

不同土地利用条件下土壤质量综合评价方法

张汪寿^{1,2}, 李晓秀², 黄文江^{1*}, 李建辉², 任万平², 高中灵¹

(1. 国家农业信息化工程技术研究中心, 北京 100097; 2. 首都师范大学资源环境与旅游学院, 北京 100037)

摘要: 针对传统的土壤质量评价方法难以满足现代农业发展的现状, 提出了一种土壤质量指数法(SQI)综合评价土壤质量, 旨在为农业生产、农产品产地选址、农业环境保护等提供理论支撑和参考依据。将方法在北京市郊区 7 种土地利用方式(粮田、林地、湿地、荒地、果园、菜地、草地)上进行了应用, 并与常规方法进行了对比, 结果表明: 采用隶属度模型评价土壤肥力, 肥力高低顺序为: 湿地>菜地>粮田>林地>果园>荒地>草地; 采用内梅罗污染指数评价了重金属污染状况, 污染程度高低顺序为: 湿地>菜地>荒地>果园>林地>粮田>草地; 采用 SQI 指数评价土壤综合质量, 其综合质量的高低顺序为: 湿地>粮田>菜地>果园>林地>荒地>草地。此外还对评价模型的适用范围、评价结果的划分等一系列关键问题进行了探讨, 得出: SQI 指数评价方法的应用及结果的划分涵盖了不同的土地利用方式的农用地, 体现了各种土壤属性的差异和变异特性, 评价结果可实现土壤综合质量定性和定量化, 能够反映土壤的关键信息, 符合农业生产需要。

关键词: 重金属, 土壤测试, 环境保护, 土壤质量指数(SQI), 评价方法, 肥力

doi: 10.3969/j.issn.1002-6819.2010.12.053

中图分类号: S158.9, X825

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2010)-12-0311-08

张汪寿, 李晓秀, 黄文江, 等. 不同土地利用条件下土壤质量综合评价方法[J]. 农业工程学报, 2010, 26(12): 311-318.
Zhang Wangshou, Li Xiaoxiu, Huang Wenjiang, et al. Comprehensive assessment methodology of soil quality under different land use conditions[J]. Transactions of the CSAE, 2010, 26(12): 311-318. (in Chinese with English abstract)

0 引言

土壤质量是土壤特性的综合反映, 也是揭示土壤条件动态的最敏感的指标, 因而能体现自然因素及人类活动对土壤的影响^[1]。早在 20 世纪 70 年代初土壤质量(soil quality)这个名词就出现在土壤学文献当中^[2], 但是被频繁引用并成为国际土壤学研究热点则是 20 世纪末 21 世纪初的事^[3], 根据国际土壤学会对土壤功能的阐述, 中国土壤学界形成了对土壤质量较为统一的认识: 土壤质量是土壤在生态系统的范围内, 维持生物的生产力、保护环境质量以及促进动植物健康的能力^[4]。土壤质量是土壤肥力质量、土壤环境质量和土壤健康质量 3 个相对独立而又有机联系的组分之综合集成^[5]。

土壤其核心之一是土壤生产力, 基础是土壤肥力^[6]。土壤有容纳和净化污染物的功能, 但在强烈的超负荷环境冲击下, 其缓冲和净化功能将面临巨大的威胁, 从而导致土壤、水和大气质量的下降^[7]。土壤质量的含义很丰富, 而土壤肥力和土壤环境质量是最为重要的 2 个要素。基于以上原因在进行土壤质量评价时应将肥力和环境质

量二者结合起来进行, 而不可偏废。但土壤质量的评价方法国际上尚没有统一的标准, 也无固定的方法, 常见的评价方法可以概括为定性和定量评价, 定性评价是通过综合各因子对土壤质量一个相对好坏的评价, 这种方法应用不是很广泛。目前绝大多数研究都集中定量评价上, 因为这种方法较客观, 适合于各种尺度, 但争议也较大。评价指标选取不一: 如 Ditzler 等^[8]选取土壤呼吸和蚯蚓数量 2 项生物指标来评价农田的土壤质量。Kirchmann 等^[9]选取了 pH 值、有效磷等作为生产力指标、有机碳等作为生物分解指标、作物中镉含量作为人类活动下可持续利用指标、潜在磷流失量作为物质交换指标, 通过分等级来解释农业土壤的质量状态。这些评价指标的选取未与国家及地区的相关标准进行有效结合, 不利于推广应用, 指标测定相对麻烦; 评价方法及评价侧重点也多种多样: Masto 等^[10]提出更灵敏的土壤质量指数方法评价了长期不同施肥措施下的土壤质量, 但只适用于半干旱地区。Sparling 等^[11]在国家的尺度上, 提出了基于最小数据集的土壤评价方法, 但未考虑土壤的环境质量状况。此外韩平等^[12]对北京郊区农田进行了土壤肥力和土壤环境质量评价, 但考察的只是农田尺度, 且未提出合理的综合评价方法。康玲芬等^[13]对兰州市不同土壤利用类型的土壤质量进行了评价, 研究的是市区土壤的规律, 未对基本农田进行评价; 评价结果的划分依据不一: 评价模型的评价结果的划分主观性很强, 多数未考虑土壤的差异性, 未进行应用验证, 如 Ditzler 等^[8]、Kirchmann 等^[9]、Masto 等^[10]等。因此, 前人土壤质量评价的研究从评价指标的选取, 到评价方法的构建, 及评价结果的划分都存在较大的争议和不足。

收稿日期: 2010-05-25 修订日期: 2010-09-27

资助项目: 农业部农业生态环境保护项目; 农产品产地环境信息库建设、主要大中城市农产品产地重金属污染监测及数据库建设; 农业部 948 项目“农田环境信息快速获取与农产品安全监测系统”(2006-G63-2)

作者简介: 张汪寿(1987-), 男, 安徽人, 主要从事土壤质量监测与评价研究。北京 国家农业信息化工程技术研究中心, 100097。

Email: zhangwangshou@126.com

*通信作者: 黄文江, 博士, 副研究员, 主要从事土壤质量评价及农业定量遥感方面研究。北京 国家农业信息化工程技术研究中心, 100097。

Email: huangwj@nrcita.org.cn

基于以上原因,本文在大量的调研的基础上,针对农业生产的需求提出了土壤质量指数(soil quality index, *SQI*)法综合评价土壤质量,并在北京市郊区代表性土地利用方式进行了验证,能体现各类不同质量水平的土壤的属性和变异特性,对于土壤综合质量量化、指导农业施肥、防治环境污染、农产品产地选址及提高农业产出都具有很重要的现实意义。

1 数据获取

采样区域为北京市大兴区,采用GPS定位,样点的布局和采样点数根据田块的土地利用方式和面积进行确定,并依据质量保证规范剔除异常数据后共取得46个样品,涵盖主要土地利用方式。每个样点在直径10 m范围内选择4个0~20 cm耕层土壤混合,按四分法取样品1.0 kg。在室内风干,磨碎。土壤重金属及土壤养分的分析测定参照国家标准方法执行,分析过程均加入国家标准土壤样品(GSS-1)作为质量控制样,并重复3次。样点的分布如图1所示。

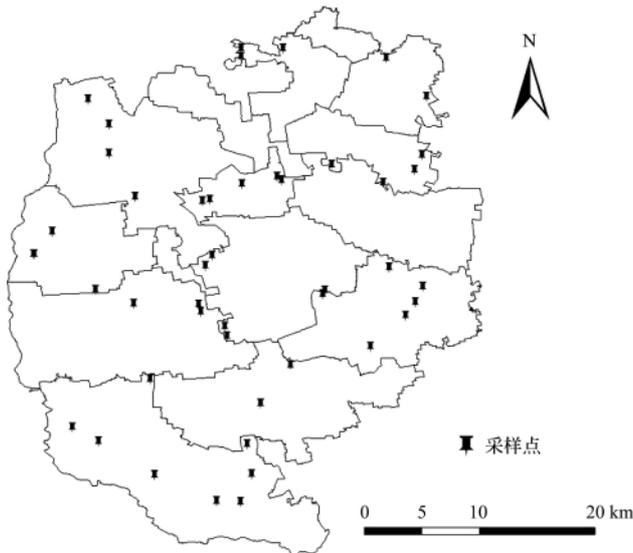


图1 采样点分布

Fig.1 Distribution of sampling points

2 评价方法

由于提出的 *SQI* 综合评价方法是建立在常规的肥力和重金属污染评价方法的基础上,同时便于比较各种评价结果,先对所采用的肥力质量和重金属污染的评价方法进行阐述。

2.1 肥力质量评价方法

选取有机质、有效磷、速效钾、碱解氮、全氮5个因子作为评价指标,模糊隶属度模型作为评价方法。采用相关系数法确定评价因子的权重^[14],即将单项评价指标间的相关系数平均值占所有指标相关系数平均值总和的比重,作为该项指标的权重,从而使结果更为客观^[12]。

由于评价指标之间缺乏可比性,首先用隶属度函数进行归一化处理。结合前人研究成果,确定戒上型隶属度函数^[12]作为土壤有机质、有效磷、速效钾和碱解氮和

全氮的隶属度函数。其相应的隶属度函数 $I(X)$ 为

$$I(X) = \begin{cases} 1.0 & X \geq X_2 \\ \frac{0.9(X - X_1)}{X_2 - X_1} + 0.1 & X_1 \leq X < X_2 \\ 0.1 & X < X_1 \end{cases} \quad (1)$$

为了使结果更符合实际,参照北京市耕地土壤养分等级标准^[15],以养分指标等级标准中的极低水平的0.5倍作为函数的转折点 X_1 的值,高级水平的下限值定为函数的转折点 X_2 的值,各指标隶属度函数转折点 X_1 , X_2 如表1所示。

表1 土壤肥力各项指标隶属度曲线转折点取值

Table 1 Values of membership curve break of soil fertility indices

指标	有机质 质量分数/ (g·kg ⁻¹)	有效磷质 量分数/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾质 量分数/ (mg·kg ⁻¹)	碱解氮质 量分数/ (mg·kg ⁻¹)	全氮 质量分数/ (g·kg ⁻¹)
X_1	5	7.5	35	10	0.325
X_2	20	60	125	90	1

根据各指标的权重和隶属度计算不同土地利用方式下土壤肥力质量指数

$$IFI = \sum W_i \times I_i \quad (2)$$

式中, IFI 为土壤肥力综合指标值,取值为0~1之间,其值越高,表明土壤肥力质量越好; W_i 、 I_i 分别为 i 指标权重值和隶属度值。($\sum W_i = 1$)

2.2 土壤重金属污染评价方法

选取 Cd, Cr, Cu, Pb, Zn 5种重金属作为污染评价指标,采用单因子污染指数(PI)和内梅罗综合污染指数(PN)^[16]分别进行评价,按下式计算

$$PI = \begin{cases} C_i / C_1 & 0 < C_i < C_1 \\ 1 + (C_i - C_1) / (C_2 - C_1) & C_1 < C_i < C_2 \\ 2 + (C_i - C_2) / (C_3 - C_2) & C_2 < C_i < C_3 \end{cases} \quad (3)$$

$$PN = \sqrt{\frac{PI_{Ave}^2 + PI_{Max}^2}{2}} \quad (4)$$

式中, PI 为单项污染指数; C_i 为土壤 i 元素实测值, C_1 、 C_2 、 C_3 分别为国家土壤环境质量标准中的一级、二级和三级标准值; PN 为内梅罗污染指数, PI_{Ave} 为单项污染指数均值; PI_{Max} 为单项污染指数最大值。

2.3 *SQI* 指数综合评价方法

在引入综合评价方法之前先来观察地块1、2的实测数据,见表2。

地块1的土壤肥力经隶属度模型评价后得出的评价值为1,肥力极高。但内梅罗污染指数超过1,存在一定的污染情况;地块2,肥力虽然很低,评价值为0.165,但内梅罗污染指数为0.498,环境质量状况良好。当综合考虑肥力和污染状况时,很难去定性和定量地评价地块1和2的优越性,过去单纯的只从肥力或者污染状况考虑,说服力不够。如何有效地结合肥力和污染状况,实现评价结果的定量化,体现土壤的综合属性,成为农产品产地选址和土壤综合评价的核心问题,解决这样问题的关键是建立一个可行有效的综合评价方法。

表 2 实测数据
Table 2 Measured data

地块	重金属					土壤养分				
	Cd 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)	Cr 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)	Cu 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)	Pb 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)	Zn 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)	有机质 质量分数/ (g·kg ⁻¹)	有效磷 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)	碱解氮 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)	全氮 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)
1	0.216	70.02	45.47	23.87	102.41	24.16	199.28	276.3	231.87	1.57
	内梅罗污染指数为：1.054，轻度污染					肥力评价值为 1，肥力为极高水平				
2	0.069	53.89	6.18	11.65	39.75	4.17	6.97	94	2.53	0.27
	内梅罗污染指数为：0.498，清洁					肥力评价值 0.165，肥力极低				

综上，由于国内外缺乏相关标准和方法，所以采用自设计的公式（见式（5））进行评价。公式在设计时以土壤肥力对土壤综合质量的正面贡献、土壤重金属对土壤综合质量的负面影响为基本依据，结合最小养分定律及内梅罗评价方法，提出了 *SQI* 指数法评价土壤综合质量。

$$SQI = \begin{cases} 0 & PI_{Ave} > 1 \\ \sqrt{(SFI_{Min}^2 + SFI_{Ave}^2)/(PI_{Max}^2 + PI_{Ave}^2)} & 0.4 < PI_{Ave} \leq 1 \\ 1.5\sqrt{SFI_{Min}^2 + SFI_{Ave}^2} & PI_{Ave} \leq 0.4 \end{cases} \quad (5)$$

式中：*SQI* 为土壤综合质量指数；*SFI* 为土壤养分指数，计算方法为：*SFI*=土壤养分的实测值 *S*/北京市养分指标定级标准中高级标准下限值 *X*₂（见表 1），*SFI*_{Min} 为 *SFI* 最小值，*SFI*_{Ave} 为 *SFI* 均值；*PI*=土壤污染物的实测值 *C*_i/国家土壤环境质量标准中的一级标准值 *C*₁。

主公式为 $\sqrt{(SFI_{Min}^2 + SFI_{Ave}^2)/(PI_{Max}^2 + PI_{Ave}^2)}$ ，由于除法的缺陷性，当分母很大或者很小时，存在缩小或者放大效应，往往致使结果失真。因此必须对分母的上下限进行约束。经过数据的训练和模拟，采用 *PI*_{Ave} 作为判别因子。*PI*_{Ave} 取 0.4 和 1 两个值作为关键判别值。判别值 0.4 的选取是对各种元素超标情况加以考虑，不会存在污染的情况下得出。判别值 1 的选取是结合内梅罗污染指数进行确定的。

当 $0.4 < PI_{Ave} \leq 1$ 时，分母为 $PI_{Max}^2 + PI_{Ave}^2$ ，既突出了单个重金属对土壤质量的影响，又有效的避免了土壤中某种重金属含量过低和过高造成对土壤质量的片面评价，分子为 $SFI_{Min}^2 + SFI_{Ave}^2$ ，既考虑了植物的生长状况往往受土壤养分中含量较低的物质影响较大（最小养分定律），又考查了土壤总体养分对土壤质量的贡献。经过二次根处理后，得出的 *SQI* 值基本控制在 0~1 范围内，从而便于评价的进行和评价结果等级的划分。当 $PI_{Ave} \leq 0.4$ 时，可认为土壤很清洁，忽略土壤重金属对土壤综合质量的影响，*SQI* 表达式为 $1.5\sqrt{SFI_{Min}^2 + SFI_{Ave}^2}$ ，（系数 1.5 的确定主要是便于与 $0.4 < PI_{Ave} \leq 1$ 评价结果结合，通过不等式求解得出，旨在减少跳跃性，增加结果的客观性）；当 $PI_{Ave} > 1$ 时，重金属污染占主导作用，潜在或已超过农业生产的限值，*SQI* 为 0。本文结合实地调查数据划定

评价标准见表 3，可实现对评价结果的定性评价。

表 3 土壤质量指数（*SQI*）评价标准
Table 3 Classification standards of soil quality index

等级	<i>SQI</i> 指数	土壤综合质量等级
I	$SQI \leq 0.4$	极低
II	$0.4 < SQI \leq 0.5$	低
III	$0.5 < SQI \leq 0.6$	中
IV	$0.6 < SQI \leq 0.8$	高
V	$SQI > 0.8$	极高

3 实例分析

众多研究表明，不同土地利用方式下土壤肥力和重金属差异明显，基本能反映各种农用地质量水平，也能代表农用地的整体质量状况^[17-19]，因此采用这些数据来验证综合评价模型的合理性较为科学。本文所采用的实例数据来自北京市大兴区，基本囊括了常见的农用地类型。划分参照土地利用现状分类^[20]和实际情况，将进行模型应用的土地利用类型分为 7 种：粮田（指耕地大类中的旱地）、菜地（耕地大类中的水浇地）、湿地（耕地大类中的水田，主要指种植莲藕等水生植物的耕地）、林地、果园（园地）、草地、荒地（其他土地）。

3.1 数据统计特征

经过对所测定的土壤各指标的进行分析，分析结果见表 4。

从均值来看，湿地除碱解氮外所有指标平均含量最高；草地除有效磷、速效钾和 Zn 外，所有指标的平均含量最低；粮田碱解氮含量最高。湿地各种养分含量均较高可能与湿地中植物残体较易矿化，对其投入肥料较多，而碱解氮含量低可能这与大量的碱解氮通过地下潜流输移流失有关^[21]。草地土壤较为贫瘠，重金属含量也较低。粮田的碱解氮含量显著高于其他土地利用方式。养分的均值统计规律结果与文献列出的排序类似^[22]。但在该研究区，土壤重金属比胡克林等^[23]在该区调查的土壤重金属集体偏低，但这不矛盾，因为本研究所采用的数据覆盖了几乎所有的土地利用方式，而胡克林等调查的主要是沿着污染河道的基本农田土壤环境质量状况，此外还由于选取的重金属指标的差异性导致的。

变异系数（*CV*）的大小表示土壤特性空间变异性的程度，变异系数 $CV \leq 0.1$ 时为弱变异性， $0.1 < CV < 1$ 时为中等变异性， $CV \geq 1$ 时为强变异性^[24]，从表中可以很

直观地看出土壤养分各指标的变异系数普遍高于土壤重金属的变异系数。在养分指标中,有机质和全氮的变异性最小,有效磷的空间变异性最大,草地有效磷强变异,达到1.03,碱解氮中等变异,但接近于1,为0.92。湿地有效磷强变异,而碱解氮显示出弱变异。粮田、荒地的土壤有效磷和碱解氮都为强变异。各重金属指标中,Cr的变异系数最小,均为弱变异。而Cd的变异系数在重金

属指标最大,但都未超出中等变异范围。草地的各种重金属变异性较小。各指标的变异系数的相对排序与文献中其他区域类似,详见侯鹏程等^[19]对江苏吴江市土壤的调查结果。

因此,所采用的案例分析的数据与文献中的统计规律类似,基本具有代表性。但土壤重金属含量比较低,可能与研究区土壤相对清洁有关,不影响模型的应用。

表4 土壤各指标的统计特征
Table 4 Statistical characteristics of soil indices

		有机质 质量分数/ (g·kg ⁻¹)	有效磷 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)	碱解氮 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)	全氮 质量分数/ (g·kg ⁻¹)	Cd 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)	Cr 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)	Cu 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)	Pb 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)	Zn 质量分数/ (mg·kg ⁻¹)
粮田	S.D.	5.23	42.79	88.84	60.17	0.30	0.02	2.81	3.20	1.82	10.16
	AVE	11.20	28.59	140.82	36.57*	0.71	0.10	55.38	13.35	11.68	55.16
	C.V.	0.47	1.50	0.63	1.65	0.43	0.23	0.05	0.24	0.16	0.18
林地	S.D.	9.74	10.36	65.32	4.15	0.49	0.04	4.70	5.54	3.69	10.95
	AVE	13.16	13.63#	144.35	8.62	0.72	0.08	56.04	11.57	12.96	54.03
	C.V.	0.74	0.76	0.45	0.48	0.67	0.48	0.08	0.48	0.28	0.20
湿地	S.D.	16.03	73.24	164.54	0.67	1.03	0.10	1.72	6.07	0.78	16.77
	AVE	26.34*	63.63*	233.95*	8.33	1.64*	0.17*	58.26*	22.34*	15.09*	80.56*
	C.V.	0.61	1.15	0.70	0.08	0.63	0.57	0.03	0.27	0.05	0.21
荒地	S.D.	7.36	58.46	21.00	15.26	0.47	0.06	5.51	3.44	1.58	6.80
	AVE	11.36	44.05	87.43#	13.97	0.67	0.11	55.96	10.97	10.76	52.92#
	C.V.	0.65	1.33	0.24	1.09	0.69	0.52	0.10	0.31	0.15	0.13
果园	S.D.	7.54	13.32	137.18	6.80	0.37	0.03	3.24	8.13	3.82	14.00
	AVE	11.65	21.58	170.21	13.15	0.71	0.10	56.74	13.46	11.69	58.14
	C.V.	0.65	0.62	0.81	0.52	0.53	0.30	0.06	0.60	0.33	0.24
菜地	S.D.	1.64	19.08	74.07	2.15	0.06	0.02	4.06	4.91	3.04	10.66
	AVE	13.06	41.65	125.90	17.47	0.85	0.13	57.26	17.82	13.79	64.38
	C.V.	0.13	0.46	0.59	0.12	0.07	0.11	0.07	0.28	0.22	0.17
草地	S.D.	1.43	18.42	67.60	3.85	0.05	0.02	0.10	0.85	0.82	7.00
	AVE	6.24#	18.02	119.10	4.19#	0.41#	0.08#	54.51#	10.12#	9.55#	54.78
	C.V.	0.23	1.02	0.57	0.92	0.13	0.22	0.00	0.08	0.09	0.13

注: *表示某一指标的均值在不同土地利用方式土壤中为最高,如26.34*表示湿地有机质平均含量为26.34 g/kg,在所有土地利用方式中最高。#表示某一指标均值在不同土地利用方式土壤中最低,6.24#表示草地有机质平均含量为6.24 g/kg,在所有土地利用方式中最低。S.D.表示标准差; AVE表示平均值; C.V.表示变异系数。

3.2 土壤肥力质量评价

在进行土壤肥力评价时,为了避免人为因素对结果产生影响,采取相关系数作为权重,得出各养分间的相关系数的见表5。

表5 各评价指标间的相关系数

Table 5 Correlation coefficients between soil evaluation indices					
	有机质	有效磷	速效钾	碱解氮	全氮
有机质	1				
有效磷	0.574132	1			
速效钾	0.480223	0.465061	1		
碱解氮	0.326425	0.601315	0.290003	1	
全氮	0.986124	0.647556	0.502966	0.371294	1

进一步计算各评价指标间相关系数的均值占所有指标相关系数均值总和的比重,即得出该指标权重系数。碱解氮的权重系数最低,为15.15%;全氮最高,为23.91%;有机质为22.56%;有效磷为21.81%;速效钾为15.15%。说明在土壤肥力评价中全氮贡献最大,碱解氮最小。权重系数由低到高分别为碱解氮<速效钾<有效磷<有机质<全氮。

基于以上数据,按照评价方法,得到研究区域各种土地利用方式下土壤肥力的评价价值,见表6。

表6 各种土地利用类型下肥力质量评价指数

Table 6 Soil fertility quality evaluation indices with different land use types				
土地利用	变化范围/%	均值	标准差	变异系数
粮田	10.7~100	0.375	0.253	0.674
林地	13.9~75.3	0.370	0.270	0.729
湿地	48.8~86.4	0.676	0.265	0.393
荒地	10.0~88.6	0.326	0.374	1.148
果园	10.0~72.0	0.346	0.262	0.758
菜地	39.3~66.1	0.484	0.153	0.317
草地	10.3~31.9	0.211	0.152	0.721

从评价指数的均值来看,湿地的评价价值最高,达到0.676,菜地次之,为0.484,草地的评价价值最低,为0.211;从变化范围来看,粮田的肥力质量评价价值波动范围较大,湿地较小;通过对变异系数的研究发现,荒地的肥力质量差异很大,而菜地的肥力质量则最为均一。肥力质量高低排序为:湿地>菜地>粮田>林地>果园>荒地>

草地。

3.3 土壤重金属污染评价

选择 Cd、Cr、Cu、Pb、Zn 作为评价指标，评价标准的选取参照土壤环境质量的自然背景值进行重金属污染评价。大部分样点的单因子评价价值都小于 0.7，说明总体土壤环境质量状况良好，只有少量的样点重金属超过自然背景值。从总体趋势上看，湿地和菜地各种重金属单因子污染指数 (PI) 明显高于其他土地利用方式，粮田次之，草地和林地最低；从各种土壤的单因子污染评价价值的研究可以发现：湿地中 Cd、Cu、Pb、Zn 的 PI 值最高，菜地 Cr 的 PI 最高。为了更好地反映出各种土地利用方式土壤的总体环境状况，采用内梅罗污染指数法对其进行了环境质量评价。从图 2 中可以看出湿地的 PN 最高，达到 0.819，草地的 PN 最低，为 0.524。内梅罗污染指数 (PN) 从大到小的顺序为：湿地 > 菜地 > 荒地 > 果园 > 林地 > 粮田 > 草地。

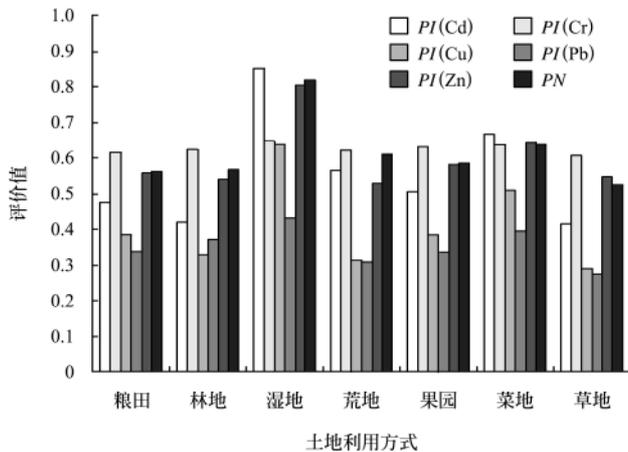


图 2 单因子和内梅罗污染指数均值图

Fig.2 Average values of single factor pollution index and Nemerow indices of heavy metal

3.4 土壤质量综合评价

对土壤综合质量的进行评价，将土壤的肥力和环境质量结合进行研究，用 SQI 公式 (见式 (5)) 进行评价，得出粮田 SQI 均值为 0.848；林地，0.704；湿地，0.966；

荒地，0.635；果园，0.756；菜地，0.792；草地，0.552。所以，湿地的 SQI 指数最高，草地为最低。土壤综合质量的高低顺序为：湿地 > 粮田 > 菜地 > 果园 > 林地 > 荒地 > 草地。

4 评价结果的对比

按照各个样点肥力指数 (IFI) 大小进行排序后，对所有样点的 3 种评价结果进行比较分析 (图 3)，很直观地看出 SQI 指数法体现了土壤的肥力和重金属污染状况。

随着 IFI 的增加，SQI 总体趋势是趋于增大，但存在一定波动，在波动处可以观察到 PN 与 SQI 的变化关系，PN 趋于大，存在污染，SQI 趋于减小；PN 小，土壤清洁，SQI 趋于增大。但该案例数据 SQI 评价价值极高的样点较多，主要原因为取样时高质量土地利用方式 (湿地等) 样点多于质量较低的样点 (草地等)。

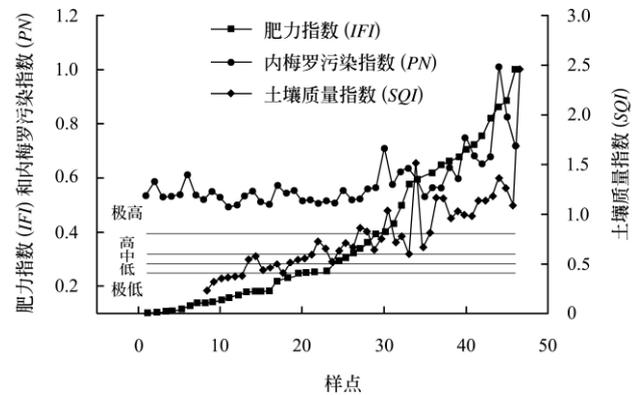


图 3 三种评价方法间的比较分析图

Fig.3 Comparison among three evaluation methods

在大尺度上此评价结果更具现实意义，更便于推广应用。采用地统计学的方法对土壤各种评价结果进行比较，限于数据量，采用反距离权重的插值方法近似表述几种评价结果的差异性。从插值图中 (图 4) 可直接观察到那些区域综合质量较高，哪些区域较低，综合了肥力和重金属的分布规律的同时，也从另一个层面说明了 SQI 指数明显区别于传统评价方法。

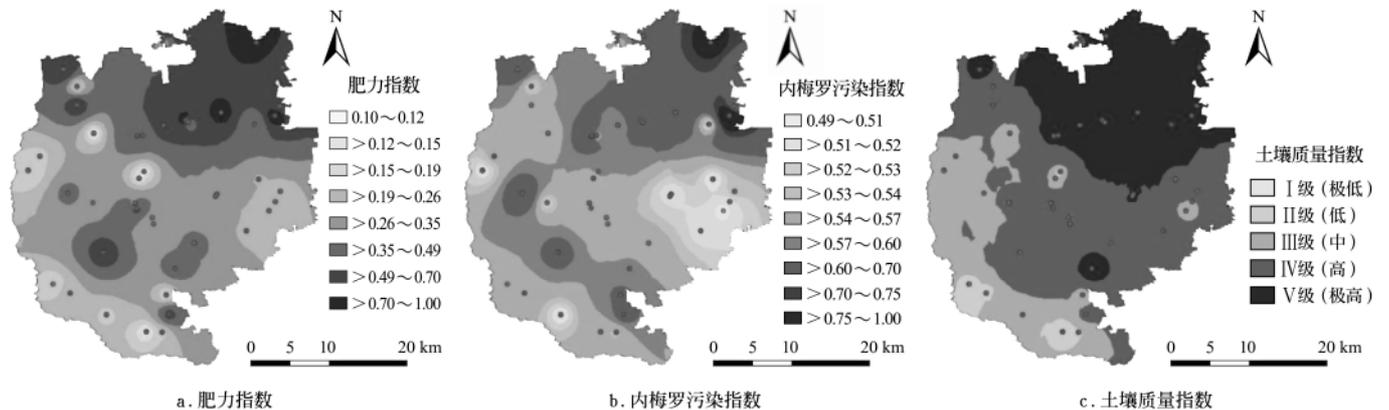


图 4 各种评价方法插值结果

Fig.4 Comparison of interpolation results of each evaluation method

通过对试验数据样点间、大尺度的对比,体现出 *SQI* 指数评价法的优越性,该方法可有效结合了土壤肥力和重金属污染状况,采用的实例数据涵盖了各种土壤的属性和变异特性,能够使土壤的关键信息最大化,评价结果也较为客观。

5 关键问题的探讨

5.1 参评指标的选取

评价模型考察的是土壤综合质量,应该囊括土壤养分指标及土壤重金属指标,土壤养分指标可包括:有机质、碱解氮、速效磷、全磷、速效钾、全钾、碱解氮、全氮 8 个指标;土壤重金属指标包括对人体有害的 8 个指标,包括: Cd、Hg、As、Cu、Pb、Cr、Zn、Ni。理论上说指标数越多评价结果越接近真实,但现实中往往指标数有限,那么实际操作中模型旨在利用有限的的数据得到最接近真实得结果,也是正因为如此评价时可结合当地实际情况灵活选择。与以前模型相比,该模型可操作性更强。但为了确保精度,应不少于 6 个指标。

5.2 评价模型适用范围

由于本文所采用的数据源的缺陷,普遍污染程度较低,笔者借用王凤春硕士论文中附录的数据^[25]进行详细说明(共有 91 组数据,每组有 5 个养分指标,8 个重金属指标,为京郊农田土壤数据,半数样点内梅罗指数值超过 1),考察该模型对中等污染程度区域的适用性。按照各个样点内梅罗污染指数(*PN*)大小进行排序后,对所有样点的 3 种评价结果进行对比(图 5),很直观看出所有样点 *SQI* 评价价值都在 0~1 范围内,且 *SQI* 随着 *PN* 的增大,整体上趋于减小的,波动出很明显看出 *IFI* 与 *SQI* 具有很好的协同性。因此可以看出该模型对于中等污染程度的区域也较适合。

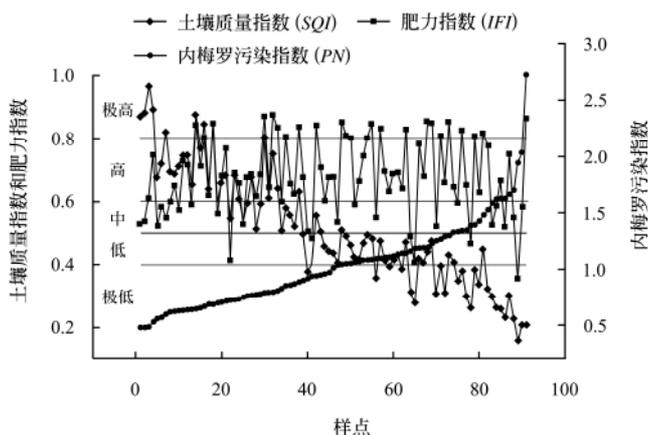


图 5 中等污染区评价方法的对比

Fig.5 Comparison among three evaluation methods in medium polluted area

对高污染条件下的适用性有待于进一步进行考证。在污染程度很高的区域,如工矿区的农田土壤则不适合。

5.3 评价标准的划分

建立农用地质量“等-级”序列,其目的是为实施耕地总量动态平衡、有偿使用农用地提供科学依据,促进

农用地的合理流转与持续利用^[26]。但在实际操作时存在较大的困难,因为量化结果定性化本身就存在很大的主观性。评价时结果的划分本着尽量减少人为主观因素的影响为原则,对得出的综合指数进行排序,分为五等分,分值最高的为一级标准,即土壤综合质量“极高”,分值次要高为二级,综合质量为“高”,依次类推,最终形成了如表 3 的评价标准。为了克服数据量小带来的偏差,本文采用了实测数据和该研究区文献公布的数据进行划分评价结果,确保客观性。

6 结论

基于前人评价模型提出了土壤质量指数法方法评价土壤综合质量,并在京郊不同土地利用方式的农用地进行了验证,结果说明:采用隶属度模型对土壤肥力评价,得出肥力质量的高低顺序为:湿地>菜地>粮田>林地>果园>荒地>草地;采用内梅罗污染指数对重金属污染状况进行评价,得出污染程度大小排序为:湿地>菜地>荒地>果园>林地>粮田>草地;采用土壤质量指数法对土壤质量进行综合评价后,得出土壤质量的高低顺序为:湿地>粮田>菜地>果园>林地>荒地>草地。并经过对各种模型间的对比分析及关键问题的探讨,说明了该模型有效地结合了土壤肥力和重金属污染状况,可实现评价结果定性、量化,能反映了农业生产所关注的关键信息,对于农业生产和农产品产地选址、生态环境保护等都具有很重要的意义。

但是,由于试验条件和人力的限制,模型只在北京郊区进行了一系列的验证,评价标准的划分及评价方法能否适用于其他区域还有待于进一步考证。

[参 考 文 献]

- [1] 张庆利,史学正,潘贤章,等.江苏省金坛市土壤肥力的时空变化特征[J].土壤学报,2004,41(2):315-319.
Zhang Qingli, Shi Xuezheng, Pan Xianzhang, et al. Characteristic of spatio-temporal changes of soil fertility in Jintan county, Jiansu Province[J]. Acta Pedologica Sinica, 2004, 41(2): 315-319. (in Chinese with English abstract)
- [2] Alexander M. Agriculture Responsibility in Establishing Soil Quality Criteria, in Environmental Improvement-Agricultural Challenge in the Seventies[M]. Washington, D C: National Academy of Sciences, 1971: 66-71.
- [3] Soil Quality Management and a Gro-eco System Health[Z]. Proceeding of 14th International Conference, East and Southeast Asia Federation of Soil Science Societies. Cheju: Republic of Korea, 1997.
- [4] 赵其国,孙波,张桃林.土壤质量与持续环境[J].土壤,1997(3):113-120.
- [5] 张学雷,张甘霖,龚子同. SOTER 数据库支持下的土壤质量综合评价:以海南岛为例[J].山地学报,2001,19(4):377-380.
Zhang Xuelei, Zhang Ganlin, Gong Zitong, et al. Soil quality indexing system and evaluation for Hainan Island based upon haisoter[J]. Journal of Mountain Research, 2001, 19(4): 377-380. (in Chinese with English abstract)

- [6] 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. GIS 支持下乡镇域土壤肥力评价与分析[J]. 土壤与环境, 2000, 9(2): 99—102.
Cai Chongfa, Ding Shuwen, Shi Zhihua, et al. Soil fertility evaluation based on GIS at town and township level[J]. Soil and Environmental Sciences, 2009, 9(2): 99—102. (in Chinese with English abstract)
- [7] 张心昱, 陈利顶. 土壤质量评价指标体系与评价方法研究进展与展望[J]. 水土保持研究, 2006, 13(3): 30—33.
Zhang Xinyu, Chen Liding. The progress and prospect of soil quality indicators and evaluation methods[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2006, 13(3): 30—33. (in Chinese with English abstract)
- [8] Ditzler C A, Tugel A J. Soil quality field tools: Experiences of US-DA-NRCS soil quality institute[J]. Agronomy Journal, 2002, 94(1): 33—38.
- [9] Kirchmann H, Andersson R. The swedish system for quality assessment of agricultural soils[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2001, 72(2): 129—139.
- [10] Mastro R E, Chhonkar P K, Singh D. Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2008, 136(2): 419—435.
- [11] Sparling G P, Schipper L A. Soil quality monitoring in New Zealand: trends and issues arising from a broad-scale survey[J]. Agriculture, Ecosystems Environment, 2004, 104: 545—552.
- [12] 韩平, 王纪华, 潘立刚, 等. 北京郊区田块尺度土壤质量评价[J]. 农业工程学报, 2009, 25(2): 228—231.
Han Ping, Wang Jihua, Pan Ligang, et al. Evaluation of soil quality in suburb of Beijing under field scale[J]. Transactions of the CASE, 2009, 25(2): 228—231. (in Chinese with English abstract)
- [13] 康玲芬, 李锋瑞, 化伟, 等. 不同土地利用方式对城市土壤质量的影响[J]. 生态科学, 2006, 25(1): 59—63.
Kang Lingfen, Li Fengrui, Hua Wei, et al. The effects of different land-use types on quality of urban soils[J]. Ecologic Science, 2006, 25(1): 59—63. (in Chinese with English abstract)
- [14] 张雯雯, 李新举, 陈丽丽. 泰安市平原土地整理项目区土壤质量评价[J]. 农业工程学报, 2008, 24(7): 106—109.
Zhang Wenwen, Li Xinju, Chen Lili, et al. Soil quality evaluation of plain land consolidation projects in Tai'an[J]. Transactions of the CASE, 2008, 24(7): 106—109. (in Chinese with English abstract)
- [15] 王胜涛, 宗静, 贾小红. 北京市测土配方项目实施区县土壤养分状况分析与评价[J]. 农业问题研究, 2007(10): 113—120.
- [16] 李晓秀, 陆安祥, 王纪华, 等. 北京地区基本农田土壤环境质量分析与评价[J]. 农业工程学报, 2006, 22(2): 60—63.
Li Xiaoxiu, Lu Anxiang, Wang Jihua, et al. Analysis and assessment of soil environmental quality of some farmlands in Beijing[J]. Transactions of the CASE, 2006, 22(2): 60—63. (in Chinese with English abstract)
- [17] 陈晶晶, 张楚. 多元统计分析在评价不同土地利用方式下土壤肥力中的应用[J]. 江西农业学报, 2009, 21(7): 97—99.
Chen Jingjing, Zhang Chu. Application of multivariate statistical analysis in evaluation of soil fertility under different land use modes[J]. Acta Agriculturae Jiangxi, 2009, 21(7): 97—99. (in Chinese with English abstract)
- [18] 郭彦军, 倪郁, 韩建国, 等. 农牧交错带不同土地利用方式对土壤质量的影响[J]. 西南大学学报: 自然科学版, 2010, 32(1): 105—110.
Guo Yanjun, Ni Yu, Han Jianguo, et al. Influences of land use modes on soil qualities in agro-pastoral transitional zones in North China[J]. Journal of Southwest University: Natural Science Edition, 2010, 32(1): 105—110. (in Chinese with English abstract)
- [19] 侯鹏程, 徐向东, 潘根兴. 不同利用方式下吴江市耕地土壤环境质量变化[J]. 生态环境, 2007, 16(1): 152—157.
Hou Pengcheng, Xu Xiangdong, Pan Genxing. Variation of soil quality with different land use change in Tai Lake region, Jiangsu, China: A case study of soil quality survey of Wujiang municipality in 2003[J]. Ecology and Environment, 2007, 16(1): 152—157. (in Chinese with English abstract)
- [20] 中华人民共和国国家标准(GB/T 21010-2007). 土地利用现状分类[S]. 2007-08-10.
- [21] 蒋薇, 白军红, 高海峰. 白洋淀典型台田湿地土壤生源元素剖面分布特征[J]. 水土保持学报, 2009, 23(5): 261—264.
Jiang Wei, Bai Junhong, Gao Haifeng. Profile distribution characteristics of living elements in wetland soils from typical raised field in Baiyangdian lake[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2009, 23(5): 261—264. (in Chinese with English abstract)
- [22] 王月容, 周金星, 周志翔, 等. 洞庭湖退田还湖区不同土地利用方式对土壤养分库的影响[J]. 长江流域资源与环境, 2010, 19(6): 634—639.
Wang Yuerong, Zhou Jinxing, Zhou Zhixiang, et al. Effects of different land use patterns under converting polders back into wetlands on soil nutrient pools in the Dongting lake region[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2010, 19(6): 634—639. (in Chinese with English abstract)
- [23] 胡克林, 张凤荣, 吕贻忠, 等. 北京市大兴区土壤重金属含量的空间分布特征[J]. 环境科学学报, 2004, 24(3): 463—468.
Hu Kelin, Zhang Fengrong, Lü Yizhong, et al. Spatial distribution of concentrations of soil heavy metals in Daxing country of Beijing[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2004, 24(3): 463—468.
- [24] 苏伟, 聂宜民, 胡晓洁, 等. 利用 Kriging 插值方法研究山东龙口北马镇农田土壤养分的空间变异[J]. 安徽农业大学学报, 2004, 31(1): 76—81.
Su Wei, Nie Yimin, Hu Xiaojie, et al. Study on spatial variability of soil nutrients in beima town of Shandong Province by using kriging method[J]. Journal of Anhui Agricultural University, 2004, 31(1): 76—81. (in Chinese

- with English abstract)
- [25] 王凤春. 土壤重金属和养分的空间变异分析及其评价研究[D]. 北京: 首都师范大学资源环境与旅游学院, 2009.
Wang Fenchun. The Research on the Evaluation and Spatial Variability of Soil Heavy Metals and Nutrients: A Case Study in Daxing District of Beijing[D]. Beijing: College of Resource Environment and Tourism, Capital Normal University, 2009. (in Chinese with English abstract)
- [26] 吴群. 农用地质量等级划分依据及其基本思路[J]. 南京农业大学学报: 社会科学版, 2002, 12(1): 38-42.
Wu Qun. Grading cultivated land quality: underlying principles and basic thinking[J]. Journal of Nanjing Agricultural University: Social Sciences Edition, 2002, 12(1): 38-42. (in Chinese with English abstract)

Comprehensive assessment methodology of soil quality under different land use conditions

Zhang Wangshou^{1,2}, Li Xiaoxiu², Huang Wenjiang^{1*}, Li Jianhui², Ren Wanping², Gao Zhongling¹

(1. National Engineering Research Center for Information Technology in Agriculture, Beijing 100097, China;

2. College of Resource Environment and Tourism, Capital Normal University, Beijing 100037, China)

Abstract: As traditional method of soil quality assessment cannot meet the need of modern agricultural development, the paper brings forward a comprehensive evaluation method of soil quality: Soil quality index (*SQI*), in order to provide theoretical support and reference for agricultural production, field selection of farmland and the protection of agriculture environmental. This method had been applied to the soil of seven patterns of land-use (grain fields, woodlands, wetlands, wasteland, orchard, vegetable garden, lawn) in Beijing suburbs, and was compared with the conventional methods. The results showed that the soil fertility assessed by Fuzzy membership function model was ranked as follows: wetland > vegetable garden > grain crop fields > forest land > orchard > wasteland > grassland. The soil environment quality was assessed by single factor pollution index and Nemerow indices of heavy metal, the contamination index in the order: wetland > vegetable garden > wasteland > orchard > forest land > grain crop fields > grassland. The comprehensive quality of soil which was evaluated by *SQI*, ranked as follows: wetland > grain crop fields > vegetable garden > orchard > forest land > wasteland > grassland. In addition, some significant topics were discussed such as model scope, division of evaluation results, etc. It was concluded that *SQI* model not only can be applied to different land-use types, but also reflects the spatial variability of soil properties and soil critical information, e.g. fertility and pollution. It can achieve qualitative and quantitative analysis of soil comprehensive quality, and meet the needs of agricultural production.

Key words: heavy metal, soil testing, environmental protection, soil quality index (*SQI*), evaluation method, fertility