶质吸附且土壤为饱和土,根据质量平衡原理建立不完全混合模型<sup>[15]</sup>,可得径流溶质浓度变化过程:

$$\alpha c(t) = \alpha c_0 \exp\left[\frac{-[Yi - (Y - \alpha)Q]}{EDI \times \theta_s} t\right] \quad (7)$$

式中  $\alpha$ ——径流溶质浓度与土壤溶质浓度的比值; $Y$ ——入渗水溶质浓度与土壤溶质浓度的比值; $Q$ ——径流量,L;  $c(t)$ 、 $c_0$ 、 $i$ 、 $\theta_s$  意义同前式。

之后,研究学者更加注重从动力学机制描述混合层内溶质输出机制。Wallach<sup>[23]</sup>将表层径流视为一层很薄的积水层(不流动),把土壤溶质向径流的扩散看成是普通分子扩散,提出了溶质分子扩散模型。Ahuja<sup>[38]</sup>认为化学物质从土壤向地表径流的迁移过程是扰动和扩散的过程,可以看作一个加速扩散过程,而不是普通溶质分子扩散过程。他们假定雨滴打击作用对土壤溶质向径流加速扩散过程影响的最大土层厚度是 2.0 cm,提出了描述土壤溶质迁移过程的对流-扩散模型,模型中质量传递系数分别是机械扩散系数与分子扩散系数(或与加速扩散系数)之和;利用该模型模拟了文献[15]的试验结果,确定了分子扩散系数与加速扩散系数之间的关系。Parr<sup>[39]</sup>、Wallach<sup>[40]</sup>、Wallach<sup>[41]</sup>和 Wallach<sup>[6]</sup>以有效传递深度概念为基础,建立了土壤溶质迁移的对流-弥散方程,考虑土壤溶质在表层土和径流水边界层之间质量传递的限率,分析了降雨和灌溉条件下土壤溶质随地表径流迁移机制的不同。Zhang 等<sup>[42]</sup>提出了基于混合层概念的对流-弥散模型,预测径流中非反应性溶质的迁移过程,认为化学物质向径流迁移主要包括 2 个时间尺度过程:一是快速率过程,由于雨滴冲击的驱动,混合层中的溶质以指数形式快速溶解;二是慢速率过程,混合层以下的溶质以分子扩散和机械弥散为主的形式迁移到混合层中。混合层概念可以反映快速过程,而对流-弥散方程则描述了慢速过程。Gao 等<sup>[43]</sup>在混合层概念基础上,提出了由雨滴击溅作用形成并控制着土壤溶质向径流迁移的“交换层”概念,建立了基于雨滴击溅机理的溶质迁移模型。模型假定土壤表层化学物在雨滴打击作用下跃入径流,土壤深层的化学物通过扩散作用也迁移到表层。

以往研究中,国外学者大多利用指数函数描述饱和土壤或不考虑水土流失条件下的土壤溶质浓度变化过程<sup>[15,18,37]</sup>。王全九等<sup>[31]</sup>认为在干旱少雨与水土流失并重的黄土地区,幂函数能较好地描述径流溶质浓度。他们根据质量传递和质量平衡原理建立了以幂函数为特征,适合黄土区的等效对流质量传递模拟模型,描述非饱和条件下径流溶质浓度的变化过程。具体模型为

$$c(t) = \frac{K_m C_{so} \rho_b H_o}{r(t) (it_p + \rho_b \theta_s H_o)} t^b \quad (8)$$

式中  $c(t)$ —— $t$  时刻径流溶质浓度,mg/L;  $C_{so}$ ——初始土壤溶质含量,mg/kg;  $i$ ——降雨强度,cm/min;  $t_p$ ——产流时刻,min;  $\rho_b$ ——土壤容重,g/cm<sup>3</sup>;  $\theta_s$ ——土壤初始含水率,g/g;  $H_o$ ——等效混合深度,cm;  $r(t)$ ——径流流量,L/min;  $K_m$ ——质量传递系数。

王辉<sup>[44]</sup>分别采用指数形式和幂函数形式拟合了砂黄土径流磷和钾的浓度变化过程,证实以幂函数形式为

特征的模型能够较好地模拟黄土坡地非饱和条件下径流溶质浓度变化过程,但不能拟合初始阶段质量变化过程。他根据混合层内质量守恒定律,引入了土壤侵蚀影响因子,建立了一维坡面水蚀条件下土壤溶质随径流迁移模拟模型。该模型认为坡面径流速度快,产流后入渗和溶质扩散过程的速度相对缓慢,因此忽略入渗和溶质扩散过程对径流溶质浓度的影响<sup>[32]</sup>。由于黄土区土壤侵蚀严重且侵蚀类型复杂,今后应探讨室内一维坡面模拟结果在野外长坡地条件下的适用性,以进一步改进完善溶质迁移模型。

## 2.2 混合层深度在非点源污染机理研究和预报中的应用

在非点源污染研究中,如何实现污染物负荷的合理估算和预测,一直是环境学家研究的重点。许多研究者发现径流中污染物浓度与表层土壤污染物的含量直接相关<sup>[7-10]</sup>,这样就提供了一种结合当地土壤条件和水文特性预测地表径流污染物负荷量的方法。在一些机理(或半机理)非点源污染模型的研发初期,模型开发者在污染物迁移子模块中都采用了混合层深度的概念。诸如 Donigan 等<sup>[7]</sup>在研发农业径流管理模型 ARM 中,以 0.2~0.6 cm 厚度作为计算径流化学物浓度的参数。Leonard<sup>[45]</sup>采用建立 0~1.0 cm 土壤除草剂浓度与径流中浓度相关性的方法来预测除草剂随径流流失情况。后来,在计算化学物随地表径流和侵蚀泥沙迁移量时,这种方法又被应用到 CREAMS<sup>[9,10]</sup>、AGNPS<sup>[11]</sup>、SWAT<sup>[12]</sup>和 ANSWERS<sup>[13]</sup>等模型中。例如 CREAMS 模型<sup>[9,10]</sup>的作物养分子模块在计算地表氮渗入土壤时,假定 1.0 cm 表层土壤中溶解氮浓度的变化率与土壤和降雨氮的浓度之差成正比,农药子模块假定 1.0 cm 表层土壤中农药可能随地表径流迁移。SWAT2000 模型<sup>[12]</sup>在计算颗粒态营养物时,以表层 1.0 cm 土壤中养分含量和泥沙养分富集比为输入参数(如有机氮和吸附态 P);在计算溶解态营养物中,对可溶性 P 只计算表层 1.0 cm 土壤厚度内的流失量,对地表径流中硝酸盐的计算是以表层 1.0 cm 土壤水中硝酸盐的浓度为参数。

由于每一个模型都是通过研究特定区域而建立的,一般在与之相同或相似条件下的地区较为适用。最初采用的 1.0 cm 土层厚度只是一个近似值,是根据小坡长、低坡度(2%~4%)、裸地扰动饱和土壤且土壤侵蚀可忽略不计的试验数据反推而得。在其他地区使用上述模型时,应该验证 1.0 cm 厚度的适宜性并确定合适的深度。以黄土丘陵区为例,该区侵蚀类型复杂,是中国也是全球土壤侵蚀最严重的地方<sup>[46]</sup>。绝大多数沟头的溯源侵蚀很活跃,各地沟道的延伸速度一般是每年 3~5 m,最慢的每年延伸 1 m 左右,快的每年延伸 10 m 多,甚至

一场暴雨就使侵蚀沟延伸 10 m 甚至数百米<sup>[47]</sup>。加之黄土是垂直节理,遇水易分解,土壤包气带厚且缺水量大,水分入渗深度和入渗量大,水-土-养分混合体深度亦较大,上层土壤被剥蚀后,较深土层的化学物质也可能参与径流迁移。笔者通过黄绵土坡地<sup>15</sup>N 示踪试验,在地表径流液中监测到了施放在 8.0 cm 土层深度的<sup>15</sup>N。因此,今后在计算此类区域坡耕地的非点源污染负荷时,必须考虑土壤侵蚀对径流营养物浓度,尤其是吸附性营养物浓度的影响。

## 2.3 混合层深度在土壤侵蚀和养分有效性评价中的应用

参与径流流失的溶质除了存在于坡面表层易剥蚀土壤层外,还包括下层水土混合体内受到径流浸提溶解的溶质<sup>[9-12]</sup>,即混合层深度一定大于土壤表层被剥蚀的厚度。因此,Sharpley 等<sup>[34]</sup>认为可用混合层深度来预测土壤侵蚀量。由于确定混合层深度远比确定土壤侵蚀量复杂困难,因此这方面的应用并没有实际意义。不过混合层深度定义为参与径流损失的土层厚度,在一定程度上可以反映土壤养分流失的潜在风险,对衡量土壤养分有效性有一定的理论意义。张亚丽<sup>[48]</sup>通过人工草地试验,发现牧草覆盖使矿质氮 EDI 增加,但由于牧草覆盖具有一定的减蚀作用,相应也减少了地表径流和侵蚀泥沙中的养分流失量。因此,混合层深度在衡量土壤养分有效性时,与土壤养分的地表流失量结合分析更为合理。混合层是土壤养分流失的敏感土层,今后确定不同区域内各化学肥料的混合层深度,对指导农业施肥和提高土壤肥料利用率都将具有重要意义。

## 3 研究方向与展望

目前,国外对混合层深度已经有较深入的研究。国内有关混合层的研究主要集中在黄土丘陵区的基础研究,应用方面的研究尚处于起步阶段,其他区域与之有关的研究还未见报道。今后,关于混合层和混合层深度的研究重点主要包括以下方面。

### 3.1 扩大混合层的研究范围,加强混合层深度的基础研究

1) 加强野外长坡面和流域范围内溶质迁移的模拟试验和机理研究。现有研究主要针对一维或二维小坡面的扰动土壤,很少涉及到较大尺度范围内混合层溶质迁移的各种微观机制。为了使模拟结果更接近田间实际情况,有必要结合室内土壤水分和溶质迁移模拟实验,分析田间非扰动土壤溶质的输出特征(如溶质浓度和流失量的动态变化过程)、近地表土壤水文状况和溶质分布的时空分异性;引入比较成熟的随机理论和模糊数学等理论,建立溶质迁移的耦合模型,为混合层深度在较大



尺度范围的应用提供理论依据。

2) 扩大混合层内迁移溶质的研究对象。以往研究主要针对非反应性溶质或不考虑溶质迁移过程的化学变化和生物作用的影响,使研究问题大为简化。然而,作为土壤-植物-大气连续体上最为活跃的层次,混合层是土壤溶质跨介质迁移的通道,混合层内的化学反应和生物量的变化对溶质径流迁移过程和输出结果具有重要影响。今后应该将反应性溶质、溶质的形态转化和生物体的影响也纳为研究对象,将坡面流体动力学和土壤溶质迁移转化理论结合起来,力求在理论和方法上有所突破,深入揭示混合层内的各种反应机制。

3) 注重坡面土壤侵蚀程度和侵蚀类型(溅蚀、片蚀和沟蚀等)对混合层内溶质迁移过程的综合影响研究。在混合层深度概念的提出和发展过程中,国外研究学者很少或者根本不考虑土壤侵蚀对溶质地表迁移过程的影响,国内黄土区的一些学者也仅研究了雨滴溅蚀或轻度片蚀(忽视侵蚀对坡面形态影响)条件下混合层内溶质的迁移过程<sup>[24, 31-33]</sup>。土壤侵蚀是引起土壤质量退化和非点源污染的主要方式之一<sup>[3]</sup>。当发生强度侵蚀或者复杂类型的侵蚀时,研究坡面降雨-径流-土壤的相互作用规律、混合层内土壤溶质(包括吸附性和非吸附性、反应性和非反应性)的响应特征和溶质随径流迁移的动态变化,对定量计算土壤养分流失量和污染物迁移量,制订合理的水土环境保护措施具有重要意义。

### 3.2 深化混合层深度的应用研究,提高模拟精度

降雨条件下,坡地混合层内溶质地表流失、淋溶和再分布与地表产汇流、入渗、壤中流回流和土壤侵蚀等过程密切相关,很难用简单的数学模型描述这些复杂的物理过程。今后以降雨-径流-土壤混合体为研究对象,将整个坡面作为一个混合单元整体,注重坡面产流模式和溶质迁移过程的耦合,建立包含各种动力过程的集中参数混合模型,将成为新的研究热点。混合层深度的基础研究虽然成果丰硕,但在许多过程型非点源污染模型中至今仍沿袭 1.0 cm 的混合层深度,对表层土壤营养物质输出过程的模拟也过于简单。在以后的研究中,可以尝试用混合层深度模型代替 1.0 cm 深度,或者通过试验模拟和理论推导确定各区域,尤其是土壤侵蚀严重且侵蚀类型复杂地区适宜的混合层深度,以提高营养物质模拟和计算精度。

## 4 结 语

混合层深度理论研究主要包括 3 个方面:一是混合层深度的确定及影响因素;二是混合层内土-水-化学物质的混合行为;三是化学物质从土壤向地表水体扩散的动力机制。这 3 个方面相互联系、相互制约,既可以揭

示地表水、土壤水和土壤溶质运移的微观机制,深化坡面水分养分迁移动力学的基础研究,又涉及到农田污染物产生、输出和迁移的宏观行为,与非点源污染的关键源区控制和综合治理措施息息相关,具有重要的科学意义和应用前景。今后,仍需要从降雨-径流-土壤溶质相互作用过程着手,加强各学科的合作研究,兼顾土-水界面化学物质迁移的微观机制和宏观模拟,全面揭示混合层内溶质迁移规律,为农业生产和水土环境保护提供科学依据。

### [参 考 文 献]

- [1] Li H E, Joseph H W L, Koenig A. Nutrient load estimation in nonpoint source pollution of Hong Kong region[J]. *Water Science and Technology*, 2005, 51(3, 4): 209-216.
- [2] Wang Q J, Robert H, Shao M. Effective kinetic energy influence on soil potassium transport into runoff[J]. *Soil Science*, 2002, 167(6): 369-376.
- [3] Zhang X C, Shao M. Effects of vegetation coverage and management practice on soil nitrogen loss by erosion in a hilly region of the Loess Plateau in China[J]. *Acta Botanica Sinica*, 2003, 45(10): 1195-1203.
- [4] Viney N R, Sivapalan M, Deeley D. A conceptual model of nutrient mobilization and transport applicable at large catchments scales[J]. *Journal of Hydrology*, 2000, (240): 23-44.
- [5] Huff D D, Kruger P. The chemical and physical parameters in a hydrological transport model for radioactive aerosols [J]. *Processes of International Hydrology Symposia*, 1967, (1): 128-135.
- [6] Wallach R, Grigorina G, Rivlin J. A comprehensive mathematical model for transport of soil-dissolved chemicals by overland flow[J]. *J of Hydrology*, 2001, 247: 85-99.
- [7] Donigan A S, Beyerlein D C. Agricultural runoff management (ARM) model. version II: refinement and testing[M]. EPA 600/3-77-098. US Environment Protection Agency, Athens, GA, 1977, 293.
- [8] Frere M H, Onstad C A, Holtan N H. ACTMO, An agricultural chemical transport model[R]. U.S. Dep. Of Agric. Pub. ARS-H-3. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. 1975, 56.
- [9] Knisel W G. CREAMS: A field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management system[R]. U.S. Dept Agr Conser Res Reot, 1980, 26: 640.
- [10] Frere M H. The nutrient submodel. CREAMS: A field scale model for chemical, runoff, and erosion from agricultural management system [R]. USDA. Cons. Res. Report 26. US Gov. Print Office, Washington, D.

- C. 1980: 65- 67.
- [11] Young R A, Onstad C A. AGNPS: A nonpoint source pollution model for evaluation agricultural watersheds [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1989, 44 (2): 168- 173.
- [12] Neitsch S L, Arnold G, Kinirv J R. Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2000 [EB/OL]. <http://www.brc.tamus.edu/swat>, 2003.
- [13] Bouraoui F, Dillaha T A. ANSWERS2000: Non-point-source nutrient planning model [J]. *J Envir Engin*, ASCE, 2000, 122(11): 1045- 1055.
- [14] Bailey G W, Swank R R, Nicholson H P. Predicting pesticide runoff from agricultural lands: a conceptual model[J]. *J Environ Qual*, 1974, 3(2): 95- 102.
- [15] Ahuja L R, Lehman O R. The extent and nature of rainfall-soil interaction in the release of soluble chemicals to runoff[J]. *J Environ Qual*, 1983, 12(1): 34- 40.
- [16] Ingram J J. Chemical transfer from a saturated soil into overland flow [A]. M. S. thesis, Colo. State Univ., Fort Collins[C]. 1979, 148.
- [17] Ingram J J, Woolhiser D A. Chemical transfer from a saturated soil into overland flow [A]. *Proc. ASCE Symposium on Watershed Management*, 21- 23 July, Boise Idaho[C]. 1980: 40- 53.
- [18] Snyder I K, Woolhiser D A. Effect of infiltration on chemical transport into overland flow[J]. *Trans ASAE*, 1985, 28(12): 1450- 1457.
- [19] Ahuja L R, Sharpley A N. The depth of rainfall-runoff-soil interactions as determined by  $^{32}\text{P}$ [J]. *Water Resour Res*, 1981, 17(4): 967- 974.
- [20] Ahuja L R. Release of a soluble chemical from soil to runoff[J]. *Trans ASAE*, 1982, (25): 948- 953, 960.
- [21] Sharpley A N. The enrichment of soil phosphorus in runoff sediments[J]. *J Environ Qual*, 1983, 9(3): 521- 526.
- [22] 张兴昌博士后出站报告, 坡面土壤氮素随径流的迁移机理[R]. 杨凌: 中国科学院水利部水土保持研究所, 2002.
- [23] Wallach R. Transfer of chemical from solution to surface runoff: A diffusion-based soil model[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1988, 52(3): 612- 618.
- [24] 王全九, 王文焰, 沈 晋. 黄土坡面溶质随径流迁移相应函数模型[J]. *水利学报*, 1994, (11): 18- 21, 36.
- [25] Wallach R. A physical based model for predicting solute transfer from soil solution to rain-induced runoff water [J]. *Water Resources Research*, 1990, 26(9): 2119- 2126.
- [26] Heathman G C, Ahuja L R, Baker J L. Test of a non-uniform mixing model for transfer of herbicide to surface runoff[J]. *Trans ASAE*, 1986, 29(2): 450- 455, 461.
- [27] Havis R N, Smith R E, Adrian D D. Partitioning solute transport between infiltration and overland flow under rainfall[J]. *Water Resources Research*, 1992, 28(10): 2569- 2580.
- [28] Zhang X C, Norton L D, Nearing M A. Chemical transfer from soil solution to surface runoff[J]. *Water Resour Res*, 1997, (33): 809- 815.
- [29] Heathman G C, Ahuja L R, Lethman O R. The transfer of soil surface-applied chemical to runoff [J]. *Trans ASAE*, 1985, 18(6): 1909- 1920.
- [30] Baker J L, Eafien J M. Effects of corn residue and fertilizer management on soluble nutrient runoff losses[J]. *Trans ASAE*, 1982, 25(2): 344- 348.
- [31] 王全九, 邵明安, 李占斌, 等. 黄土区农田溶质径流过程模拟方法分析[J]. *水土保持研究*, 1999, 6(2): 67- 71, 104.
- [32] 王 辉. 降雨条件下黄土坡地养分迁移机理及模拟模型[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2006.
- [33] 张亚丽, 张兴昌, 邵明安, 等. 降雨强度对黄土坡面土壤矿质氮素径流流失影响[J]. *农业工程学报*, 2004, 20(3): 55- 58.
- [34] Sharpley A N. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope, and management[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1985, (49): 1010- 1015.
- [35] 张亚丽. 径流与土壤矿质氮素作用深度的确定[D]. 杨凌: 中国科学院教育部水土保持与生态环境研究中心, 2004.
- [36] Ponce S L. Examination of a nonpoint source loading function for Mancos Shale Wildlands of the Price River Basin[D]. Utah State Univ, Logan, 1975.
- [37] Haith D A. A mathematical model for estimating pesticide losses in runoff[J]. *J Environ Qual*, 1980, 9 (3): 428- 433.
- [38] Ahuja L R. Modelling soluble chemical transfer to runoff with rainfall impact as a diffusion Process[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1990, 54(2): 312- 321.
- [39] Parr A D, Richardson C P, Lane D D. Pore water uptake by agricultural runoff[J]. *ASCE, J Environ Eng*, 1987, 113(1): 49- 63.
- [40] Wallach R. The concept of convective mass transfer for prediction of surface-runoff pollution by soil surface applied chemicals[J]. *Trans ASAE*, 1989, 32(3): 906- 912.
- [41] Wallach R, Shabtai R. Modeling surface runoff contamination by soil chemicals under transient water infiltration [J]. *J of Hydrology*, 1992, 132: 263- 281.
- [42] Zhang X C, Norton D, Lei T. Coupling mixing zone concept with convective-diffusion equation to predict chemical transfer to surface runoff[J]. *Transactions of the ASAE*, 1999, 42(4): 987- 994.

- [43] Gao B, Walter M T, Steenhuis T S, et al. Rainfall induced chemical transport from soil to runoff theory and experiments[J]. *Journal of Hydrology*, 2004, (295): 291–304.
- [44] 王 辉, 王全九, 邵明安. 降雨条件下黄土坡面养分随径流迁移试验研究[J]. *农业工程学报*, 2006, 22(6): 39–44.
- [45] Leonard R A, Langdale G W, Fleming W G. Herbicide runoff from upland Piedmont watershed—data and implications for modeling pesticide transport[J]. *J Environ Qual*, 1979, 8: 223–229.
- [46] 唐克丽. 中国水土保持[M]. 北京: 科学出版社, 2004.
- [47] 李 勉, 李占斌, 崔灵周. 论黄土高原水土流失与水土资源的可持续利用[A]. 土壤物理与生态环境建设研究文集[M]. 西安: 陕西科学技术出版社, 2001: 323–328.
- [48] 张亚丽, 李怀恩, 张兴昌, 等. 牧草覆盖对黄土坡面土壤矿质氮素输出负荷影响[J]. *应用生态学报*, 2006, 17(12): 2297–2301.

## Review on the mixing zone depth of rainfall—runoff—soil interaction

Zhang Yali<sup>1,2,3</sup>, Li Huai'en<sup>1</sup>, Zhang Xingchang<sup>3</sup>, Meng Qingxiang<sup>2\*</sup>

(1. Northwest Water Resources and Environment Ecology Key Laboratory of Ministry of Education, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, China;

2. College of Resources and Environment, Henan Agricultural University, Zhengzhou 450002, China;

3. Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on Loess Plateau, Yangling 712100, China)

**Abstract:** Thickness of soil layer interacting with overland flow through turbulent mixing, convection, and diffusion, etc., and contributing chemicals to surface runoff during a rainfall event is defined as the depth of mixing zone. It is a useful value to simulate the micro-mechanisms and behavioral traits in the compound body of topsoil-water-solute. The backgrounds, practical applications, existing problems and future directions of the mixing zone depth were reviewed. Rain intensity and duration, infiltration rate, degree of slope, soil cover, and chemical solubility and adsorption characteristics are the main effects on the depth of mixing zone. Different notions and models of the mixing zone depth were successively proposed, such as uniform and complete mixing depth, uniform but incomplete or nonuniform and incomplete mixing depth, effective depth of interaction, effective depth of transport, and effective depth of transport by runoff. The available methods to determine it are isotope or other chemicals tracing, and model calibrations, etc. As a key parameter to model soil solute release and transport with surface runoff, and to predict nonpoint source pollution load, it is also a useful tool to evaluate soil nutrient validity. The more researches in the future should be conducted on large-scale simulation, some reactive solutes, and the influences of near-surface soil and water conditions, soil erosion and chemical reactions in soil on the depth of mixing zone. Furthermore, its models or modified value suiting to some regions, especially to mountainous regions with more serious problems of soil erosion, are suggested to replace the 1.0 cm value in forecasting Nonpoint Source Pollution(NPS) pollution load.

**Key words:** rainfall and runoff; soil chemicals; mixing zone depth; Nonpoint Source Pollution