

蔬菜地农药施用的土壤生态风险评估

邓勋飞¹, 詹宇², 王祥云³, 吕晓男^{1*}

(1.浙江省农业科学院数字农业研究所, 杭州 310021; 2.美国加州大学戴维斯分校 AGIS 实验室, 戴维斯 95616; 3.浙江省农业科学院质量标准研究所, 杭州 310021)

摘要:通过对浙江萧山围垦区农场蔬菜种植区农药施用记录的调查分析,建立了土壤生态风险水平评价预测方法,结合 GIS 技术构建以种植区块为农药施用的土壤生态风险评价基本单元,定量分析蔬菜地土壤中农药施用后的生态风险水平。20 种不同农药施用后对各蔬菜地土壤产生的生态风险结果表明,4 月份使用多菌灵后产生的生态风险值最高,短期和长期风险值分别达到 104.6 和 106.1,毒死蜱、啶虫脒、吡虫啉和啞菌酯的施用也具有较高的生态风险(均超过 85),而甲维盐等 7 种农药基本无风险(<60)。同时,针对不同的蔬菜种植区块,完成了不同时空条件下多种农药累加施用后对土壤产生的综合生态风险值(Integrated Ecological Risk Values, IERV)的计算,实现了风险值的空间可视化。以 4 月份为例,多个芦笋地块综合风险达到了高风险等级,萝卜地块则为低风险。

关键词:生态风险;评价算法;农药;蚯蚓;土壤;GIS

中图分类号:X820.4 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2014)10-1920-08 doi:10.11654/jaes.2014.10.007

Soil Ecological Risk Assessment of Pesticides in Vegetable Fields

DENG Xun-fei¹, ZHAN Yu², WANG Xiang-yun³, LÜ Xiao-nan^{1*}

(1.Institute of Digital Agriculture, Zhejiang Academy of Agricultural Sciences, Hangzhou 310021, China; 2.AGIS Lab, University of California, Davis 95616, USA; 3. Institute of Quality and Standard for Agro-products, Zhejiang Academy of Agricultural Sciences, Hangzhou 310021, China)

Abstract: Residues of pesticides are often detected in soil, surface water, and groundwater in intensive agricultural areas. Exposure to pesticides may have potential impacts on human health and ecosystem safety. To mitigate the negative impacts of pesticide residues, growers, policy makers, and researchers seek tools to quantitatively assess potential risks of pesticides. In this study, an assessment model for ecological risk of pesticides in soils was developed based on temperature, interception fraction of vegetables, and application rates and properties of active ingredients in interested pesticides. Geo-statistical analysis was then employed to determine the basic spatial units of ecological risk assessment for vegetable production. Finally quantitative risk assessment of pesticide uses in vegetable soils was conducted using a total of 130 pesticide use records for 2010 collected together with soil and climate parameters in vegetable fields of reclamation areas in Xiaoshan, Zhejiang Province. A total of 20 pesticides with predicted ecological risks was identified. Of which, carbendazim, used for asparagus crop in April, had the highest ecological risk, and its short-term and long-term risk values were up to 104.6 and 106.1, respectively. Imidacloprid, chlorpyrifos, acetamiprid, and azoxystrobin were the next, all showing high ecological risks in soil (risk values >85). Emamectin benzoate, iprodione, and fipronil did not show ecological risk (risk values <60). For each vegetable parcel with multi pesticides applied, an integrated ecological risk value (IERV) of different pesticides was also calculated, and a visualized map for spatial distribution of IERV for vegetable parcels was achieved. A case study of IERV in April showed that higher risks were present in several parcels planted with asparagus, while lower risks in radish fields. In summary, this approach would be useful for growers and pesticide control advisors in screening high risk areas and mitigating the impacts of pesticide application on soil.

Keywords: ecological risk; evaluation algorithm; pesticide; earthworm; soil; GIS

收稿日期:2014-03-11

基金项目:浙江省公益技术研究农业项目(2010C32001)

作者简介:邓勋飞(1981—),硕士,助理研究员,主要从事土壤 GIS 和农药风险评估。E-mail:dengxf@mail.zaas.ac.cn

* 通信作者:吕晓男 E-mail:luxngis@163.com

我国农药单位面积用量为世界平均用量水平的 3 倍,同时农药施用量仅有约 30% 作用于目标生物^[1],其余农药通过渗滤、挥发、漂移或食物链传递等途径在生态环境中残留^[2-4]。土壤是环境生态和农业生产中极为重要的媒介,农药的残留将直接或间接影响土壤生物、作物安全及人体健康。为了准确评价农药使用可能带来的土壤生态风险,获取土壤中的农药残留的监测数据是重要的途径。但这往往需要在农药施用后以一定的时间间隔进行连续测定,再通过实验室分析才能完成^[5-6],不仅耗费大量的时间,经济成本也非常高。当试验范围较大、不同时间使用多种农药时,农药残留数据检测难以得到快速开展。美国及欧盟在农药的生态风险评价管理方面已经逐渐形成一系列的技术、程序和模型方法^[7-11],结合农药的物理、化学、生物毒理特征以及实际的环境场景,能够预测农药的使用对环境产生的生态风险^[12-13]。通过模型的优化计算,可以克服部分农药监测数据难以获取的弊端^[14],并对可能存在较大风险的区域进行重点监测和深入的生物暴露评估试验,节约大量的人力和财力成本。当前国内已有的一些关于农药生态风险的研究多为对国外农药风险评价程序、暴露模拟外壳的介绍与探讨^[15-17],而很少有文献涉及评价模型具体算法方面的研究与应用。

浙江萧山海涂围垦区是杭州市蔬菜种植和水产养殖的重要生产基地,不合理的农药施用也对土壤环境造成了潜在的生态风险。本文在前人的农药生态风

险评估算法基础上^[11,18-20],在农场建立研究区域,以农场中各种植区蔬菜地块为基本评价单元参考,建立预测模型对不同农药施用后产生的土壤相对生态风险水平进行评估;同时,融入地理信息系统(Geographic Information System, GIS)分析技术,将环境数据通过空间插值技术插值到各蔬菜地块单元中,研究了蔬菜种植区不同时空条件下地块单元上的土壤综合生态风险(Integrated Ecological Risk Values, IERV)水平。

1 材料与方法

1.1 研究区域

本研究试验区域所在地为浙江省萧山围垦区的吉天农场($120^{\circ}36'50''\sim 120^{\circ}37'55''\text{E}$, $30^{\circ}17'15''\sim 30^{\circ}18'30''\text{N}$),农场总面积约 200 hm^2 ,其中蔬菜种植基地占 60 hm^2 ,其余多为养殖水面。大面积种植的蔬菜品种主要有芦笋、萝卜、番茄和辣椒。该区域属于典型的亚热带季风气候,年平均气温为 16.2 $^{\circ}\text{C}$,夏季平均气温 28.6 $^{\circ}\text{C}$,冬季平均气温 3.8 $^{\circ}\text{C}$;年平均降雨量约为 1500 mm;蔬菜地土壤质地为砂土。研究区域位置与蔬菜区块分布如图 1 所示。

1.2 数据获取

收集整理了 2010 年吉天农场蔬菜种植区块的田间农药使用档案,这一年中各地块施用各种农药总次数为 130 次,各种农药在相同或不同地块上的施用总次数在 1~19 次不等。此外,还调查了蔬菜基地的土壤采样数据、农药施用时气候条件以及农药有效成分特

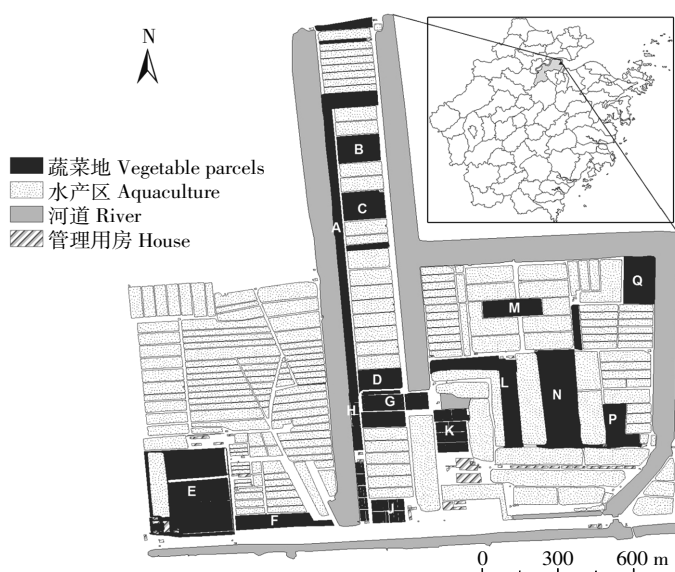


图 1 研究区域位置与蔬菜区块分布

Figure 1 Location of studied area and distribution of vegetable fields

性等信息,具体的数据内容分类与描述如表1所示。

1.3 土壤农药生态风险研究步骤与算法

不同土壤中的农药生态风险除受当地气候条件影响外,土壤质地、容重等多种参数也对农药的残留产生不同程度的影响^[22]。依据不同农药的特性参数,以蚯蚓为土壤指示生物(蚯蚓是农田土壤生态群落中物质循环的重要载体以及常用的毒理实验的模式生物^[23-24],农药的毒理试验数据比较全),开展农药施用后蔬菜地土壤中短期与长期生态风险评估。

1.3.1 土壤短期生态风险估算方法

农药在土壤中的短期生态风险相关因子可能涉及农药施用浓度、土壤容重、农药被作物截留系数以及农药有效成分含量等,依如下公式^[19]:

$$PEC_s = 1000 \cdot RATE \cdot C_M (1 - f_{im}) / (DEPTH_s \cdot BD) \quad (1)$$

式中: PEC_s 为农药短期风险下的土壤环境中的预测浓度, $mg \cdot kg^{-1}$; $DEPTH_s$ 为短期风险下的表层土壤深度, m ; C_M 为农药中有效成分含量; f_{im} 为农药被作物截留的系数; $RATE$ 为单位面积农药施用量, $g \cdot m^{-2}$; BD 为土壤容重, $kg \cdot m^{-3}$; 1000 为单位换算系数。

当相同的农药间隔一定的时间 $T(d)$ 多次施用于同一蔬菜种植地块时,则在第 N 次施用后,该农药所累积的浓度可能达到最大,可依下式估算当时的短期浓度值 PEC_s :

$$PEC_s = PEC \cdot (1 - e^{-N \cdot K \cdot T}) / (1 - e^{-K \cdot T}) \quad (2)$$

式中: PEC 为该农药第一次施用土壤环境中预测浓度, $mg \cdot kg^{-1}$; K 为土壤降解率常数, d^{-1} , 将 PPDB 中的农药土壤半衰期数据与实际温度、修正系数进行转换,使其更接近真实场景,计算方法如下^[11]:

$$K = \ln 2 \cdot f_i / DT \quad (3)$$

式中: DT 为农药有效成分在土壤中的半衰期, d ; f_i 为温度修正系数,计算方法如下:

$$f_i = e^{\gamma(t-t_0)} \quad (4)$$

式中: γ 为常数,缺省值 0.08; t 为研究区域的农药施用当月平均气温, $^{\circ}C$; t_0 为测定该农药有效成分半衰期时的温度, $^{\circ}C$ 。

土壤农药生态风险水平的评价是基于农药施用后残留在土壤中的浓度与土壤生态环境中生物所能承受的毒理浓度来判定^[25]。可通过如下公式得到短期风险值:

$$RV_s = 50 \cdot PEC_s / LC_w \quad (5)$$

式中: RV_s 为农药使用的短期风险值; LC_w 为蚯蚓的急性半致死浓度, $mg \cdot kg^{-1}$; 50 为安全系数(土壤中可能存在其他对该农药更敏感的生物)。

1.3.2 土壤长期生态风险估算方法

农药在土壤中的长期生态风险需要着重考虑农药在土壤中降解半衰期、温度以及暴露时间等,具体的计算方法如下^[10]:

$$PEC_L = PEC_s \cdot (1 - e^{-K \cdot t_{ex}}) \cdot DEPTH_s / DEPTH_L \cdot K \cdot t_{ex} \quad (6)$$

式中: PEC_L 为农药长期风险下土壤环境中的预测浓度, $mg \cdot kg^{-1}$; $DEPTH_L$ 为长期风险下的表层土壤深度, m ; t_{ex} 为慢性毒理实验暴露时间间隔, d , 默认值为 21 d 。

与短期风险值计算类似,农药的长期生态风险值估算如下:

$$RV_L = 100 \cdot PEC_L / NOEC_w \quad (7)$$

式中: RV_L 为农药施用的长期风险值; $NOEC_w$ 为蚯蚓慢性无作用浓度值, $mg \cdot kg^{-1}$; 100 是安全系数,将这里的安全系数设定为短期风险时的两倍,是考虑到长期风险更大的不确定性,以及其他未知作用因素(如吸附、生物富集)可能造成土壤环境中该农药降解速度减缓或农药残留产生累积的情况。

1.3.3 土壤农药生态风险值累加与等级划分

针对多个农药同时作用于一个蔬菜地块的情况,把综合的风险值定义为各个农药风险值(RV_{ij})的累加^[19],如下式:

$$RV_i = \sum_j RV_{ij} \quad (8)$$

式中: RV_i 表示第 i 个地块土壤的生态风险值; RV_{ij} 表示农药 j 对第 i 个地块产生的土壤生态风险值。

比较 RV_s 和 RV_L 的值,取其中最大的代表土壤

表1 数据采集分类与描述

Table 1 Classes and description of collected data

数据分类	数据描述	数据来源
农药使用数据	农药名称、地块编号、施用日期、农药用量(浓度)、施用方法、施用面积、施用对象作物、农药施用目的	吉天农场蔬菜安全生产记录中的农药使用数据(纸质档案,2010年)
气象数据	月平均温度	历史气象数据(2010年)
农药特性数据	农药有效成分、农药有效成分含量、农药土壤半衰期、半致死浓度(LC_{50} ,蚯蚓)、慢性无作用浓度($NOEC_w$,蚯蚓)	PPDB 农药数据库 ^[21]
土壤属性数据	土壤容重、土壤质地、土壤深度	蔬菜生产地块调查采样数据

中农药的生态风险估算值,如下式:

$$RV=Max(RV_s,RV_L) \tag{9}$$

为了便于比较各 RV 值,需要对该值进行标准化,对所有得到的风险值进行对数转换,使其绝大部分落在 0~100 之间(如果 $R_s<0$,则取 $R_s=0$),如下式:

$$R_s=18\cdot(\log RV+5) \tag{10}$$

参考顾宝根等^[15]提出的以预测浓度与半致死浓度比值作为关注标准,依据公式(10)进行转换,得到风险值 0~60、60~75、75~85 和>85 共 4 个等级,分别代表无风险、低风险、中等风险和高风险。需要指出的是,这些风险值以及它们的划分都是一个相对的概念,并不代表风险的绝对值或绝对水平。

2 结果与分析

2.1 蔬菜区块风险评价空间单元的确立

不同的蔬菜种植区块上,由于土壤特性、种植作物、农药品种及其施用时间、施用剂量与施用方法等情况都不尽相同,本研究确立各蔬菜种植区块为农药

生态风险的基本评价单元。考虑到蔬菜种植地块边界上仍有可能在农药喷(撒)施过程中成为潜在的农药渗入与残留区域,将距离蔬菜区块边界 5 m 之内的土壤区补充纳入到地块的评价单元范围,使每个评价单元能全部覆盖实际蔬菜种植区块及其边界。对各蔬菜区块进行数字化成图,并在地图上对各地块进行编码标识,然后将调查数据中的土壤容重、耕层质地以及各次农药施用情况等信息通过 GIS 分析技术,即将点式的信息通过空间插值的方法(本研究中采用反距离法, $k=2$)赋值到各蔬菜地块(面状)评价单元上,借助 ArcGIS 软件中的地统计分析(Geo-statistical Analysis)模块^[26],建立“图形-属性”对应的风险评价单元空间数据源。

2.2 不同农药施用的生态风险

本研究以 1 个月为时间段,根据各月的农药施用情况进行分类,计算各种农药施用后可能产生的生态风险。表 2 所示为各农药有效成分相关特征信息。

从图 2 中可发现,多菌灵、毒死蜱、啉虫脒、三唑

表 2 农药使用情况及有效成分特征信息
Table 2 Application rates and active ingredient(AI) properties of pesticides

农药名称	农药用量 RATE/ $\times 10^{-3} \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$	施用总次数 ^b	施用月份 ^c	有效成分量 AI/%	截留系数 ^d f_{int}	急性半致死浓度 LC ₅₀ / $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	慢性无作用浓度 NOEC _w / $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	土壤半衰期 DT/d
甲维盐	5.8 ^a	7	10	1.0	0.22	1000	300	300
异菌脲	66.1	1	3	5.0	0.11	1000	260	84
氟吗啉	416.6	1	6	6.5	0.76	1000	240	400
氟虫腈	0.2 ^a	10	4	5.0	0.22	500	500	142
霜脲氰	132.3 ^a	16	3	8.0	0.21	1000	6.6	0.7
腐霉利	88.2 ^a	2	2	50.0	0.18	1000	300	7
灭蝇胺	44.2 ^a	2	5	75.0	0.21	1000	333	93
氟菌唑	46.4 ^a	3	11	30.0	0.22	680	150	13
啉菌酯	176.5 ^a	2	3	25.0	0.19	283	3	78
阿维菌素	83.3 ^a	2	5	8.8	0.46	33	0.72	30
草甘膦	1.3	1	8	46.0	0.22	480	28.8	12
丙森锌	6.9 ^a	2	4	70.0	0.41	700	120	3
三唑磷	35.1 ^a	19	2	1.0	0	466	20	44
代森锰锌	9.7 ^a	17	9	64.0	0	299.1	20	0.1
吡虫啉	83.3 ^a	3	5	10.0	0.21	10.7	0.178	191 ^e
百菌清	6.9 ^a	5	4	75.0	0.4	268.5	25	22 ^e
虫螨腈	1.1	1	8	10.0	0.22	12	2.6	1.4
毒死蜱	1 623.5 ^a	19	1	2.0	0	129	12.7	50 ^e
啉虫脒	1.0 ^a	11	10	20.0	0.22	9	1.26	3
多菌灵	13.8 ^a	6	4	25.0	0.4	5.4	1	40 ^e

注:a.该数值为农药施用后产生最大风险值时的农药施用浓度(即农药多次施用的情况);b.一年中该农药在相同或不同地块中的使用总次数;c.当同一农药某个月施用多次时,风险值计算依据公式(2)进行累加;d.参考 Padovani 等^[18]对不同农作物及其生长时期对喷(撒)施在其上农药的截留试验数据,其中截留系数为 0 是施用方式为撒施的情况(即直接撒到土壤中);e.土壤类型为砂土时的半衰期数据,其余参考 PPDB 农药数据库的典型实验数据。

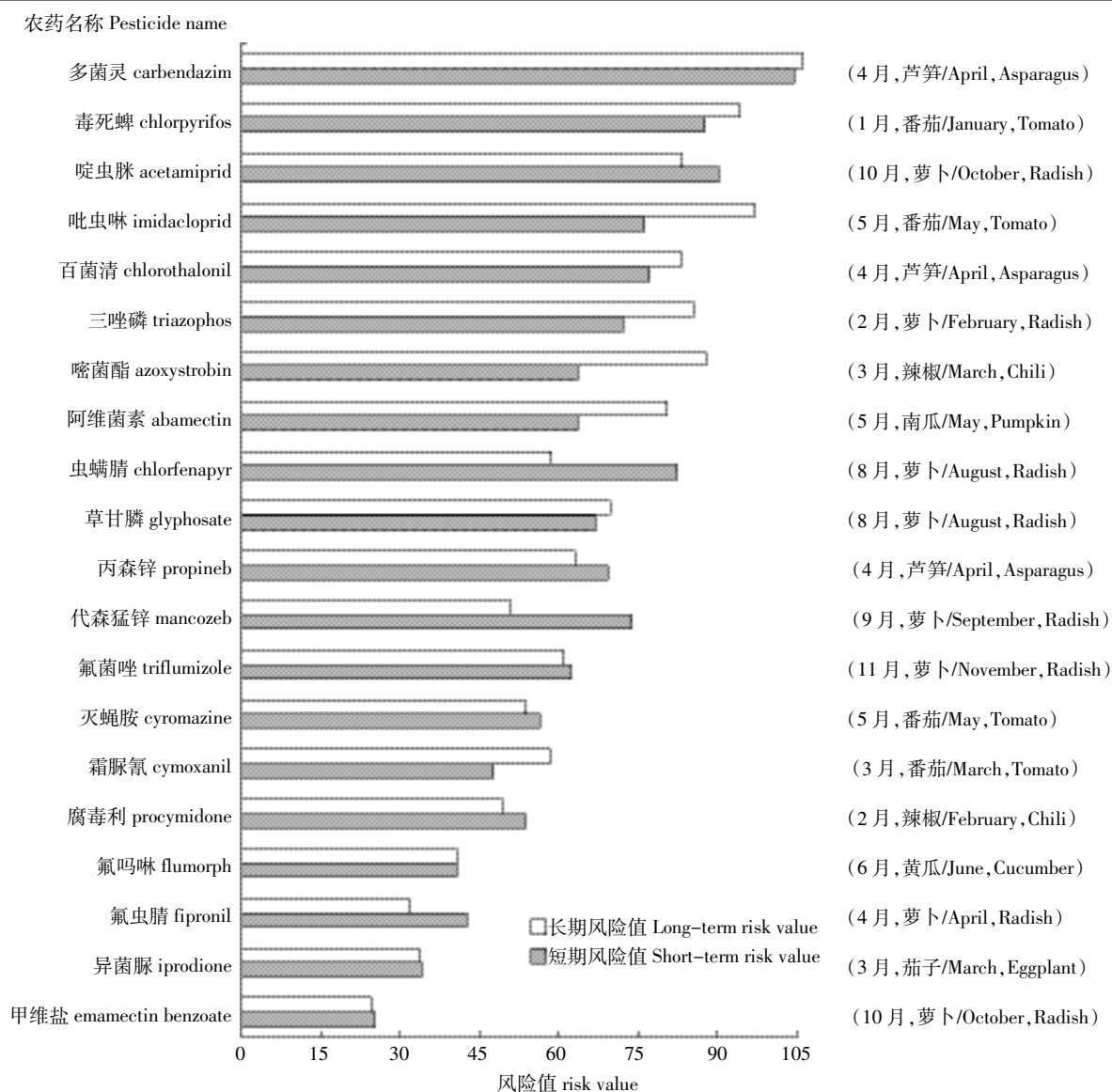


图2 各农药使用的短期与长期生态风险值

Figure 2 Values for short-term and long-term ecological risks of pesticides

磷、啶菌酯和吡虫啉等农药在施用后具有高的土壤短期或长期生态风险,其中以多菌灵最为严重,其短期与长期风险值分别为104.6和106.1,均达到了高风险等级。通过调查蔬菜田间档案发现,该农药施用发生在2010年4月的芦笋种植地块,当月共进行了三次施药(4月11日、4月16日和4月23日),每次施药浓度均为 $3\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,多次施药的累加效应、相对较长的土壤半衰期(40 d)以及对蚯蚓的较强毒性,这些原因共同造成了其对土壤的高生态风险值。从图2与表2对照也可发现,虫螨腈施用后的短期风险较高,与蚯蚓对其具有相对较低的耐受性有关($\text{LC}_{50}=12\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$);而较短的土壤半衰期(1.4 d)则使其长期风险值相对较低。啶菌酯具有相对较高的长期风险是由

于该农药在土壤中有较长的土壤半衰期(78 d),且其对蚯蚓的慢性无作用浓度较低($\text{NOEC}_w=3\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。此外,甲维盐、异菌脲、氟虫腈、氟吗啉等则基本没有风险,其他农药的施用对土壤生态环境具有中等风险或低风险。

另外,从农药施用时间和所种植的蔬菜角度看,1月、4月和5月的番茄地、芦笋地土壤的生态风险值均较大,该时期温室大棚病虫害开始流行,用药量偏多。而10月份的萝卜在用啶虫脒防治蚜虫时,间隔3 d施药两次,农药用量与施用次数的增加直接造成生态风险的偏高。

2.3 不同时空条件下农药使用的综合生态风险

通过图2的分析可知不同农药施用后土壤的短

期与长期生态风险,而对于某一特定的蔬菜种植区块,事实上存在着相同或不同农药间隔或多次施用的情况。在这样的条件下,蔬菜种植区块在某个月内的土壤综合生态风险需要对各单一农药施用后的短期或长期生态风险分别进行累加得到。利用克里格(Kriging)^[26]从点到面的数值估计及分析,将各区块农药施用风险评价的输入变量值插值到评价单元中,通过累加计算预测风险值,获得了各蔬菜种植单元区块土壤中农药综合生态风险水平。图3所示为各蔬菜区块4月份的综合生态风险图。

结合图1中的蔬菜区块编号,我们发现农药施用的地块多为萝卜地(A/B/C/D/E/L/M)和芦笋地块(F/G/J/K),以及小面积的辣椒、茄子区块(H)。对比蔬菜田间农药施用档案发现,该月萝卜地主要为杜邦克露72%粉剂(含代森锰锌和霜脲氰)防治霜霉病,该两种有效成分具有较短的土壤半衰期(<1 d),同时蚯蚓对其又具有高浓度的耐受性($LC_{50}>299\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),该条件下其所造成的短期和长期生态风险均相对较小。而芦笋地块因施用次数较多形成农药毒性的累加作用,造成了该种植区块的高生态风险。

3 讨论

与运用复杂的模型^[8,10],动态模拟、预测根际土壤中农药的运移与残留动态变化不同,本文主要是针对土壤农药残留的风险筛选水平(Screening-Level Risk Assessments)开展算法研究^[27],并不苛求准确预测某种农药或某个地块中农药的具体残留量。而是作为一个初级阶段的相对风险评估方法,去估算试验区域内农药使用对土壤产生的相对生态风险,用于快速筛选出潜在的高风险区域,再对该区域进行更深入的数据采集与风险分析。

现有数据中,只有少部分农药的半衰期试验数据与研究的真实环境接近(表2),其他多数农药的半衰期值仍是参照实验室或特定试验条件下获得的数据(PPDB)^[21]。为了使计算结果更接近真实场景,本研究借鉴 Stenrod^[13]和 Zhan 等^[19]的修正方法,将农药土壤半衰期数据与实际温度进行转换修正,以相对较少的输入变量,获得了更接近实际情况的农药降解率系数,并最终形成了土壤相对生态风险水平的综合评判方法。

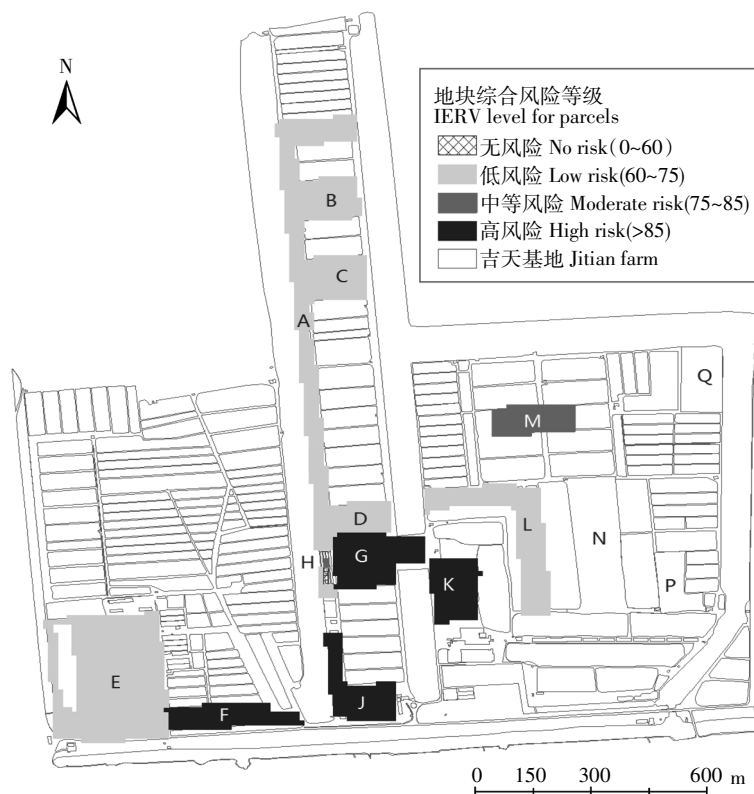


图3 四月份蔬菜地块土壤农药使用综合生态风险图

Figure 3 Map of integrated ecological risk values for vegetable parcels in April

通过农药残留试验数据的比较分析,本研究中预测残留浓度(PEC_L 和 PEC_S)基本上处于或小幅度超过(10倍以内)文献中研究的浓度范围^[28-31]。从上述比较结果看,预测结果可以指示该研究区域中农药使用后的在土壤中产生的相对风险水平,指导生产过程中农药的合理使用,并针对具有高风险水平的蔬菜地块进行重点的数据监测,节省成本和资源,避免非必需的试验分析。预测存在几倍的误差情况,可能是浓度预测时以最保守(即最坏)的情况考虑,此外研究区域内海涂围垦特性、土壤微生物降解(或富集)、田间灌溉等偶然性因素同样有可能影响预测结果的准确性。由于这些更为复杂且难以量化的因素很难用简单的数学关系进行解释,如果一开始就将所有这些因素纳入考量,模型就会非常复杂,而且难以有效开展。因此,在此风险筛选水平的基础上,再做进一步的农药试验数据采集、场景构建以及详细的因素敏感性分析^[32-33]。今后,更详细和深入的研究还需要构建大量的各种不同的农田环境场景模式,在不同场景模式中去评估并验证其风险,这将有助于进一步提高预测准确性,扩展应用范围。

4 结论

在施用不同农药和剂量的情况下,从时间与空间两个层面对浙江典型海涂围垦区蔬菜种植地进行了土壤相对生态风险水平的估算,共得到了20种不同农药施用后对土壤产生的生态风险值。以大于85为具有高生态风险临界值,判定毒死蜱、啉虫脒、吡虫啉和啉菌酯等农药的施用对土壤中的生物具有较高的短期或长期生态风险,其中4月份的芦笋种植地块,在施用多菌灵后产生的生态风险值最高(短期和长期风险分别达到了104.6和106.1)。

此外,以蔬菜种植地块空间位置为对象,综合不同时间施用多种不同农药的情况,获得了各蔬菜种植地块的综合生态风险值(IERV)。结合GIS空间插值分析,实现了区块土壤生态风险的空间可视化,直观地反映了研究区域不同时间(按月份)各蔬菜种植地块土壤的相对生态风险水平。为典型的海涂围垦蔬菜地场景提供了土壤生态风险评价的思路与方法,也可作为其他类似区域的风险评价或同类的研究提供借鉴。

参考文献:

[1] 陈晓华. 加强农业资源环境保护促进农业可持续发展[J]. 行政管理改革, 2013(3):10-15.

- CHEN Xiao-hua. Strengthen environmental protection of agricultural resources to promote sustainable agricultural development[J]. *Administration Reform*, 2013(3):10-15.
- [2] Cunha J P, Chueca P, Garcerá C, et al. Risk assessment of pesticide spray drift from citrus applications with air-blast sprayers in Spain[J]. *Crop Protection*, 2012, 42:116-123.
- [3] 杨立强, 徐光军, 宋超, 等. 苯醚甲环唑在烟叶和土壤中农药残留与降解[J]. 农药, 2013, 52(11):821-823.
- YANG Li-qiang, XU Guang-jun, SONG Chao, et al. Residues and decline dynamics of difenoconazole in tobacco and soil[J]. *Agrochemicals*, 2013, 52(11):821-823.
- [4] 宋卫国, 李宝聚, 叶志华, 等. 农田土壤中农药的环境行为浓度预测[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4):1574-1581.
- SONG Wei-guo, LI Bao-ju, YE Zhi-hua, et al. Concentration prediction of pesticides with different transformation fate in agricultural soil environment[J]. *Journal of Agro-Environmental Sciences*, 2008, 27(2):555-559.
- [5] 秦旭, 孙扬, 徐应明, 等. 噻嗪酰胺在马铃薯和土壤中检测方法及其残留动态研究[J]. 农业资源与环境学报, 2013, 30(6):83-86.
- QIN Xu, SUN Yang, XU Ying-ming, et al. Residue determination and degradation of thifluzamide in potato and soil[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2013, 30(6):83-86.
- [6] 周勇, 王彦辉, 周小毛, 等. QuEChERS-气相色谱法检测苧麻及其土壤中8种有机磷农药残留[J]. 农药学报, 2013, 15(2):217-222.
- ZHOU Yong, WANG Yan-hui, ZHOU Xiao-mao, et al. Determination of 8 organophosphorus pesticide residues in ramie and soil by QuEChERS-gas chromatography[J]. *Journal of Pesticide Science*, 2013, 15(2):217-222.
- [7] USEPA. EPA/630/R-95/002F Guidelines for ecological risk assessment[R/OL]. (1998-05-14). <http://www.epa.gov/raf/publications/pdfs/E-COTXTBX.PDF>
- [8] USEPA. EPA/600/R-05/111 PRZM-3, A model for predicting pesticide and nitrogen fate in the crop root and unsaturated soil zones:Users manual for release 3.0[R/OL]. (2005-09-21). <http://www.epa.gov/athens/publications/reports/Suarez600R05111PRZM3.pdf>
- [9] Focks A, Horst M, van den Berg E, et al. Integrating chemical fate and population-level effect models for pesticides at landscape scale:New options for risk assessment[J]. *Ecological Modelling*, 2014, 280:102-116.
- [10] Beinat E, Berg R van den. EUPHIDS: A decision support system for the admission of pesticides[EB/OL]. [1996-4-30]. http://www.rivm.nl/dsresource/objectid=rivmp:19299&type=org&disposition=inline&ns_nc=1.
- [11] Boesten J, Helweg A, Businelli M, et al. Soil Persistence Models and EU Registration[C]//The final report of the work of the Soil Modelling Work group of FOCUS. 1997, 29.
- [12] Bockstaller C, Guichard L, Makowski D, et al. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems: A review[J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2008, 28(1):139-149.
- [13] Stenrod M, Heggen H E, Bolli R I, et al. Testing and comparison of three pesticide risk indicator models under Norwegian conditions: A

- case study in the Skuterud and Heiabekken catchments[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2008, 123(1): 15–29.
- [14] Levitan L. "How to" and "why": Assessing the enviro-social impacts of pesticides[J]. *Crop Protection*, 2000, 19(8): 629–636.
- [15] 顾宝根, 程 燕, 周军英, 等. 美国农药生态风险评估技术[J]. 农药学报, 2009, 11(3): 283–290.
- GU Bao-gen, CHENG Yan, ZHOU Jun-ying, et al. Review on USA pesticide ecological risk assessment techniques[J]. *Chinese Journal of Pesticide Science*, 2009, 11(3): 283–290.
- [16] 赵 亮, 周军英, 程 燕, 等. 国内外农药生态风险评估暴露模拟外壳述评[J]. 生态与农村环境学报, 2012, 28(1): 10–18.
- ZHAO Liang, ZHOU Jun-ying, CHENG Yan, et al. Review of exposure simulation shells for pesticide ecological risk assessment[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2012, 28(1): 10–18.
- [17] 顾晓军, 张志勇, 田素芬. 农药风险评估原理与方法[M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2008.
- GU Xiao-jun, ZHANG Zhi-yong, TIAN Su-fen. Principles and methods of pesticide risk assessment[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2008.
- [18] Padovani L, Trevisan M, Capri E. A calculation procedure to assess potential environmental risk of pesticides at the farm level[J]. *Ecological Indicators*, 2004, 4(2): 111–123.
- [19] Zhan Y, Zhang M H. PURE: A web-based decision support system to evaluate pesticide environmental risk for sustainable pest management practices in California[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2012, 82: 104–113.
- [20] Farlin J, Gallé T, Bayerle M, et al. Using the long-term memory effect of pesticide and metabolite soil residues to estimate field degradation half-life and test leaching predictions[J]. *Geoderma*, 2013, 207–208: 15–24.
- [21] AERU. The pesticide properties database (PPDB)[DB/OL]. (2007–03–02)[2014–05–13]. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>
- [22] 周军英, 单正军, 石利利, 等. 农药生态风险评估与风险管理技术[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2012.
- ZHOU Jun-ying, SHAN Zheng-jun, SHI Li-li, et al. Pesticide ecological risk assessment and risk management techniques[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2012.
- [23] 肖能文, 赵彩云, 王学霞, 等. 用于土壤污染生态毒理诊断的蚯蚓生物标志物研究[J]. 江西农业学报, 2012, 24(1): 137–143.
- XIAO Neng-wen, ZHAO Cai-yun, WANG Xue-xia, et al. Studies on earthworm biomarker for eco-toxicological diagnosis of soil pollution[J]. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 2012, 24(1): 137–143.
- [24] 何巧力, 颜增光, 汪群慧, 等. 利用蚯蚓回避试验方法评价蔡污染土壤的生态风险[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2): 538–543.
- HE Qiao-li, YAN Zeng-guang, WANG Qun-hui, et al. The application of earthworm avoidance test in ecological risk assessment of Naphthalene-contaminated soils[J]. *Journal of Agro-Environmental Sciences*, 2007, 26(2): 538–543.
- [25] Reus J, Leendertse P, Bockstaller C, et al. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2002, 90: 177–187.
- [26] ESRI. Geostatistical analyst tutorial[M]. ESRI Inc, 2010: 33–47.
- [27] USEPA. EPA 540/F-01/014 The role of screening-level risk assessments and refining contaminants of concern in baseline ecological risk assessments[S/OL]. (2001–06). <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ecoup/pdf/slera0601.pdf>
- [28] 秦 丽. 吡虫啉和百菌清在设施和露地五种蔬菜上的残留行为研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2011: 28–30.
- QIN Li. Study on residual behavior of imidacloprid and chlorothalonil between the greenhouse and field in five kinds of vegetables[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2011: 28–30.
- [29] 李界秋. 毒死蜱的环境行为研究[D]. 南宁: 广西大学, 2007.
- LI Jie-qiu. A study on environmental behavior of chlorpyrifos[D]. Nanjing: Guangxi University, 2007.
- [30] 魏厚道, 林 建, 王天玉, 等. 多菌灵在浙麦冬及其土壤中的消解动态研究[J]. 农药学报, 2009, 11(4): 467–471.
- WEI Hou-dao, LIN Jian, WANG Tian-yu, et al. Residue decline dynamics of carbendazim in *Radix ophiopogonis* and soil[J]. *Chinese Journal of Pesticide Science*, 2009, 11(4): 467–471.
- [31] 白云明. 设施农业土壤中百菌清和毒死蜱的时空变化特征及其影响机制[D]. 杭州: 浙江工业大学, 2011.
- BAI Yun-ming. Spatial and temporal distribution of chlorothalonil and chlorpyrifos in the facility soil and their effect mechanism[D]. Hangzhou: Zhejiang University of Technology, 2011.
- [32] Saltelli A, Annoni P, Azzini I, et al. Variance based sensitivity analysis of model output: Design and estimator for the total sensitivity index[J]. *Computer Physics Communications*, 2010, 181(2): 259–270.
- [33] Zhan Y, Zhang M H. Application of a combined sensitivity analysis approach on a pesticide environmental risk indicator[J]. *Environmental Modelling & Software*, 2013, 49: 129–140.