

土壤侵蚀引起的农业非点源污染研究进展

张玉斌^{1,2}, 郑粉莉^{1,3}, 武 敏^{1,3}

(1. 中国科学院水土保持研究所, 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 陕西 杨凌 712100;
水利部
2. 中国科学院研究生院, 北京 100039; 3. 西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100)

摘要: 土壤侵蚀引起的农业非点源污染是造成水体污染的主要污染源。详细介绍了近20年来土壤侵蚀引起的农业非点源污染的研究进展, 包括污染物迁移过程、影响因素、预报模型以及防治措施等; 提出了我国开展农业非点源污染的研究重点, 包括侵蚀过程对非点源污染物运移和水质的影响, 污染物运移的预测预报模型, 全国统一的非点源污染物危险性评价指标体系制定等。

关键词: 土壤侵蚀; 农业非点源污染; 迁移过程; 影响因素; 预报模型; 防治措施

中图分类号: S157.1; X53; G353.11 文献标识码: A 文章编号: 1001-6791(2007)01-0123-10

非点源污染^[1](面源污染)是指溶解性或固体污染物在降水和径流冲刷作用下汇入受纳水体而引起的水体污染, 其主要来源包括土壤侵蚀、化肥与农药的过量使用、城市和公路径流、畜禽养殖和农业与农村废弃物等。现今关注的农业非点源污染物主要集中在氮、磷、重金属、城市和公路废弃物等。土壤侵蚀发生在陆地表面透水性的地表, 其发生发展过程不但比城市和公路径流更为复杂, 而且土壤侵蚀引起的农业非点源污染也严重影响地表生态系统的生态安全。因此, 近20年来, 土壤侵蚀引起的农业非点源污染成为全球关注的焦点^[2,3]。据报道, 20世纪90年代, 全球30%~50%的陆地面积受到农业非点源污染的影响^[4], 在美国土壤侵蚀所引起的水质污染已造成22亿~70亿美元的经济损失^[3]。

我国近20多年来化肥、农药施用量及畜禽养殖的急剧增加, 导致土壤侵蚀引起的农业非点源污染问题日益突出。据报道^[5], 我国五大湖泊中太湖、巢湖以及滇池等水域已进入富营养化状态。国内有关农业非点源污染的研究也主要集中在上述三大水域, 在其它地区以及全国性的基础研究还相对薄弱。国外从20世纪80年代以来, 在土壤侵蚀引起的农业非点源污染过程机制、模型及其防治途径等研究方面取得了重要进展^[6]。因此, 借鉴国外农业非点源污染的研究成果, 强化我国农业非点源污染过程机理研究, 建立我国农业非点源污染研究的监测网络, 将为我国农业非点源污染防治提供重要的科学依据。

1 土壤侵蚀引起的农业非点源污染物迁移过程

农业非点源污染物迁移过程研究集中在降水径流、农田灌溉及排水等过程以及淋溶作用引起土体中的污染物迁移并进入地下水和地表水的过程。降水条件下土壤养分及化肥农药等的迁移有两个过程: 一是在降水过程中, 土壤养分等物质随下渗的水分向深层迁移; 二是当降水强度大于土壤入渗能力时发生土壤侵蚀, 产生地表径流时, 土壤表层的养分及化肥农药等在雨滴打击及径流冲刷作用下, 向地表径流传递, 并随地表径流和泥沙进行迁移。

农业非点源污染物从土壤迁移到水体的途径包括通过地表径流到达受纳水体和通过淋溶到地下水两种方

收稿日期: 2005-05-08; 修订日期: 2005-06-30

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40335050); 国家重点基础研究(973)资助项目(2007CB407201)

作者简介: 张玉斌(1977-), 男, 山东莒南人, 博士研究生, 主要从事土壤侵蚀与农业面源污染过程及机理研究。

E-mail: jnzhyb@yahoo.com.cn

通讯作者: 郑粉莉, E-mail: flzh@ms.iswc.ac.cn

式。农业非点源污染物迁移到地表径流的主要方式有：对流和扩散作用使土壤中活性化学物质迁移到土壤表层^[7,8]，水膜理论或混合区概念中^[9-13]所阐述的化学物质从土壤表层或近地表的土壤溶液迁移到地表径流，化学物质溶解到径流^[14]以及由回流引起的化学物质的释放^[15]。

在模拟化学物质从地表或近地表土壤溶液到地表径流的迁移过程中存在着两种不同的理论：① Wallach 等提出并发展的水膜理论^[9-13]。该理论假设在土壤-径流界面存在着一层停滞水膜，化学物质通过该水膜是普通的分子扩散过程^[9,14,16]；② 与该理论相对的是在混合区概念下发展的简单并集总的参数方法^[11,12,17]，该法假设在土壤表层存在一个混合区，在混合区降水、土壤溶解水和入渗水瞬间混合，而且在混合区下部没有化学物质迁移。这一混合过程有3个方面的假设：均衡且完全；或均衡而不完全；或既不均衡又不完全。混合区深度或降水-土壤相互作用的有效深度是混合方法中的一个重要的参数，它决定着有多少浸提化学物质能够迁移。深度 10 mm 在很多模型中得到应用，比如 CREAMS 模型^[11] (Chemical Runoff and Erosion from Agriculture Management System)。但部分研究结果表明混合深度小于 10 mm，如 Donigian 等^[17]通过模型校正发现混合区的深度在 2~ 6 mm 之间。Ahuja 等^[13]利用³²P 作为示踪剂，对土壤表层养分在降水期间的运移进行了研究，发现土壤-径流相互作用的平均有效深度在 2~ 3 mm 之间；同时试验也观测到在 20 mm 深度内，随深度的增加降水-土壤混合的程度呈指数下降。Snyder 与 Woolhiser^[18]利用砂和示踪染料进行水槽试验时，发现在入渗条件下，混合区的有效深度通常少于 10 mm。Zhang 等^[19]利用石膏作为示踪剂验证在不同土壤水分条件下的“混合过程均衡且完全”概念时，发现混合区的有效深度小于 3~ 4 mm，而不是经常引用的 10 mm。

Keeney^[20]的研究表明，大多数径流的发生伴随着泥沙对化学物质的迁移；除溶解态养分外，其它形态养分对生态系统不会立即起效；泥沙结合态养分和释放到水体中养分的有效性可能会受到许多生物、物理和化学等因素的影响。Sharpley^[21]的研究表明，径流中 DP (Dissolved Phosphorus) 浓度与表层土壤 (0~ 5 cm) 性状有较好的相关性；但径流中 P 的流失量不仅与表层土壤性状有关，还与径流发生地点以及可能发生侵蚀有关。对于水生生物来说，DP 是可以立即吸收利用的，而变化的 PP (Particulate Phosphorus) 部分则是湖泊生物可利用的二次和长期磷源^[22]。DP 来源于表层土壤 (< 5 cm) 以及营养物所释放的磷^[23]；PP 及泥沙结合态磷与径流过程中土壤和营养物的侵蚀有关^[24]。

土壤中的氮磷等农业非点源污染物通过淋溶进入地下水，从而对地下水环境产生影响。土壤中 NO₃-N 淋溶过程受土壤水分运动的影响，其淋溶量随施肥量和降水量的增加而增加。NH₄-N 被土壤胶体所吸附，不易淋溶。但当土壤对 NH₄-N 的吸附达到饱和时，NH₄-N 也会被淋洗而进入水体^[25]，这种现象主要发生在水田中。Munoz-Carpena 等^[26]的研究结果表明，在西班牙农田中每年氮素的淋溶达到 202 kg/hm²，占施肥量的 48%。早期研究结果表明^[27-29]，磷在土壤剖面中的淋洗迁移可以忽略。然而近 10 多年的研究结果^[30]表明，凡能被 CaCl₂ 浸提的磷，都可以通过降水入渗过程淋溶到土体下部。Hesketh 等^[31]提出了发生土壤磷素淋溶的“突变点” (Change Point)，即用土壤 Olser P 含量与 CaCl₂ P 含量分别为横轴和纵轴作相关曲线，曲线上的转折点相对应的 Olser P 含量即为该土壤的磷素淋溶的“突变点”；他们认为，当土壤 Olser P 含量小于“突变点”值时，不会发生磷素淋溶；反之，当土壤 Olser P 含量大于“突变点”值时，则会发生磷素淋溶。吕家珑等^[32]在英国的 Broadbalk 试验地和洛桑试验站 Woburn 农场所进行的试验证明了“突变点”的存在，并与 Hesketh 的试验结果相一致，在 Broadbalk 试验地，“突变点”为 60 mg/kg；在 Woburn 农场，“突变点”为 17 mg/kg。McDowell 等^[33]应用“突变点”理论对英国丹佛和美国宾西法尼亚州流域内土壤磷素的流失 (包括地表径流和淋溶) 进行了预测，得出流域土壤发生磷素淋溶的“突变点”，其值在丹佛为 33~ 36 mg/L Olser P；在宾西法尼亚州为 185~ 190 mg/L Mehlich 3P。说明土壤磷素发生淋溶的“突变点”是存在的，但因地点和土壤类型的不同而有所差异。农药同样可以通过淋溶进入到地下水体从而对水质与人体健康产生影响。Hallberg^[34]的研究发现，在美国堪萨斯州有 8%~ 10% 的私人饮用水井和 10% 的公共供水井的井水中可以提取出农药污染物，同时在明尼苏达州和爱荷华州的研究发现约有 20%~ 30% 的公共供水井和 30%~ 60% 的私人水井都能检测出农药残留物质。Kross 等^[35]对美国爱荷华州私人水井的研究也发现了同一现象，而且所检出的污染物多为复合性农药残留物。

上述分析表明, 径流流失与因降水或浇灌所引起的淋溶是农业非点源污染物质对水质产生影响的主要途径。因此, 控制农业非点源污染首先应防治地表径流和淋溶的发生。

2 影响农业非点源污染物迁移的主要因素

2.1 降水能量对农业非点源污染的影响

降水能量对土壤中化学物质的迁移有很大的影响。Ingram^[12]、Ahuja^[15]和Havis^[36]的研究表明, 随降水动能的增加, 化学物质迁移到径流中的数量也随之增加。Ahuja等^[13]利用³²P作为示踪剂研究降水与土壤水之间的相互作用时发现, 由于短时间内土壤所吸附³²P的正常扩散过程可以忽略不计, 雨滴打击使³²P从土壤表层下迁移到地表的速率增大。Ahuja等^[7]的研究表明, 雨滴打击力(即降雨动能)通过提高混合和扩散, 可显著增加化学物质从土壤溶液到径流的迁移。由于天然降雨的雨滴动能普遍大于模拟的降水, 因而导致化学物质从土壤溶液到径流的迁移也显著增大。降水动能所产生的扩散加速度与入渗速率都对土壤吸附的化学物质迁移有重要影响, 同时降水动能也可以加速水溶性养分从植物叶片淋失。

2.2 施肥对农业非点源污染的影响

大量施肥、尤其是长期过度施用有机肥(家畜、家禽)容易引起土壤中N、P等养分累积, 是造成污染物流失的根源。在美国, 农田流失的养分分别占湖泊和河流水体污染负荷的50%和60%^[37]。Mohammad等^[38]的研究表明, 地下水与地表水中氮素含量与大量施用氮肥有直接的关系。Sharpley等^[39]的研究表明, 施肥农田流失的DIP(Dissolved Inorganic Phosphorus), 通常与DRP(Dissolved Reactive Phosphorus)等值, 是不施肥农田的4~5倍或更高。McColl等的研究表明^[40, 41], 施肥后第一个星期降水产生径流中的PP的平均浓度达到最大。施肥对径流养分浓度的影响可持续20~110 d, 一般以30~50 d为周期, 但也因季节不同而有所变化。Nash等^[42]对澳大利亚West Gippsland Damum肥沃奶牛场(黄色灰化土)P的流失进行了监测, 结果发现在3年以上的奶牛场的DRP和TDP(Total Dissolved Phosphorus)流失量分别占总磷流失量的93%和96%。

所以在农业生产过程中对农田进行科学的施肥管理, 既是使作物高产, 又是有效减少径流中N、P等农业非点源污染负荷的重要措施之一。

2.3 农业耕作措施对农业非点源污染的影响

农田养分流失与田间管理方式密切相关, 特别是耕作方式与耕作时间。如土壤中留有过多的作物残茬, 将导致氮素淋溶增加; 延迟耕作时间可以有效推迟作物残茬的矿化, 从而降低氮素淋溶^[43]。耕作方式对土壤侵蚀和地表径流有着重要的作用, 翻耕农地地表径流量是免耕农田的1.85倍^[44]; 水平沟与传统耕作相比, 每年可减少6.57 kg/km²矿质氮素流失^[45]; 免耕比其它耕作方式更有效的降低NO₃-N淋溶^[46]。Hansen等^[47]通过对美国明尼苏达州Scott County典型弱发育湿润软土上3种不同耕作系统融雪径流中的泥沙和流失磷素进行了调查, 发现在残茬覆盖率分别为10%、40%和93%时, TP(Total Phosphorus)平均流失量分别为0.4、1.1和1.3 kg/hm²; 在流失的TP中, DRP流失量占75%。但Baker等^[48]的研究表明, 水土保持耕作在保护土壤免受侵蚀方面是有效的; 但水土保持耕作将产生其它环境影响, 特别是对于水质。Walter等^[49]研究了耕作和施肥方式对农田磷流失的影响, 发现联合施肥耕作方式降低了径流中DRP的浓度, 但TP的浓度和负荷量增加。McDowell的研究表明^[50], 采用水土保持耕作法的农田, 地表径流中N和P浓度往往较高于采用传统耕作法的农田。Alberts和Spomer^[51]的研究表明, 在美国爱荷华州3个种植玉米的作物流域中, 地表径流中NO₃-N, NH₄-N, PO₄-P的流失较少, 仅占年施肥量的2%; 而在等高耕作流域中, 地表径流中NO₃-N和NH₄-N的浓度有时超过水质标准, 流域地表径流中PO₄-P的浓度总是超过水质标准, 特别是在等高耕作流域中地表径流PO₄-P浓度更高; 研究结果还表明, 潜流中NO₃-N的流失量占总流失量的85%。Isensee等^[52]在美国马里兰州研究发现, 在玉米田块施用农药Atrazine和Cyanazine时, 免耕田块地表径流中农药含量是传统耕作法玉米田块的2~10倍。加拿大的研究^[53]表明, 采用传统耕作法田块中的NO₃-N淋溶量较少耕法或免耕法大; 而地表径流中的氮素含量则是少耕法或免耕法田块高于传统耕作法田块。

以上分析表明, 免耕、少耕和残茬覆盖等水土保持耕作法不能减少土壤中溶解态养分的流失。因此, 采用田间最佳管理措施, 减少土壤中溶解态养分流失是目前农业非点源污染研究面临的重要议题。

2.4 近地表土壤水文条件对农业非点源污染的影响

近地表土壤水文条件(Near Surface Soil Hydraulic Conditions)包括自由下渗排水(Free Drainage)、土壤水分饱和(Saturation)、壤中流(Seepage)等, 其受坡度、下垫面条件、土壤初始含水率、植被覆盖率以及前期降水等因素的影响。不同近地表土壤水文条件将对坡面的侵蚀过程产生不同的影响, 进而影响到农业非点源污染物的迁移过程。

Baker 与 Laflen^[48]的研究表明, 农田壤中流与泥沙所携带的溶解态与吸附态养分是农业非点源污染的最大来源, 壤中流与泥沙携带养分的主要形式为 NH_4N , NO_3N 和 PO_4P ; 化学物质在土壤剖面中的数量、滞留时间、位置以及土壤与化学物质之间的相互作用(如吸附与解吸)等是决定泥沙和壤中流(或径流)携带化学物质浓度的关键因素。

Gburek 等^[54,55]利用 VSA(Variable Source Area)概念将流域水文与化学迁移两者结合起来的研究证明了流域下游接近河床的土壤水分饱和区是流域内养分流失的敏感区。他们认为确定流域和农田中 P 的源区的关键是对由径流和侵蚀所引起的各种地形上的有效 P 及潜在 P 迁移至流域出口之间交互作用的确认, 而这恰恰是目前对于 P 运移机理研究的弱点所在。Gburek 与 Sharpley 于 1998 年研究了美国宾夕法尼亚州东部中心地区的 P 素流失, 发现流域接近河床的土壤水分饱和区是径流产生的区域, 而且是控制大多数 P 迁移的区域。进一步的分析表明河流中的绝大多数 P 来自于河流附近的 60 m 的区域, 而不是整个流域。Walter 等^[56]将 VSA 应用于美国纽约城的水供应流域进行水质风险评价研究, 经过成本效益分析方法研究发现相对于 VSA 来说, 水文敏感区(Hydrologically Sensitive Area, HSA)的空间延长变化贯穿于全年, 而且年均大约有 10% 的流域被确认为 HSA, 大约 20% 的总径流源于这些区域。

近期 Zheng 等^[57,58]的研究结果表明, 近地表土壤水分条件对化学物质的迁移和地表水质有很大的影响, 壤中流条件下地表径流 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度和速效磷浓度分别是土壤水自由下渗排水条件下的 1000 多倍和 7 倍。表明壤中流对侵蚀泥沙搬运和农业非点源污染有重要贡献, 控制坡面壤中流的形成是减少农业非点源污染的关键所在。

上述分析表明, 土壤水分饱和、壤中流的形成对农业非点源污染有重要贡献, 流域下游接近河床的土壤水分饱和区是流域内养分流失的最敏感区。这些研究结果为流域农业非点源污染的防治提供了重要科学依据。

3 农业非点源污染预报模型及其应用

随着对农业非点源污染过程及其机理研究的不断深入, 相继建立了农业非点源污染系列模型。可以说, 美国农业部农业研究局研发的 CREAMS^[14,59]模型奠定了非点源污染模型发展的“里程碑”, 该模型首次综合了农业非点源污染迁移过程的各个环节, 即水文、侵蚀和污染。因此, CREAMS 模型颁布后, 立即引起了研究者高度关注, 并以此为蓝本, 相继研发了一系列农业非点源污染模型, 如 AGNPS^[60-61](Agricultural Nonpoint Source Pollution)与稍后改进的 AnnAGNPS^[62](Annualized AGNPS)、ANSWERS^[63](Area Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation)和 SWAT^[64](Soil and Water Assessment Tool)等, 且这些模型在世界各地都得到了不同程度的应用。如 GLEAMS^[65](Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems)模型和 EPIC^[66](Erosion Productivity Impact Calculator)模型均是由 CREAMS 模型演化而来的。Grunwald 等^[67]对 AGNPS 模型进行了修正与改进; Tim 等^[68]建立了 GIS 与 AGNPS 模型的界面, 用于模型输入数据的转换和输出数据的显示。He 等^[69]开发了一个 Windows GIS-AGNPS 交互式用户界面 AVNPSM, 使该模型的数据前处理、模拟过程及后处理过程都与 GIS 耦合, 用户可通过各级菜单来实现各模块功能。Rewerts 等^[70]则将 GIS 应用于 ANSWERS 模型中, 首先项目管理器从用户处收集信息, 然后利用 GIS 提取数据, 产生输入文件, 并将 ANSWERS 模型的输出读入新的 GIS 层, 项目管理器的应用使输入数据赋值时间减少了 7~10 倍。同时, SWAT 模型对径流和泥沙负荷的预测在世界各

地已经得到了广泛的验证^[71, 72]。

目前关于国际上较成熟的农业非点源污染模型主要有 CREAMS、AGNPS、ANSWERS 和 SWAT 等模型, 各模型的主要优缺点及适用范围列于表 1。

表 1 主要农业非点源污染模型

Table 1 Main models for agricultural non point source pollution

模型名称	模型构成模块	主要输入与输出参数	模型特征(优点和不足)	尺度范围
CREAMS	水文、土壤侵蚀和化学物转化 3 个子模块	输入参数: 降水、径流量、土壤的渗透率、侵蚀参数、化合物参数; 输出参数: 径流输出、泥沙输出、化合物流失量输出。	模型不仅可用于预报次暴雨, 而且也可预报长期降水平均值(2~50 a); 模型不能用于较大尺度的流域, 不能提供过程信息, 模拟过程的功能十分有限。	主要用于农田
AGNPS	水文、侵蚀和沉积输移、化学物传输三大模块	输入参数: 总体特征值(流域面积、流域长度、单元面积、单元总数、降水量、降水能量等)和单元级参数(径流曲线数值、水坡度、坡长、曼宁系数、土壤侵蚀因子、植被覆盖因子、化肥比例因子、COD 因子等); 输出参数: 径流量、洪峰流量、沉积物输移率、富集率与平均浓度、各形态氮、磷数量及浓度、COD 浓度等。	模型可模拟流域内土壤侵蚀的空间分布及侵蚀对水质的影响, 其计算过程可简洁直观地由计算机完成; 但由于它是一种分布式模型, 模拟过程是以网格为单元进行, 需要大量参数输入, 限制了模型在缺乏详细资料地区的应用。	适用于面积为几公顷到 20000 hm ² 的流域
ANSWERS	径流和入渗、泥沙和蒸发散模块	输入参数: 模拟必要条件、降水信息、土壤信息、土地利用与地表信息、沟道说明、单个元素信息; 输出参数: 流域特征、径流量、泥沙量、有组织的 BMPs 效果、泥沙迁移量、沟道沉积。	模型预测及模拟径流和泥沙的结果与实测值都能很好的吻合; 但侵蚀模块在很大程度上是经验性的而且仅模拟了总泥沙迁移过程, 不能模拟许多子过程, 如地表径流的饱和度、地下水流等。	适用于面积为 10000 hm ² 的流域
SWAT	气候、水文、泥沙、养分、农药等模块	输入参数: 气候因子、蒸发、蒸腾、壤中流、渗漏、养分因子、农药因子等; 输出参数: 径流、入渗、泥沙输移、养分迁移、农药输移等。	考虑了汇流汇沙过程并结合 GIS 开发水土保持评价模块, 使其应用更加便利; 不适用于单一事件的洪水过程的模拟, 在应用时需对模型的数据库部分进行修改。	适用于面积为 4 623 km ² 的流域

4 农业非点源污染防治措施

目前农业非点源污染防治措施主要集中在最佳管理措施、建立缓冲带等技术措施等, 同时建立并完善有关标准、法律法规和条例, 促进农场主积极参与农业非点源污染的控制与管理, 从而使防治措施更加有效。

对农田的合理管理是控制农业非点源污染发生可能性的关键所在。Shankar 等^[73]对美国伊利诺斯州一个流域的轮作管理措施进行了评价, 结果表明当通过降低氮肥的施用水平时, 既能增加农业收益同时又可改善地表水质; 改变施肥时间在改善水质的同时也增加了农业收益的可能性。以控制非点源污染物磷为例来说, 近年来的研究提出了许多有效控制农业非点源磷污染的理论与方法, 它们对控制土壤磷的流失起到了重要的作用。Lemunyon 等^[74]首先提出的磷指标系统(PIS, Phosphorus Indexing System), 经 Sharpley^[75]完善后, 可根据各土地单元的磷潜在流失强度指数进行土壤磷素流失强度分级, 对于高强度的磷素流失区, 应作为农业非点源磷污染的重点区进行治理。Sharpley 将 30 个小流域的 PIS 计算值与总磷流失量的实际监测值进行了比较, 发现二者的相关性很好, 说明用 PIS 系统进行区域性的磷流失强度评估, 并以此建立农业非点源磷污染的重点控制区的界定方法行之有效。该方法的优点是比较全面地考虑了导致土壤磷素流失的主要因素, 且简便有效。美国已有许多州采用 PIS 来评价磷的损失潜力, 各州在应用 PIS 时都作了相应的调整。Johansson 等^[76]又根据目前缺乏控制 P 排放的环境效益和经济效益定量数据的实际, 提出了经济性 P 指数概念, 旨在优化和合理的确定传统的控制农业 P 排放的费用。

20 世纪 70 年代, 美国在非点源污染的管理与控制实践中, 提出了“最佳管理措施”(BMPs, Best Management Practices)^[77]。美国国家环境保护局(US Environmental Protection Agency, USEPA)将其定义为任何能够减少或预防水资源污染的方法、措施或操作程序, 包括工程、非工程措施的操作和维护程序等都作为最佳管理措施。BMPs 应符合下述要求: ①控制由非点源产生的污染; ②使水质符合一定的水质标准; ③在预防和减少非点源污染负荷方面是最有效的; ④措施切实可行。现已提出并应用的 BMPs 有: 少耕法、免耕法、综合病虫害防治、防护林、

植被过滤带、地下水位控制、农畜粪肥大田合理施用等方法和措施。Buck 等^[78]在美国弗吉尼亚州流域用 PRA (Probability Risk Assessment, PRA) 中的故障树分析(Fault Tree Analysis)方法对次降雨径流中农田过量 N 素的流失进行了定性与定量评价,结果显示了 BMPs 对减少农田 N 素流失的影响。在 1987-1993 年期间实施了 BMPs 后,流域单次径流事件中 N 流失概率降低了 0.08;在同一期间,该流域独立的两个牛奶场的 N 素流失概率降低了 0.09。可以说,随着 BMPs 在非点源污染控制中的应用与深入开展, BMPs 将在非点源污染控制中发挥愈来愈重要的作用。

为了减少并防止农业非点源污染的扩大,利用生态工程控制农业非点源污染是目前采取的另一种有效手段。其方法主要有湿地保护(天然与人工湿地,以后者为研究对象)、缓冲带防治(缓冲湿地、缓冲林带和缓冲草地带)等。Haycock 等^[79,80]研究表明,在农田和水体之间建立合理的湿地、草地或林地缓冲过滤带,将会大大减少水体中的氮磷含量,同时对农药和重金属的减少也具有较好的效果。例如, Maurizio 等^[81]在意大利东北部的研究表明,缓冲带可减少 78% 的径流发生,使固体悬移质从原来的 6.9 t/hm^2 减少到 0.4 t/hm^2 ,同时各种氮素(硝态氮、氨态氮和总氮)浓度在穿过缓冲带时有升高的趋势,但总氮流失量从 17.3 kg/hm^2 减少到 4.5 kg/hm^2 ,而磷素流失量则减少了 80%。Woltemade^[82]在美国马里兰州,伊利诺斯州和爱荷华州的研究发现,湿地能够有效的减少大约 68% 的硝态氮和 43% 的磷素。Moore 等^[83]通过对 5 组人工湿地处理毒死蜱 Chlorpyrifos(杀虫剂)的研究,发现人工湿地对 Chlorpyrifos 的减少率为 83%~98%;进入到水体中的毒死蜱平均有 55% 被沉淀物吸附,25% 被植物吸收。以上研究结果表明人工湿地对 N、P 和农药的减少有较好效果。因此,人工湿地等生态工程措施可被作为防治农业非点源污染的主要措施之一。

制定合理的政策法规,鼓励农场主采用先进、科学的农田管理方式,发展生态农业对于控制农业非点源污染也具有重要的意义。在美国,已经实行的防治农业非点源污染的政策、法规^[84]有:降低农产品税收,增加对化肥和农药的税收,设立专项基金鼓励农场主采用 BMPs,清洁水法规(the Clean Water Act),联邦安全饮用水标准(Federal Safe Drinking Water Act)等。在对农业非点源污染进行分类控制的基础上,德国等欧洲国家相继出台了一些限制性农业产生技术标准^[6],对水源保护区、水源涵养地的耕作、施肥等技术标准进行了统一。各地区或流域根据本地的经济能力和控制目标,制定相应的奖惩措施。

5 我国开展农业非点源污染研究的建议

我国近 20 多年来化肥、农药施用量及畜禽养殖的急剧增加,是导致土壤侵蚀引起的农业非点源污染发生的主要根源。据报道^[85],部分湖泊非点源污染物中来自农田的磷素占 14%~68%。1978-1980 年对我国 34 个湖泊和水库的调查资料表明,富营养化的水体占 14.7%;而 1987-1989 年调查的 22 个湖泊中富营养化的已达 63.6%。据我国 2002 年水资源公报^[86]报道,国家重点治理的“三湖”的水质情况分别是:太湖 16.5% 的面积为 II、II 类水,75.3% 的湖面为 IV 类水,8.2% 的湖面为 V 类水;中营养水平的水域占太湖总面积的 16.5%,富营养水平的占 83.5%。云南滇池水质为 V 类和劣 V 类,处于富营养状态。巢湖东半湖水水质为 IV 类,西半湖水水质为 V 类和劣 V 类,东半湖处于中营养状态,西半湖处于富营养状态。说明我国近 20 年来由土壤侵蚀引起水体富营养化现象呈明显的上升趋势。因此,亟待加强我国土壤侵蚀引起的农业非点源污染问题的研究。建议近期的研究重点主要集中在以下几个方面:

(1) 土壤侵蚀过程对农业非点源污染物运移和水质影响的研究 加强对不同尺度野外动态监测和室内模拟试验研究,二者的有机结合是当今非点源污染研究的必要手段和重要发展趋势。农业非点源污染的形成主要由降雨径流、泥沙搬运、地表溶质溶出和土壤溶质渗漏 4 个过程组成,它们之间相互联系、相互作用。模拟试验可以从机理过程上模拟非点源污染随时间而变的物理景观过程,并为决策者提供辅助依据。通过对地表径流和侵蚀泥沙中农业化学物质(主要为水溶性、颗粒吸附和全量等形态的 N、P)的动态监测,探讨降雨-径流-侵蚀-水污染负荷之间的关系,分析不同农业管理措施对径流、泥沙过程的影响,阐明土壤侵蚀过程对农业非点源污染物运移的影响及其所引起的水质问题和水生生态系统及流域生态安全等,从理论上对影响机理进行深入剖析。

研究内容包括: 降雨产流过程及其模拟, 侵蚀过程及泥沙输移, N、P 养分随径流和泥沙的运移, 水质污染负荷输出等。

(2) 结合我国水蚀预报模型的研发, 开展农业非点源污染物运移的预报研究 非点源污染物运移的载体是径流和泥沙。因此, 建议将我国水蚀预报模型研究与农业非点源污染物运移的预报研究相结合, 建立土壤侵蚀-农业非点源污染预报模型。这一方面国外有成功的经验可供借鉴, 如 AGNPS 模型就是以侵蚀预报模型为基础而研发的农业非点源污染物预报模型, 且在世界其它缓坡地形区得到了广泛应用。

(3) 制定全国统一的非点源污染物危险性评价的指标体系与专家系统 我国水土流失区自然条件复杂多样, 不同类型区的农业非点源污染物的来源及其组成与对河流、湖泊及地下水水质的影响也不同, 当前迫切需要建立全国统一的非点源污染物危险性评价的指标体系和专家系统; 在此基础上, 建立湖泊、流域发生污染的潜在危险性评价模型。

目前比较有效的途径是结合全国水土保持监测网络建设, 统一组织与规划, 建立我国农业非点源污染运移的监测网, 统一监测标准、方法和内容, 建立全国农业非点源污染的数据库, 指导我国农业非点源污染的研究与管理。

参考文献:

- [1] Novotny V, Olem H. Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution[M]. New York: Van Nostrand Reinhold Company, 1993.
- [2] 朱建国, 郭红岩, 王晓蓉. 非点源污染研究及其控制对策[A]. 中国土壤学会, 中国土壤学会第十次全国会员代表大会暨第五届海峡两岸土壤肥科学术交流研讨会文集: 面向农业与环境的土壤科学(综述篇)[C]. 北京: 科学出版社, 2004. 336- 353.
- [3] Corwin D L, Loague K, Ellsworth T R. GIS-based modeling of nonpoint source pollutants in the vadose zone[J]. J Soil and Water Cons, 1998, 53(1): 34- 38
- [4] Lovejoy S B, Lee J G, Randhir T O, *et al.* Research needs for water quality management in the 21st century: A spatial decision support system [J]. J Soil and Water Cons, 1997, 52: 19- 23.
- [5] 国家环境保护总局. 2001 年中国环境公报. <http://www.zhb.gov.cn/649368273124589568/index.shtml> [EB/OL]. 2002/11/25.
- [6] 张维理, 武淑霞, 冀宏杰, 等. 中国农业面源污染形势估计及控制对策: I, II, III[J]. 中国农业科学, 2004, 37(7): 1008- 1033.
- [7] Ahuja L R. Modeling soluble chemical transfer to runoff with rainfall impact as a diffusion process[J]. Soil Sci Soc Am J, 1990, 54: 312- 321.
- [8] Wallach R, Jury W A, Spencer W F. The concept of convective mass transfer for prediction of surface runoff pollution by soil surface applied chemicals[J]. Trans ASAE, 1989, 32: 906- 912.
- [9] Wallach R, Jury W A, Spencer W F. Transfer of chemicals from soil solution to surface runoff: A diffusion based soil model[J]. Soil Sci Soc Am J, 1988, 52: 612- 618.
- [10] Steenhuis T S, Boll J, Shalit G, *et al.* A simple equation for predicting preferential flow solute concentrations[J]. J Environ Qual, 1994, 23: 1058- 1064.
- [11] Frere M H, Ross J D, Lane L J. The nutrient submodel, in CREAMS: A field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems[R]. Edited by W G Kniesel, Cons Res Rep U S Dep Agric, 1980, 26: 65- 87.
- [12] Ingram J J, Woolhiser R M. Chemical transfer into overland flow[A]. In Proceedings of ASCE Symposium on Watershed Management[C]. New York: Am Soc Civ Eng, 1980. 40- 53.
- [13] Ahuja L R, Sharpley A N, Yamamoto M, *et al.* The depth of rainfall runoff soil interaction as determined by ^{32}P [J]. Water Resour Res, 1981, 17: 969- 974.
- [14] Bailey G W, Swank Jr R R, Nicholson H P. Predicting pesticide runoff from agricultural land: A conceptual model[J]. J Environ Qual, 1974, 3: 95- 102.
- [15] Ahuja L R, Sharpley A N, Lehman O R. Effect of soil slope and rainfall characteristics on phosphorus in runoff[J]. J Environ Qual, 1982, 11: 9- 13.
- [16] Wallach R, van Genuchten M T. A physically based model for predicting solute transfer from soil solution to rainfall induced runoff water [J].

Water Resour Res, 1990, 26: 2119– 2126.

- [17] Donigian A S, Beyerlein D C, Davis H H, *et al.* Agricultural runoff management (ARM) model version II: Refinement and testing[R]. USEPA Rep 600/3– 77– 098, U S Environ Prot Agency Environ Res Lab, Athens, Ga 1977.
- [18] Snyder L K, Woolhiser D A. Effects of infiltration on chemical transport into overland flow[J]. Trans ASAE, 1985, 28: 1450– 1457.
- [19] Zhang X C, Norton D, Nearing M A. Chemical transfer from soil solution to surface runoff[J]. Water Resour Res, 1997, 33(4): 809– 815.
- [20] Keeney D R. The nitrogen circle in sediment water systems[J]. J Environ Qual, 1973, 2(1): 15– 29.
- [21] Sharpley A N, Daniel T C, Sims J T, *et al.* Determining environmentally sound soil phosphorus levels[J]. J Soil and Water Cons, 1996, 51(2): 160– 166.
- [22] Sharpley A N. An innovative approach to estimate bioavailable phosphorus in agricultural runoff using iron– oxide impregnated paper[J]. J Environ Qual, 1993, 22: 597– 601.
- [23] Sharpley A N. Depth of surface soil runoff interaction as affected by rainfall, soil slope and management[J]. Soil Sci Soc Am J, 1993, 49: 1010– 1015.
- [24] Sharpley A N, Smith S J. Wheat tillage and water quality in the Southern Plains[J]. Soil Tillage Res, 1993, 30: 33– 48.
- [25] Galloway J N. Nitrogen mobilization in Asia[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2000, 57: 1– 12.
- [26] Munoz-Carpena R, Ritter A, Socorro A R, *et al.* Nitrogen evolution and fate in a Canary Islands (Spain) sprinkler fastigated banana plot [J]. Agric Water Manage, 2002, 52(2): 93– 117.
- [27] Tunney H, Carton O T, Brookes P C, *et al.* Phosphorus loss from soil to water[J]. CAB International, 1997: 253– 271.
- [28] Sharpley A, Tunney H. Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenge of 21st century[J]. J Environ Qual, 2000, 29: 176– 181.
- [29] Withers P J A, Edwards A C, Foy R H. Phosphorus cycling in UK agriculture and implications for phosphorus loss from soil[J]. Soil Use and Manage, 2001, 17: 139– 149.
- [30] Baber S A. Soil nutrient bioavailability[M]. New York: John Wiley & Sons, 1995. 10– 20.
- [31] Hesketh N, Brookes P C. Development of an Indicator for risk of phosphorus leaching[J]. J Environ Qual, 2000, 29: 105– 110.
- [32] 吕家珑, Fortune S, Brookes P C. 土壤磷淋溶状况及其 Olsen 磷‘突变点’研究[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(2): 142– 146.
- [33] McDowell R, Sinaj S, Sharpley A, *et al.* The use of isotopic exchange kinetics to assess phosphorus availability in overland flow and subsurface drainage waters[J]. Soil Sci, 2001, 166(6): 365– 373.
- [34] Hallberg G R. Pesticides pollution of groundwater in the humid United States[J]. Agri Ecosys & Environ, 1989, 26(3– 4): 299– 367.
- [35] Kross B C, Selim M I, Hallberg G R, *et al.* Pesticide contamination of private well water, a growing rural health concern[J]. Environ International, 1992, 18(3): 231– 241.
- [36] Havis R N. Transport from soil to overland flow[D]. Ph D diss, Colorado State Univ, Fort Collins (Diss. Abstr. 87– 05453). 1986.
- [37] Parry R. Agriculture Phosphorus and Water Quality: A U S Environmental Protection Agency Perspective[J]. J Environ Qual, 1998, 27: 258– 261.
- [38] Mohammad N A, Jagath J K. Assessment and management of long term nitrate pollution of ground water in agriculture dominated watersheds [J]. J of Hydrology, 2004, 295(1– 4): 225– 245.
- [39] Sharpley A N, Syers J K. Transport of phosphorus in surface runoff as influenced by liquid and solid fertilizer phosphate addition[J]. Water Air Soil Pollution, 1983, 19: 321– 326.
- [40] McColl R H S, Gibson A R. Downslope movement of nutrients in hill pasture, Taita, New Zealand I, II, III[J]. N Z J Agric Res, 1979, 22: 143– 150.
- [41] McDowell R W, Sharpley A N. Approximating phosphorus release from soil to surface runoff and subsurface drainage[J]. J Environ Qual, 2001, 30: 508– 520.
- [42] Nash D, Hannah M, Halliwell D, *et al.* Factors affecting phosphorus export from a pasture based grazing system[J]. J Environ Qual, 2000b, 29: 1160– 1166.
- [43] Mitchell R D, Harison R, Russell K J, *et al.* The effect of crop residue incorporation date on soil inorganic nitrogen, nitrate leaching and nitrogen mineralization[J]. Biology and Fertility of Soils, 2000, 32(4): 294– 301.
- [44] Choudhary M A, Lal R, Dick W A. Long term tillage effects on runoff and soil erosion under simulated rainfall for a central Ohio soil[J]. Soil

& Tillage Research, 1977, 42(3): 175– 184.

- [45] Tan C S, Drury C F, Reynolds W D, *et al.* Water and nitrate loss through tiles under a clay loam soil in Ontario after 42 years of consistent fertilization and crop rotation[J]. *Agric, Ecosys and Environ*, 2002, 93(1– 3): 121– 130
- [46] Tapiar Vargas M, Tiscareo Lopez M, Stone J J, *et al.* Tillage system effects on runoff and sediment yield in hillslope agriculture[J]. *Field Crops Research*, 2001, 69(2): 173– 182.
- [47] Hansen N C, Gupta S C, Moncrief J F. Snowmelt runoff, sediment, and phosphorus losses under three different tillage systems[J]. *Soil Tillage Res*, 2000, 57: 93– 100.
- [48] Baker J L, Laflen J M. Water quality consequences of conservation tillage[J]. *J Soil and Water Cons*, 1983, 38(May– June): 186– 193.
- [49] Walter M T, Parlange J Y. Management practice effects on phosphorus losses in runoff in corn production systems[J]. *J Environ Qual*, 2001, 30(5): 1822– 1828.
- [50] McDowell L L, McGregor K C. Plant nutrient losses in runoff from conservation tillage corn[J]. *Soil and Tillage Res*, 1984, 4: 79– 81.
- [51] Alberts E E, Spomer R G. Dissolved nitrogen and phosphorus in runoff from watersheds in conservation and conventional tillage[J]. *J Soil and Water Cons*, 1985, 40(Jan – Feb): 153– 157.
- [52] Isensee A R, Sadeghi A M. Impact of tillage practice on runoff and pesticide, transports[J]. *J Soil and Water Cons*, 1993, 48: 523.
- [53] Drury C F. Influence of tillage on nitrate loss in surface runoff and tile drainage[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1993, 57: 797.
- [54] Gburek W J, Sharpley A N. Hydrologic controls phosphorus loss from upland agricultural watersheds[J]. *J Environ Qual*, 1998, 27(2): 267– 277.
- [55] Gburek W J, Sharpley A N, Heathwaite L, *et al.* Phosphorus management at the watershed scale: A modification of the phosphorus index [J]. *J Environ Qual*, 2000, 29: 130– 144.
- [56] Walter M T, Walter M F, Brooks E S, *et al.* Hydrologically sensitive areas: variable source area hydrology implications for water quality risk assessment[J]. *J Soil and Water Conservation*, 2000, 55(3): 277– 284.
- [57] Zheng Ferr li, Huang C, Norton L D. Effects of Near Surface Hydraulic Gradients on Nitrate and Phosphorus Losses in Surface Runoff[J]. *J Environ Qual*, 2004, 33(6): 2174– 2182.
- [58] Zheng F L, Huang C, Norton L D. How near surface moisture gradients affect phosphorus and nitrate losses[A]. In: Edited by James C As-cough II, and Dennis C Flanagan. *Soil Erosion Res. For the 21st Century, Ann Proceedings of the International Symposium*[C]. Soc Agri Eng, Hawaii, 2001. 649– 652.
- [59] Knisel W G. *CREAMS: A field scale model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agriculture Management System*[R]. Washington, D C: Cons Res Rep No 26, Science and Education Administration, USDA, 1983.
- [60] Young R A, Onstad C A, Bosch D D, *et al.* AGNPS: A nonpoint source pollution model for evaluating agricultural watershed[J]. *J Soil and Water Cons*, 1989, 44(2): 168– 173.
- [61] <http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=5199> [EB/OL]. 2005/2/8
- [62] http://www.sedlab.olemiss.edu/AGNPS/reg_download.html [EB/OL]. 2005/2/8
- [63] <http://www3.bae.ncsu.edu/Regional-Bulletins/ModelingBulletin/answers2kdraft0.html> [EB/OL]. 2005/3/21.
- [64] <http://www.brc.tamus.edu/swat/index.html> [EB/OL]. 2005/3/21.
- [65] Stone K C, Hunt P G, Johnson M H, *et al.* GLEAMS simulation of groundwater nitrate N from row crop and swine wastewater spray fields in the eastern Coastal Plain[J]. *Trans ASAE*, 1998, 41: 353– 360.
- [66] Ramanarayanan T S, Stom D E, Smolen M D. Analysis of nitrogen management strategies using EPIC[J]. *J Am Water Resour Assoc*, 1998, 34(5): 1199– 1209.
- [67] Grunwald S, Norton L D. Calibration and validation of a nonpoint source pollution model[J]. *Agricultural Water Management*, 2000, 45(1): 17– 39.
- [68] Udoyara S Tim, Robert Jolly, Hsiur-hua Liao. Impact of landscape feature and feature placement on agricultural nonpoint source pollution control[J]. *J Water Resour Plann Manage*, 1995, 121(6): 463– 470.
- [69] He C H, Shi C A, Yang C C, *et al.* A windows-based GIS AGNPS intergace[J]. *Am Water Res Assoc*, 2001, 37(2): 395– 406.
- [70] Srinivasan R, Engel B A. A spatial decision support system for assessing agricultural nonpoint source pollution[J]. *Water Resour Bulletin*, 1994, 30(3): 441– 452.

- [71] Arnold J G, Srinivasan R, Muttiah R S, *et al.* Continental scale simulation of the hydrologic balance[J]. *J Am Water Resour Assoc*, 1999, 35(5): 1037– 1051.
- [72] Eileen C, Mackay D S. Effects of distribution based parameter aggregation on a spatially distributed agricultural nonpoint source pollution model[J]. *J Hydrology*, 2004, 295: 211– 224.
- [73] Shankar B, DeVuyt E A, White D C, *et al.* Nitrate abatement practices, farm profits, and lake water quality: a central Illinois case study [J]. *J Soil and Water Cons*, 2000, 55(3): 296– 303.
- [74] Lemunyon J L, Gilbert R G. The concept and need of a phosphorus assessment tool[J]. *J Production Agriculture*, 1993, 6(4): 483– 486.
- [75] Sharply A N. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff[J]. *J Environ Qual*, 1995, 24(5): 947– 951.
- [76] Johansson R C, Randall J R. Incorporating economics into the phosphorus index: An application to U. S. Watersheds[J]. *J Soil and Water Cons*, 2003, 58(5): 224– 231.
- [77] Brown T C, Brown D, Brinkley. Law and Programs for Controlling Nonpoint Source Pollution in Forest Areas[J]. *Water Resource Bulletin*, 1993, 29(1): 1– 3.
- [78] Buck S P, Wolfe M L, Mostaghimi S, *et al.* Application of probabilistic risk assessment to agricultural nonpoint source pollution[J]. *J Soil and Water Cons*, 2000, 55(3): 340– 346.
- [79] Haycock N E, Pinay G. Nitrate retention in grass on polar vegetated riparian buffer strips during the winter[J]. *J Environ Qual*, 1993, 22: 273– 278.
- [80] Braskenud B C. Factors affecting nitrogen retention in small construction wetlands treating agricultural nonpoint source pollution[J]. *Eco Engin*, 2002, 18: 351– 370.
- [81] Maurizio B, Monica V, Francesco M, *et al.* Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North East Italy[J]. *Agri Ecosys & Environ*, 2005, 102(1– 2): 101– 114.
- [82] Woltemade C J. Ability of restored wetlands to reduce nitrogen and phosphorus concentration in agricultural drainage water[J]. *J Soil and Water Cons*, 2000, 55(3): 303– 309.
- [83] Moore M T. Mitigation of chlorpyrifos runoff using constructed wetlands[J]. *Chemosphere*, 2002, 46: 827– 835.
- [84] Comis D, Hardbin B. Midwest water quality project matures[J]. *Agri Res*, 1993, 41: 4.
- [85] 金相灿. 中国湖泊富营养化[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. 1– 20.
- [86] 中华人民共和国水利部. 2002年中国水资源公报. <http://www.nwrc.gov.cn/zxbd/zgszygb/20021231/34166.asp> [EB/OL]. 2002/12/31

Research progresses in agricultural non point source pollution caused by soil erosion*

ZHANG Yurbin^{1,2}, ZHENG Ferrli^{1,3}, WU Min^{1,3}

(1. State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Institute of Soil and Water Conservation, CAS & MWR, Yangling 712100, China; 2. Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China; 3. Department of Resource and Environment, Northwest Agriculture & Forestry University, Yangling 712100, China)

Abstract: The agricultural nonpoint source pollution (AGNSP) caused by soil erosion is a key pollution source of the water quality deterioration. The paper reviews in detail the research progresses in the AGNSP caused by soil erosion for the past 20 years, including the pollutant transport processes, the affecting factors, the prediction models, and the control measures, etc. This paper also proposes the key research fields of the AGNSP in China, including the effect of erosion process on the agricultural pollutant movement and the water quality, the prediction model of AGNSP. We have worked out the standard indicator systems of the different pollutant risk assessment.

Key words: soil erosion; agricultural nonpoint source pollution; transport processes; affecting factors; predicting models; control practices

* The study is financially supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 40335050).