

美国环保署农药地下水风险评估模型

文伯健, 李文娟*, 程 敏

(中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081)

摘 要:在介绍美国农药环境风险评估的概念、分级、地下水农药监测情况及水资源的立法保护等基础上,重点阐述了美国环保署在农药登记管理过程中使用的2个地下水风险评估模型,即SCI-GROW和PRZM-GW模型。SCI-GROW是以好氧条件土壤半衰期和土壤有机碳分配系数为自变量的经验线性回归模型,而PRZM-GW则是描述农药在土壤中运动的一维、有限差分模型。本文通过对美国环保署这2个特点鲜明的模型的介绍,希望能为我国的农药地下水风险评估及模型的开发提供一个新视角。

关键词:农药;环境风险评估;模型;SCI-GROW;PRZM-GW;美国

中图分类号:X820.4

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2013)06-0068-06

The Groundwater Risk Assessment Models for Pesticide for USEPA

WEN Bo-jian, LI Wen-juan*, CHENG Min

(Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract: Groundwater risk assessment of pesticide in the USA is characteristic. A profile of the groundwater risk assessment of pesticide in the USA was introduced, including the concepts and the tiers of the groundwater risk assessment, the results of groundwater monitoring, the legislations of water resource protection, and etc. The groundwater risk assessment models, SCI-GROW and PRZM-GW, which are used in pesticide management by USEPA were elaborated. SCI-GROW is an empirical linear regression model that takes aerobic soil metabolism half-life and soil organic carbon partition coefficient as the independent variables. PRZM-GW is a one-dimensional, finite-difference model. The paper aims to provide new vision in groundwater risk assessment of pesticide for developing our own models that fit China's agricultural practice and pesticide application.

Keywords: pesticide; environmental risk assessment; model; SCI-GROW; PRZM-GW; USA

如何有效地控制农药对地下水构成的风险是一个引起广泛关注的问题。农业生产过程中,总有一定比例的农药会在施用后通过淋溶进入地下水。地下水是世界上很多地区的饮用水源,因此当农药在地下水中的浓度超过一定限量时,就会对人类健康造成风险。由于地下水的地理特征,地下水的污染治理十分困难。利用暴露模型对农药地下水风险进行快速有效的评估,根据评估结果进行严格的农药登记,是防患

于未然的有效途径之一。

世界上很多发达国家和地区都已建立各自的农药环境风险评估体系,开发出各具特色的风险评估模型。其中,以欧盟和美国的模型最具代表性。欧盟的模型开发者大多遵守反吝啬原则(Anti-parsimony Principle),认为模型的内涵应当足够丰富以正确反映事物联系的复杂性。因此,在欧盟的模型构建过程中,选取的变量全面,开发出的模型也比较复杂,比如欧盟的农药地下水风险评估模型PEARL(Pesticide Emission Assessment at Regional and Local scales)。美国模型开发者一般秉承吝啬原则(Law of Parsimony),认为如果某一因素足以解释事物的特性,则不应接受比这更多的因素。因此,在美国的模型构建过程中,选取的变量较少,开发出的模型相对精简,例如美国的农

收稿日期:2013-07-16

基金项目:公益性行业(农业)科研专项“农药风险评估综合配套技术研究”(20090354-05)

作者简介:文伯健(1986—),男,四川安岳人,硕士研究生,主要从事农药地下水风险评估研究。E-mail:wenbojian@qq.com

*通信作者:李文娟 E-mail:liwenjuan@caas.cn

药地下水风险评估模型 SCI-GROW (Screening Concentration in Ground Water) 和 PRZM-GW (Pesticide Root Zone Model-Ground Water)。本文将对美国环保署 (U. S. Environmental Protection Agency, USEPA) 农药地下水风险评估的相关内容及其使用的模型 SCI-GROW 和 PRZM-GW 进行介绍。

1 美国农药地下水风险评估相关概念

USEPA 把农药环境风险评估 (Pesticide Environmental Risk Assessment) 定义为就农药对生态环境产生不良效应的可能性进行评估的过程,该过程分为问题描述 (Problem Formulation)、分析 (Analysis) 和风险表征 (Risk Characterization) 3 个部分。问题描述需要确定保护目标,收集必要的信息,制定风险分析和表征计划,得到评估终点和概念模型;分析是指通过将数据进行评估,确定暴露可能发生的方式和程度 (暴露分析) 和预期发生的生态效应的类型和程度 (生态效应分析);风险表征是对各种假设、不确定性、分析的有效性和局限性进行总结,最终得到关于生态危害、不确定性和支持证据的风险描述^[1]。

在进行农药水环境风险评估时,国际上多采用分级的评估方法,即由初级风险评估向高级风险评估过渡。如果初级风险评估的结果显示某种农药没有不可接受的风险,即终止评估,予以登记;如果初级风险评估结果显示某种农药具有不可接受的风险,则需要进入更高一级的风险评估。初级风险评估比较保守,预测浓度往往比实际环境中的浓度要高很多。高级风险评估需要更多的数据、使用更复杂的模型或进行实际监控研究,其评估结果更接近农药的实际应用情况^[2]。

美国农药水环境风险评估分为 4 级 (Tier),每级的结构相近,都包括问题描述、分析和风险表征 3 个部分。Tier I: 筛选。初级评估主要需筛选出低风险农药,通过保守的模型预测来识别农药对水环境 (以敏感物种为代表) 可能构成的风险。Tier II: 包括基本时空因子的风险表征。在 Tier I 的基础上提供更详细的农药的物理、化学和环境行为数据,评估农药使用中由于环境条件变化而造成的风险随时间、空间而变化的情况。Tier III: 精确估计风险及其不确定性。在 Tier II 的基础上进行更细致、精确的工作,包括慢性毒性研究、实验室或田间模拟环境行为研究、制定详尽的风险管理措施。Tier IV: 复杂的模拟和减少风险措施的有效性研究,常包括多方面的试验和监测计划,以确切地描述毒性或暴露的关键方面的特征^[3]。

2 美国地下水农药监测及相关立法

20 世纪 70 年代美国便在其地下水中发现了农药残留,并随后开始对地下水中的农药进行系统地调查与监测。1979 年,美国在加利福尼亚州的井水中发现二溴氯丙烷,在纽约的井水中发现灭敌威。1986 年,美国在其 24 个州的地下水监测中,共计检出 19 种农药,并因此关闭了数千口饮用水井^[4]。1992—1999 年,美国地质调查局 (U. S. Geological Survey, USGS) 对全美 1 255 口家庭水井和 242 口公共水井的水质调查结果表明,农药的检出率为 38% (检出标准为 $0.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$),超过美国最大污染浓度 (Maximum Contaminant Level, MCL) 的农药有 4 种,其中狄氏剂检出率最高,在公共水井中的检出率达 1.3%^[5]。1993—2007 年,USGS 对全美 932 个公共水井的水质监测结果显示,检出率超过 1% (检出标准为 $0.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) 的农药及其代谢产物有 4 种,其中,莠去津的检出率达 2.0%^[6]。

农药在地下水中被相继检出,引起了美国公众的广泛关注,促使美国在立法层面控制农药对地下水构成的风险。1988 年,美国通过《联邦杀虫剂、杀菌剂、灭鼠剂法案》(The Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act, FIFRA) 修正案,要求在农药进入市场前,农药厂家必须向 USEPA 提供农药的相关数据,以评估农药对地下水的淋溶风险^[7]。《饮用水安全法》(The Safe Drinking Water Act, SDWA) 1996 年修正案则明确要求保护包括地下水在内的饮用水源,要求 USEPA 逐步制定饮用水中污染物浓度 (包括农药) 的法定限量^[8]。1996 年,美国通过《食品质量保护法》(The Food Quality Protection Act, FQPA),要求 USEPA 对美国现正在使用的上百种农药对地下水 (饮用水源) 的风险进行快速、定量评估,该法案直接推动了农药地下水风险评估模型在 USEPA 农药登记管理过程中的应用^[9]。

3 USEPA 农药地下水风险评估模型

USEPA 农药环境风险评估模型分为水环境模型、陆地环境模型、大气模型和健康影响模型 4 类。其中,水环境模型共计 11 个,用于评估农药在食物、水、非靶标生物体、居住和职业环境中的浓度。在水环境模型中,地下水风险评估模型有 2 个,分别是 SCI-GROW 模型和 PRZM-GW 模型。

3.1 SCI-GROW 和 PRZM-GW 模型应用方案

在农药水环境风险评估中,判断农药是否需要进

入更高级风险评估的标准是通过模型计算的地下水中的农药预测浓度(Estimated Drinking Water Concentrations, EDWCs)是否超过关注水平(Level of Concern, LOC)。SCI-GROW 模型和 PRZM-GW 模型分别应用于初级和中级(Tier I 和 Tier II)农药地下水风险评估,其使用方法见图 1^[10]。USEPA 目前还没有开发出适用于高级农药环境风险评估(Tier III 和 Tier IV)的模型,在高级农药环境风险评估时,USEPA 主要采用制定风险缓解措施并进行其有效性研究,开展广泛的地下水监测等方法。

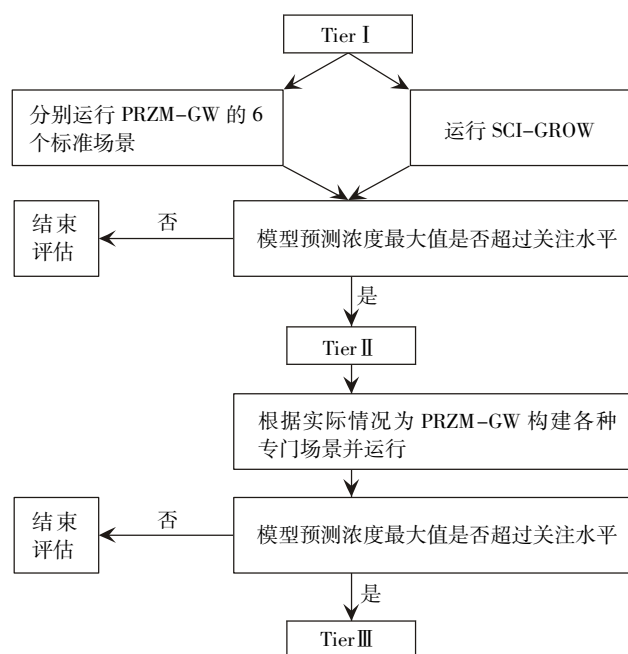


图1 地下水农药风险评估模型使用流程

3.2 SCI-GROW 模型

SCI-GROW 模型是 USEPA 于 1997 年正式发布,用于 Tier I 农药地下水风险评估^[11],经过不断修正和完善,目前的应用版本为 SCI-GROW 2.3。

SCI-GROW 是一个经验线性回归模型。1986 年,美国加利福尼亚州食品和农业局(California Dept. of Food and Agriculture, CDFA)以是否在地下水中检出为标准,将 44 种农药划分为淋溶、不淋溶与淋溶待定 3 种类型^[12]。1989 年, Gustafson 以 CDFA 这 44 种农药检测结果为基础数据,以农药好氧条件土壤半衰期($t_{1/2}$)和土壤有机碳分配系数(K_{oc})为变量,将变量进行对数化处理然后制图分析,确定了地下水污染指数(Groundwater Ubiquity Score, GUS),用于评估农药对地下水的淋溶风险。 $GUS = \lg(t_{1/2}) \times [4 - \lg(K_{oc})]$,其中: $GUS > 2.8$ 为淋溶; $GUS < 1.8$ 为不淋溶; $1.8 < GUS < 2.8$ 为

淋溶待定^[13]。在 GUS 等式的基础上,USEPA 的农药程序办公室(Office of Pesticide Programs, OPP)将美国地下水监测数据进行回归分析,开发出 SCI-GROW 模型,其核心回归方程为: $P_{GW} = 10^{(-2.241 + 0.61 \times RILP)}$,其中: P_{GW} 为地下水中的农药浓度, $RILP$ (Relative Intrinsic Leaching Potential)为农药相对内在淋溶潜力。 $RILP = [\lg(t_{1/2}/6)] \times [\lg(K_{oc} + 5)]$, $t_{1/2} < 6$ d, $K_{oc} < 9\ 995$ mL·g⁻¹; $RILP = [\lg(t_{1/2} - 5)] \times [4 - \lg(K_{oc} + 5)]$, $6 \leq t_{1/2} \leq 1\ 500$ d, $K_{oc} < 9\ 995$ mL·g⁻¹; $RILP = \lg[1\ 500] \times [4 - \lg(K_{oc} + 5)]$, $t_{1/2} > 1\ 500$ d, $K_{oc} < 9\ 995$ mL·g⁻¹^[19]。

SCI-GROW 模型的基础数据来源于遍布美国的地下水监测点,这些站点均具有很高的农药地下水脆弱性。农药地下水脆弱性是指农药在施用后进入地下水的倾向性与可能性^[14]。这些地下水监测点的高农药地下水脆弱性主要由较高的土壤剖面的砂含量、较低的土壤的有机质含量和粘土含量、充足的淋溶水量以及较浅的地下水位构成。各构成部分的具体数值为:土壤剖面的砂含量为 70%~100%(地表 0.3 m, 平均 89%);粘土含量低于 10%(地表 0.3 m, 平均 4%);土壤有机质含量小于 2%(地表 0.3 m, 平均 0.9%);地下水深度在 2.4~7.6 m(平均 4.6 m)之间;各站点通过灌溉提供充足的水量使其高于平均降雨量(在灌溉区域,提供额外 10%~20%的平均灌溉量),在农药使用后的前 3 个月,站点的降水量加灌溉量平均为 44 cm^[15]。

SCI-GROW 模型运行需要输入的数据有:好氧条件土壤半衰期、土壤有机碳分配系数、农药最大使用量以及使用次数。模型的输出结果是地下水中的农药浓度(90 d 模拟的均值)^[15]。

3.3 PRZM-GW 模型

PRZM-GW 模型在 PRZM 模型的基础上开发而成。PRZM 模型是 USEPA 在 1984 年发布的用于模拟化合物在作物根区及根区以下区域运动的模型。此后,USEPA 陆续发布了 PRZM2 版本 1.00(1992 年)、PRZM3 测试版 3.12(1998 年)、PRZM3 版本 3.12.3(2006 年)^[19]。2012 年,USEPA 与加拿大农药管理监管机构(Canada's Pesticide Management Regulatory Authority, PMRA)合作,开发出 PRZM-GW,用于农药登记管理过程中 Tier I 和 Tier II 农药地下水风险评估。

PRZM-GW 模型是描述农药在土壤中运动的一维、有限差分(one-dimensional, finite-difference)模型。该模型模拟农药施用后随降雨和灌溉进入土壤,在土壤中向下淋溶进入地下水的过程。PRZM-GW 模

型以 PRZM 模型为基础,PRZM 模型中,土壤中各个土层的水分运动描述为:表层土壤水分=表层土壤含水量+降雨+雪融-植物截留-地表径流-蒸发蒸腾-向下渗透;根区层土壤水分=根区层土壤含水量+表层土壤渗透-蒸发蒸腾-向下渗透;根区层以下层土壤水分=根区以下层土壤含水量+根区层渗透-向下渗透^[20]。影响农药向下淋溶最终进入地下水的因素很多,该模型的开发者选出用于构建模型的主要因素有:气象,包括降雨、蒸发、温度、风速、太阳辐射;农事操作,考虑灌溉;作物,包括郁闭度、根深;土壤剖面,包括土壤温度、土壤质地、地下水水位、田间持水量;农药降解,包括土壤有氧代谢(地表下 1 m 内,代谢率随深度递减)、水解(地表下 1 m 以下,水解率不随深度变化而变化);农药扩散,仅考虑垂直方向^[21]。

场景(Scenario)是 PRZM-GW 模型在进行农药地下水风险评估时的运行平台,是描述模型输入参数空间特征(气象、土壤、作物特征)的数据集。标准场景是 PRZM-GW 在进行 Tier I 风险评估时的运行平台,具有很高的地下水脆弱性,包括地下水埋深小于 30.5 m,高的净淋溶量(降雨量明显大于蒸发量),以及其他利于农药在土壤中留存的特性等。USEPA 目前一共为 PRZM-GW 建立了 6 个标准场景,分别是:德尔马瓦半岛甜玉米地下水场景、佛罗里达州柑橘地下水场景、佛罗里达州马铃薯地下水场景、佐治亚州南部滨海平原花生地下水场景、北卡罗来纳州东部滨海平原棉花地下水场景、威斯康辛州玉米地下水场景^[21]。

如前所述,PRZM-GW 模型可以用于 Tier I 和 Tier II 2 个级别的农药地下水风险评估,但需要在实际应用时注意使用方法上的差别。进行 Tier I 风险评估时,将农药相关数据直接输入到上述 6 个标准场景中运行,取各场景点饮用水中的预测浓度(Estimated Drinking Water Concentrations, EDWCs)的最大值进行风险评估。而进行 Tier II 风险评估时,根据中级风险评估的要求,需要评估风险随环境条件变化而变化的情况。因此,在利用 PRZM-GW 模型进行 Tier II 风险评估之前,需要根据实际情况先对模型的某些方面进行调整,以使模型模拟过程更符合农药的实际施用情况。调整的措施有很多,最主要措施为开发能代表该农药使用的地点实际情况的典型场景;其次是确定 Tier I 没有考虑的农药在表土中的其他降解和吸附过程,衡量农药的多年重复使用情况,考虑饮用水井和农药施用点间距离的缓冲作用,探索暴露的持续时间^[10]。

PRZM-GW 模型运行需要输入的数据有:农药使用量、使用次数、使用时间、多年重复使用情况、水解半衰期、好氧条件土壤半衰期、土壤有机碳分配系数。输出结果是地下水中农药浓度的最高日值、地下水中农药浓度的模拟均值、农药进入地下水的的时间、流动率(模拟中估算的孔容积/阻滞因素)^[10]。

3.4 SCI-GROW 和 PRZM-GW 模型的预测结果分析

PRZM-GW 模型开发者将 66 种农药的相关数据分别代入 SCI-GROW 和 PRZM-GW,将 2 个模型的预测结果与国家水环境质量评估(National Ambient Water Quality Assessment, NAWQA)项目的实际监测结果进行对比。2 个地下水模型的预测结果相比,PRZM-GW 模型的预测结果整体上高于 SCI-GROW 模型,造成的原因可能有:SCI-GROW 模型建模时仅考虑了土壤有机碳分配系数和好氧条件土壤半衰期 2 个因素,而 PRZM-GW 模型考虑了更多的因素;SCI-GROW 模型仅考虑农药 1 年的使用,而 PRZM-GW 模型则可以考虑农药的多年重复使用情况。和 NAWQA 的监测数据相比,PRZM-GW 模型的预测结果具有较高的保护性^[10]。总之,PRZM-GW 模型的预测结果更具保护性。

3.5 SCI-GROW 和 PRZM-GW 模型评价

SCI-GROW 模型在众多影响因素中仅选出好氧条件土壤半衰期和土壤有机碳分配系数来评估农药对地下水的风险,很好地诠释了美国模型构建的吝啬原则。作为 USEPA 使用的第一个农药地下水风险评估模型,SCI-GROW 模型输入变量少,操作简便,用户可快速对某种农药对地下水的风险进行定量评估,且预测结果具有较高的保护性,使其除 USEPA 农药登记管理官方使用外,也被其他学者和机构所接受,用于农药地下水风险评估^[16-17]。作为 USEPA 早期开发的模型,SCI-GROW 模型也存在一定的不足。首先,在模型构建理论方面存在瑕疵。SCI-GROW 模型以 GUS 等式为理论基础回归而成,GUS 等式依据加利福尼亚州的 44 种农药监测结果开发,其核心在于区分农药是否具有淋溶入地下水的潜能,通过该等式反推地下水中农药浓度,已经在一定程度上超出了 GUS 等式的应用范围;其次,SCI-GROW 模型能否直接应用于我国的农药地下水风险管理仍需讨论。SCI-GROW 模型由美国的实际监测数据回归而成,反映美国地下水中的农药情况。农药淋溶进入地下水的过程受到气象、土壤、农业生产方式等多方面影响,这些方面我国和美国存在巨大差异。程燕等^[18]用 SCI-GROW

模型对我国福建省甘蔗种植区 5 种常用农药对地下水构成的风险进行预测,并把预测结果与实际最高监测结果进行对比。结果显示:5 种农药的模型预测结果与该农药的实际最高监测结果十分接近。但是,SCI-GROW 作为 Tier I 风险评估模型,其预测结果必须具有很高的保护性,一般要求其预测结果要在数量级上高于实际监测结果。因此,SCI-GROW 模型不适用于我国福建地区的农药地下水风险评估,要确定该模型能否直接应用于我国其他地区的风险评估,则需开展更为广泛的监测比较研究。

PRZM-GW 模型具有很好的应用前景。PRZM-GW 模型在进行评估时,能综合考虑土壤、气象、作物、农事操作等因素对评估结果的影响,较 SCI-GROW 模型更进一步,更符合农药风险评估模型的发展趋势。更重要的是,PRZM-GW 为农药土壤行为模拟模型,且支持用户根据农药的实际使用情况构建场景,使该模型应用于其他国家和地区成为可能,大大地提高了模型的适用性。我国自 2009 年“农药安全性监测与评价项目”启动以来,已经构建了 6 个农药地下水风险评估标准场景^[2]。2013 年中国农业科学院农业资源与农业区划研究所开发出《农药环境风险评估场景数据库查询系统》(著作权登记号:2013SR062824),我国农药环境风险评估场景体系已趋于完善。可利用我国标准场景体系为 PRZM-GW 模型构建中国场景,将其应用于我国农药地下水风险评估,不过仍需将模型预测结果与我国的实际监测结果进行比较分析,对模型预测结果的保护性作出评价。同时也应当看到,PRZM-GW 模型发布时间不长,模型的参数仍需要根据应用过程中反馈的信息进行不断地修正。并且,该模型的部分输入项也需要不断的完善。例如:在土壤剖面分层的描述上,PRZM-GW 模型按照机械方式对土壤进行分层(0~10、10~20、20~40 cm 等),如能支持用户自行确认土壤分层,更契合土壤剖面的实际情况。

4 结语

我国国土面积辽阔,农业生产地域性差异很大。农药环境风险评估过程中需要考虑地域间不同的气象、地形地貌、土壤、作物、农事操作等因素,这使得我国农药环境风险评估工作的展开以及相关模型的开发更具挑战性。可喜的是,自 2006 年“中荷合作农药环境风险评估项目(PERAP)”与 2008 年公益性行业(农业)科研专项“农药风险评估综合配套技术研究”

启动以来,在我国农药管理部门和科研工作者的共同努力下,我国农药环境风险评估研究实现了跨越式的发展,已初步构建了一整套适合我国国情的农药环境风险评估体系,并首次为我国农药登记管理部门构建出可应用于农药登记管理工作中的风险评估模型。然而,我国的农药环境风险评估仍然任重道远。本文详细介绍了 USEPA 农药地下水风险评估的内容及使用的模型 SCI-GROW 和 PRZM-GW,希借他山之石攻玉,为我国的农药地下水风险评估及模型的开发研究提供一个新视角,使我国的农药环境风险评估发展得更加科学、丰富和完善。

参考文献:

- [1] Forum E E P A. Guidelines for ecological risk assessment[M]. US Environmental Protection Agency, 1998:2-7.
- [2] 程 燕,周军英,单正军. 美国农药水生生态风险评价研究进展[J]. 农药学学报, 2005(4):293-298.
- [3] Ecofram. Ecological committee on FIFRA risk assessment methods: report of the aquatic workgroup[R]. Washington, D C: Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programs, 1999:5-10.
- [4] USEPA,胡 爽. 美国地下水的农药污染[J]. 世界环境, 1988(4):24-27.
- [5] Squillace P J, Scott J C, Moran M J, et al. VOCs, pesticides, nitrate and their mixtures in groundwater used for drinking water in the United States[J]. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36(9):1923-1930.
- [6] Toccalino P L, Norman J E, Hitt K J. Quality of source water from public-supply wells in the United States, 1993-2007 [R]. US Geological Survey, 2010:133-142.
- [7] USEPA. FIFRA amendments of 1988[EB/OL]. <http://www.epa.gov/history/topics/fifra/01.html>. 2013.
- [8] USEPA. Understanding the Safe Drinking Water Act, EPA 816-F-04-030[R]. 2004:1-2.
- [9] Cohen S. Recent examples of pesticide assessment and regulation under FQPA[J]. *Ground Water Monitoring & Remediation*, 2000, 20(1):41-43.
- [10] USEPA. Guidance for using PRZM-GW in drinking water exposure assessments[EB/OL]. http://www.epa.gov/oppefed1/models/water/przm_gw/wqtt_przm_gw_guidance.htm. 2012.
- [11] Cohen S. Successful evaluation of EPA's new screening model[J]. *Ground Water Monitoring & Remediation*, 1998, 18(4):55-57.
- [12] Wilkerson M R, Kim K D. The pesticide contamination prevention act: setting specific numerical values [M]. California Department of Food

- and Agriculture, Division of Pest Management, Environmental Protection and Worker Safety, Environmental Monitoring and Pest Management, 1986:17-18.
- [13] Gustafson D I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1989, 8(4):339-357.
- [14] 孙才志, 潘俊. 地下水脆弱性的概念、评价方法与研究前景[J]. 水科学进展, 1999(4):444-449.
- [15] USEPA. SCI-GROW description[EB/OL]. http://www.epa.gov/oppefed1/models/water/scigrow_description.htm.2012.
- [16] Peterson R K, Hulting A G. A comparative ecological risk assessment for herbicides used on spring wheat: the effect of glyphosate when used within a glyphosate-tolerant wheat system [J]. *Weed Science*, 2004, 52(5):834-844.
- [17] Suzuki Y, Yoshimura J, Katagi T. Aerobic metabolism and adsorption of pyrethroid insecticide imiprothrin in soil[J]. *Journal of Pesticide Science*, 2006, 31(3):322-328.
- [18] 程燕, 周军英, 单正军, 等. 运用 SCI-GROW 模型预测农药对地下水的污染风险[J]. 生态与农村环境学报, 2007(4):78-82.
- [19] USEPA. PRZM version index [EB/OL]. <http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/przm-version-index>.2013.
- [20] Carsel R F, Mulkey L A, Lorber M N, et al. The pesticide root zone model (PRZM): A procedure for evaluating pesticide leaching threats to groundwater[J]. *Ecological Modelling*, 1985, 30(1):49-69.
- [21] USEPA. Model and scenario development guidance for estimating pesticide concentrations in groundwater using the pesticide root zone model [EB/OL]. http://www.epa.gov/oppefed1/models/water/przm_gw/wqtt_przm_gw_scenario_guidance.htm.2012.
- [22] 魏启文, 陶传江, 宋稳成, 等. 农药风险评估及其现状与对策研究[J]. 农产品质量与安全, 2010(2):38-42.