

土壤环境容量研究

土壤环境容量研究组*

环境容量这一概念,大约于七十年代引用到环境科学领域^[1-4]。当时,环境污染主要由制定的一些环境标准来控制。但是,由于对环境治理未考虑生态循环和区域平衡,缺乏环境容量的设想和防止污染的总体对策,因此,相继提出了环境容量和总体控制的设想,并主要在日本得到发展和应用^[1-4]。

在对环境容量的研究中,大气和水体容量研究较多,土壤容量研究较少。在国内,土壤环境容量的研究还处于开始探索的阶段^[5-9]。

土壤环境容量除能用于总量控制外^[7],还能用来制定土壤环境标准^[5],农田灌溉水质标准、污泥使用标准,建立一套土壤环境指标体系,为作好区域性环境区划和规划提供依据,因而它的研究,不仅具有理论意义,而且也有实用价值。

一、试验区土壤概况

试验区选择在我国北京草甸褐土、辽河下游草甸棕壤和江西大吉山和湖南桃林地区红壤性水稻土上进行。草甸褐土区土壤多为轻壤质土,呈弱碱性反应, pH7.1—8.5。土壤碳酸盐含量甚高,可达5—7%,代换性盐基总量10—30毫克当量/100g土,有机质0.3—3.7%。草甸棕壤区土壤为轻壤—重壤土,呈中性和微酸性反应。盐基代换量15—28毫克当量/100g土,有机质1—3%。红壤性水稻土为粘壤土—粘土,呈酸性, pH5.4—6.0%。盐基代换量6.65—11.50毫克当量/100g土,

有机质1.38—4.5%。

三个区域,由于利用污水进行农灌,或者施用污泥作农肥,土壤受到不同程度的重金属污染。

二、土壤中元素的背景值

土壤元素背景值是土壤中已经容纳的量值,它数值的大小,影响着土壤将能容纳的量。这一量值可以由已有的资料或直接调查获得。表1是土壤中几种重金属和矿物油的背景值。

表1 土壤中重金属和矿物油的背景值(ppm)

土壤	Hg	Cd	As	Pb	Cr	矿物油
草甸褐土	0.062	0.122	8.09	10.58	51.05	40.67
草甸棕壤	0.079	0.086	9.85	18.90	56.93	58.20
红壤性水稻土		0.278	5.02	40.01		

三、土壤污染现状、评价和分区

土壤环境容量的研究应以野外实地调查研究作为最重要的依据之一。而一个区域的

* 协作组由下列单位组成: 中国科学院地理研究所, 中国科学院林业土壤研究所中国科学院南京土壤研究所, 中国环境科学研究院, 北京师范大学, 中国农业科学院, 北京农业大学, 湖南省环境保护科学研究所, 江西省赣州地区环境保护局。

本文根据“北京草甸褐土重金属和矿物油的环境容量研究”, “辽河下游草甸棕壤重金属和矿物油环境容量研究”, “江西大吉山地区和湖南桃林地区红壤性水稻土重金属环境容量研究”等报告, 由中国科学院地理研究所夏增禄执笔。

土壤容量又与土壤污染现状,即某元素现存量有关。

区域土壤污染采用指数评价法^[10]。其评价模式如下:

$$P = \frac{C_i - B_i}{C_{i0} - B_i}$$

其中 P 为评价指数; C_i 为 i 元素污染浓度; C_{i0} 为 i 元素的临界含量; B_i 为土壤 i 元素的背景值。评价的分级如下:

区名	指数范围	级别	区名	指数范围	级别
背景区	$< B^*$	0	中污染区	1.5—2.0	4
安全区	$B-0.7$	1	重污染区	2.0—2.5	5
警戒区	0.7—1.0	2	严重污染区	> 2.5	6
轻污染区	1.0—1.5	3			

* B 为背景值。

用调查数值按指数方程算出相应指数后,按上述分级,即可按级进行分区求得土壤现状评价分区。

四、重金属和矿物油的生态效应

土壤生态是由地上植物以及土壤内部动物、微生物和酶组成。在外界人为活动影响下,进入到生态系统的污染物,其性质和数量,一旦超过了一定的限度,不仅会影响植物,同时会影响土壤内部生物群的变化与物质的转化。因此,研究不同含量污染物对土壤生态的影响,并找出其临界含量,方能保证系统中物质和能量的良好循环与生态平衡,找出土壤能够承受污染物的限量。

(一) 重金属和矿物油的作物效应

重金属和矿物油的作物效应因作物种类和土壤类型而异,结合地区的特点,草甸褐土区选用小麦、水稻;草甸棕壤区选大豆、水稻;红壤性水稻土区选择水稻为各区的主要作物或敏感性指示作物进行研究。

1. 重金属和矿物油对作物农业性状的影响

土壤污染物累积到一定程度即会对作物

产生危害。作物表现出不同反应。以镉为例(见表2),土壤镉含量在 3ppm—200ppm 范围内时,水稻的籽实产量、株高、株数、每穗粒数、有随土壤镉浓度增大而减小的趋势。As、Hg、Pb、Cr 和矿物油等污染物亦获得与此相似的规律。它们表现在小麦、大豆作物上也是如此。根据这种关系,我们若以作物籽实部分减产 10% 作为一个明显影响的指标,那么可获得表3数值。从中可以看出,同一个地区,不同的作物,其明显影响的指标是不同的。Cd、Pb、油使旱作物受害的浓度较水稻受害的浓度低。As 和 Hg 使旱作物受害浓

表2 红壤性水稻土不同 Cd 浓度对水稻生长的影响*

处理浓度 (ppm)	株数 (株)	株高 (cm)	每穗实粒数 (粒)	秕壳率 (%)	稻谷产量 (克/盆)
对照	28.8	61.7	60.0	25.4	26.9
1	27.7	60.9	57.6	24.8	28.3
3	28.0	60.6	60.6	21.8	28.4
5	26.0	58.6	54.4	26.9	24.0
7	25.5	60.3	58.0	21.3	24.5
10	26.3	55.2	55.4	19.4	23.9
30	23.3	57.1	51.2	23.9	22.6
60	23.0	58.7	46.1	27.3	21.0
100	22.7	58.3	47.5	25.5	21.2
200	27.0	49.9	22.2	63.7	7.70

* 各项数值为平均值。

表3 不同土壤中重金属和矿物油对作物影响的临界含量 (ppm)

元素	水 稻			小麦	大豆
	草甸褐土	草甸棕壤	红壤性水稻土	草甸褐土	草甸棕壤
Cd	150	100	1.09	15	7
As	21	35.6	45	32	38
Pb	500	1500	230(700)	300	500
Hg	1.05	3.6		1.5	30
Cr*	500*	98**		3.5**	103**
矿物油	500	1000		300	1000

* 三价铬 ** 六价铬 () 括号内为矿区值。

度较水稻受害的浓度高。

2. 作物的吸收与累积

表 4 是作物对镉的吸收。从中可见,不同土壤上的三种作物对镉的吸收累积是随土壤浓度的增高而增多。经相关计算,它们之间都具有极显著或显著相关关系。其它几种研究的污染物 As、Hg、Pb、Cr、矿物油等也获得了与 Cd 一样的相似结果。

表 4 作物籽实对 Cd 的吸收累积 (ppm)

处理浓度 (ppm)	水 稻			小麦	大豆
	草甸褐土	草甸棕壤	红壤性水稻土	草甸褐土	草甸棕壤
对照	0.007	0.050	0.050	0.044	0.10
1	0.038	0.185	0.17	0.121	0.33
3	0.047	0.208	0.44	0.712	0.80
5	0.115	0.373	0.60	1.175	1.20
7	0.115	0.350	0.77	1.583	3.30
10	0.160	0.360	0.97	2.100	2.50
30	0.295	0.733	1.68		
60	0.614	0.757	1.79		
100	0.612	0.947	2.00		
200	0.970	1.470	7.70		

表 5 作物籽实对 Cd 的吸收率

处理浓度 (ppm)	水稻(%)			小麦(%)	大豆%
	草甸褐土	草甸棕壤	红壤性水稻土	草甸褐土	草甸棕壤
对照					
1	3.80	18.50	17.00	12.10	33.00
3	1.57	6.93	14.67	23.73	26.67
5	2.30	7.46	12.00	23.50	24.00
7	1.64	5.00	11.00	22.60	47.14
10	1.60	3.60	9.70	21.00	25.00
30	0.98	2.44	5.60		
60	1.07	1.26	2.98		
100	0.61	0.95	2.00		
200	0.32	0.74	3.85		

若作物的吸收以吸收率计,则作物的吸收率是随土壤浓度的增高而减少。表 5 例举出不同土壤上三种作物对 Cd 的吸收率。

作物吸收的上述规律,除表现在作物的籽实上外,亦表现在作物的其它器官,如茎叶或根上。而且它们的吸收量或吸收率都较籽粒的为高,相差甚为显著。它们的吸收一般

都是根大于茎叶,茎叶又大于籽实。表 6 仅举草甸褐土上水稻和小麦不同器官的吸收率作为一个通例。

表 6 作物对 Cd 的吸收率(草甸褐土)

处理浓度 (ppm)	水稻(%)			小麦(%)		
	籽粒	茎叶	根	籽粒	茎叶	根
1	3.80	38.80	570.0	12.10	110.0	270.0
3	1.57	20.87	623.0	23.73	80.0	283.3
5	2.30	34.36	570.0	23.50	42.0	200.0
7	1.64	37.20	507.1	22.61	75.7	235.7
10	1.60	29.70	480.0	21.00	53.0	225.0
30	0.98	15.09	249.3			
60	1.07	12.62	348.8			
100	0.61	9.60	247.5			
200	0.32	8.70	256.7			

表 7 土壤元素累积临界含量 (ppm)

元素	水 稻			小麦	大豆
	草甸褐土	草甸棕壤	红壤性水稻土	草甸褐土	草甸棕壤
Cd	61.13	21.2	2.5	1.90	1.5
As	80.15	121.7	45.4	30.18	27.73
Pb	4602	1500	770	608	2314.6
Hg	<1.3	<0.5		<1.0	1.75
Cr*	794	690			
矿物油	400	500		1000	

* 为六价铬。

若按食品卫生标准或引用国外食品卫生标准以 Cd 为 0.4ppm, Hg 为 0.02ppm, Pb 为 1ppm, As 为 0.7ppm, Cr 为 0.4ppm 计,根据上述土壤浓度与作物籽实浓度的变化关系,可以获得三种土壤上三种作物六种污染物达到食品卫生标准时的土壤临界含量(表 7)。

3. 田间条件下重金属在作物中的残留累积

在土壤已被污染的地区、需进行田间调查以获得土壤污染与作物吸收累积的关系并以此作为确定土壤污染物临界累积量的较为实际的依据。表 8 为三个地区通过田间污染区调查获得的临界累积值。

表 8 不同作物不同土壤四种元素的
累积临界含量 (ppm)

处理浓度 (ppm)	水 稻			小 麦
	草甸褐土	草甸棕壤	红壤性 水稻土	草甸褐土
Cd	5.5	2.2	1.1	2.8
Pb		1500	1733	
Hg	0.4	0.2		
As			45.7	

(二) 重金属和矿物油对土壤微生物生态和生化活性的影响

该问题的研究,是通过不同重金属处理土壤的盆栽水稻、小麦、大豆,田间调查采样测定和室内模拟气相色谱法试验等进行的。不同重金属和矿物油的处理浓度等级与作物效应试验的等级相同,分析的土壤微生物类群和生化活性有真菌、细菌、固氮菌、放线菌、脲酶、磷酸酯酶、蛋白酶等。

根据不同浓度重金属和矿物油对微生物菌数和酶的影响程度,以对照处理为 100%,分别换算出各自的抑制率。今以抑制率 $\geq 50\%$ 和 25% 的土壤浓度分别作为土壤微生物和酶的临界抑制浓度,则可获得不同重金属和矿物油对土壤微生物和酶的临界抑制浓度如表 9。

表 9 草甸褐土重金属和矿物油对土壤微生物和酶的
临界抑制浓度 (ppm)

元素	真菌		细菌+ 放线菌		固氮菌		尿酶 (水稻)	碱性磷 酸酶 (水稻)	蛋白 酶 (水稻)
	水稻	小麦	水稻	小麦	水稻	小麦			
Cd	60	3	—	5	30	3	3	60	10
Hg	1	1.5	1.25	0.5	1.25	>3	10	1.5	1.5
Pb	300	500	1000	2000	300	1000	300	50	—
As	81.4		27.2	54.3	27.2	54.3	27.2	27.2	27.2
Cr	5	10	5	50	10	50	10	10	—
矿物油	500	500	300	720万	500	300	300	—	500

经过研究三个地区获得了三种土壤的数值列于表 10。三种土壤的数值虽有差别,但其大小序列都是相似的。

表 10 三种土壤的土壤微生物(酶)
的临界含量 (ppm)

元素	草甸褐土	草甸棕壤	红壤性水稻土
Cd	3—5	2—6	1—2
Hg	1.25—1.5	10—60	
Pb	300—500	300—500	500
As	27—54	50—60	30
Cr	5—10	25—50	
矿物油	300—500	500—5000	

重金属和矿物油对土壤微生物影响的临界含量,有的与作物受影响的临界含量相当,但一般都较作物受影响的临界含量大。

五、重金属和矿物油对地下水、地表水的影响

由于重金属容易被土壤吸附固定,其水溶性和交换性金属的量很低,一般认为重金属渗漏不会是一种地下水的威胁^[11-14]。在三

表 11 不同处理镉浓度下土壤淋溶水浓度 (ppm)

观测次数	处理浓度 (ppm)			
	20	10	5	对照
1	1.28	1.25	0.15	未
2	1.65	1.35	0.08	0.34
3	1.66	2.45	0.15	0.25
4	0.75	未	1.25	未
5	0.10	1.10	1.00	未
6	0.27	1.25	0.08	未
7	1.25	0.65	0.50	未
8	1.22	1.20	0.45	未
9	1.36	1.55	0.60	0.08
10	1.42	1.60	0.65	未
11	1.90	未	0.75	0.08
12	1.60	未	0.82	0.17
13	0.80	1.70	0.98	0.08
14	2.00	0.85	2.14	0.05
15	2.30	未	0.50	0.30
16	1.93	未	1.05	未
17	2.10	未	0.15	未
18	2.47	0.85	1.25	0.25
19	2.62	0.05	1.46	未
20	2.24	0.80	0.15	未
平均	1.55	0.83	0.70	0.08

表 12 农田径流污染物浓度 (ppm)

种植 作物	项 目	元 素							
		Cd	Zn	Pb	Cu	Ni	Hg	As	Cr
小麦	土壤浓度(ppm)	2.09	31.31	26.9	122.9	35.9	1.05	8.05	72.0
	径流浓度(ppm)	2.9×10^{-4}	5.9×10^{-2}	痕量	8.03×10^{-3}	1.4×10^{-3}	痕量	8.4×10^{-3}	痕量
蔬菜	土壤浓度(ppm)	0.6	107.8	20.7	139.2	35.5	1.85	8.03	74.0
	径流浓度(ppm)	4.5×10^{-4}	1.98×10^{-2}	痕量	7.93×10^{-3}	1.15×10^{-3}	痕量	9.8×10^{-3}	痕量

个研究区,分别进行了五种重金属和矿物油的淋溶试验。表 11 是镉土淋溶的一个例子。这一结果和其它试验结果表明,淋溶水中 Cd、Pb、Hg、As、Cr 油的含量都很低,因此由雨水或灌溉水的淋溶而污染地下水的可能性不大。

田间进行了雨水和灌溉水下渗深度的试验和田间土壤水量平衡试验^[9]。试验结果表明,北方地区雨水和灌溉水的田间渗漏深度约 40—120cm。在土质污泥沉淀池、污水灌溉渠道进行的土质剖面观测。虽然土表重金属含量较高,重力水已下渗至 3m,但重金属仍累积在 0—60cm,并未下渗至深层。在本研究的污染地区进行地下水调查,也未发现地下水受到重金属和矿物油的污染。由以上室内试验和野外观测结果可以认为,在所获得的土壤重金属和矿物油的临界含量之内,

这些重金属和矿物油是不会造成地下水污染的。

重金属和矿物油对地表水的影响是通过人工降雨农田地表径流试验,自然降水径流试验,以及污染农田径流水观察等方法进行的。经试验,径流水中所研究的几种重金属和矿物油的浓度都很低(表 12)。按此推算,在本文所订的土壤临界含量内(见表 15),它们都远低于地表水标准。加之这些重金属在入河之前,还将流经一段相当长的距离,沉淀一部分,因此,它们不致污染地表水。

六、土壤重金属和矿物油的主要生物学指标及临界含量的确定

土壤临界含量是确定土壤环境容量的一个很重要的因素,它在很大程度上决定着土

表 13 确定土壤临界含量的依据

体系	土壤—植物体系		土壤—微生物体系		土壤—水体系	
内容	人体健康效应	作物效应	生物效应		环境效应	
			生化指标	微生物计数	地下水	地面水
目的	防止污染食物链 保证人体健康	保持良好的生产力和经济效益	保持土壤生态处于良性循环		不引起次生水环境污染	
指标	国家或政府主管部门颁发的粮食卫生标准	生理指标或产量降低程度	凡一种以上的生物化学指标出现的变化	微生物计数指标出现的变化	不导致地下水超标	不导致地面水超标
指标级别	仅一种	减产10% 减产20%	≥25% ≥10% ≥10—15%	≥50% ≥30% ≥10—15%	仅一种	仅一种

壤的容纳能力。

土壤,作为一个生态系统,它由土壤-植物;土壤-微生物等组成,并与外界环境相互作用形成一个有机的自然体。因此,在获得上述土壤污染物的各种生态效应和环境效应,并获得各种单一体系的临界含量后,就应采用各种效应的综合临界指标,得出整个土壤生态系统的临界含量,以此做为国家制定土壤环境标准的依据和确定土壤环境容量的依据。表 13 为确定土壤临界含量的指标体系和依据。

按以上依据可得表 14 中各体系的临界含量。

表 14 草甸褐土区各单体系临界含量 (ppm)

元素	体系	人体健康 效应	作物效应		土壤生物 效 应	环境效应	
			水稻	小麦		地下水	地面水
Cd		2.8	150	15	3—5	*	*
As		67	21	32	27—54	*	*
Hg		0.4	1.05	1.50	1.25—1.5	*	*
Pb		600	500	300	300—500	*	*
Cr(VI)		794	208	3.5	5—10	**	**
Cr(III)			500			***	***
矿物油		500—1000	500	300	300—500	***	***

* 地表径流、地下渗漏水不超标。

** 3.5ppm 时地表径流地下渗漏水不超标。

*** 500ppm 时地表径流地下渗漏水不超标。

在对某些体系做了级别的选定后,各单项体系所得的临界含量就不再做任何加权处理,它们在限制性因素的选择中,处于同等的地位,其中以最低值的体系做为限制性因素。

表 15 重金属和矿物油的土壤临界含量(ppm)

土壤类型	Cd	As	Hg	Pb	Cr		矿物油
					六 价	三价	
草甸褐土	2.8	21	0.4	300	背景+3.5	500	300
草甸棕壤	2.0	30	0.2	300	背景+50		500
红壤性水稻土	1.1	45		230 1700*			

* 矿区。

表 15 是经综合后的三个地区的土壤重金属和矿物油的临界含量。

七、重金属在土壤中的平衡

重金属的平衡模式如下:

$$c_s = W + S + R + F - P - O - A \quad (1)$$

其中 c_s 为土壤含量; W 为污水灌溉输入量; S 为污泥或肥料施用输入量; R 为降水输入量; F 为降尘输入量; P 为农作物收获输出量; O 为径流输出量; A 为淋溶输出量。

根据重金属平衡式的要求,进行了区域平衡试验区 and 小区试验(不同等级浓度栽培田间小区试验)的定位、动态观测研究。对输出项目还进行了不同浓度等级的室内、室外模拟试验。通过这些试验可以找出各项输出与不同土壤浓度间的数量关系,建立一定的数学模式,为重金属的平衡模式提供足够的参数。表 16 是草甸褐土区域中重金属输入和输出的例子。

表 16 区域重金属的输入和输出

元素	输 入 (kg/a)					输 出 (kg/a)			残留系数
	污 泥	污 水	降 水	降 尘	合 计	农作物	径 流	合 计	
Cd	14.01	64.174	3.640	0.051	81.875	11.10	1.18	12.28	0.850
Pb	269.41	342.211	0.792	8.076	620.489	42.24	54.58	96.82	0.844
Cr	2246.89	4778.367	0.772	1.050	7027.079	435.72	16.99	452.71	0.936
As	96.81	6074.383	0.772	151.3	6323.265	200.09	787.13	987.22	0.844
Hg	66.39	9.4	0.18×10^{-6}		75.79	13.97		13.97	0.816

八、土壤环境容量的确定

(一) 土壤静容量 (c_{s0}) 的确定

土壤静容量是以静止的观点来度量土壤的容纳能力。它可由下式表达。

$$c_{s0} = M(c_i - c_{Bi}) \quad (2)$$

其中 M 为耕层土壤重 (kg); c_i 为 i 元素的土壤临界含量 (ppm); c_{Bi} 为 i 元素的土壤背景值 (ppm)。

这时的现存容量 c_{sp} 为

$$c_{sp} = M(c_i - c_{iB} - c_p) \quad (3)$$

其中 c_p 是土壤中人为污染而增加的量 (ppm)。譬如草甸褐土区土壤 Cd 背景为 0.12 ppm, 临界含量为 2.8 ppm。土壤现在 Cd 含量为 0.799 ppm。代入上式, 分别求得土壤的静容量为 402 g/亩。现存容量为 225.075 g/亩。

(二) 土壤动容量的确定

1. 重金属平衡模型

上述平衡方程 (1), 随时间而变可得下式

$$c_{st} = c_{st-1} + f(Q_1, Q_2 \cdots Q_m) - f'(O_1, O_2 \cdots O_n) \quad (4)$$

设 $c_s = c_{s0} + B$, 其中 B 为土壤背景值。又设 O_1 为淋溶输出量; O_2 为径流输出量; O_3 为作物富集输出量。当已求得 O_1, O_2, O_3 分别与 c_s 呈直线关系时, 经逐年推导, 可得下式:

$$\begin{aligned} c_{st} = & c_{s0}(1 - B' - D - F)^t \\ & + B(1 - B' - D - F)^t \\ & + Q(1 - B' - D - F)^t \\ & \times \frac{1 - (1 - B' - D - F)^t}{1 - (1 - B' - D - F)} \\ & - (A + C + E) \\ & \times \left[\frac{(1 - B' - D - F) - (1 - B' - D - F)^t}{1 - (1 - B' - D - F)} \right] \end{aligned} \quad (5)$$

式中 A, C, E 分别为淋溶、径流和作物富集

输出常数; B', D, F 分别为淋溶、径流和作物富集输出系数; Q 为总输入量。若令 $(1 - B - D - F) = K$; 令 $A + C + E = Z$, 则 (5) 式可简化为

$$\begin{aligned} c_{st} = & c_{s0}K^t + BK^t \\ & + QK \frac{1 - K^t}{1 - K} - Z \frac{K - K^t}{1 - K} \end{aligned} \quad (6)$$

(6) 式可变为

$$Q = \frac{(c_{st} - c_{s0}K^t - BK^t)(1 - K)}{K(1 - K^t) + Z(K - K^t)} \quad (7)$$

当 (7) 式中 c_{st} 等于土壤临界含量时, Q 即为一定年限内土壤容许的年输入量, 亦即变动容量。当 $c_{s0} = 0$ 时, $Q = \bar{Q}$ 。 $\bar{Q}$ 为土壤背景值条件下, 一定年限下土壤容许输入的最大变动年容量。在一定年限内土壤容许输入的总量为

$$Q_T = \bar{Q} \cdot T \quad (8)$$

Q_T 为土壤的变动容量或变动总容量。这一量值考虑了土壤的净化因素。它将因区域自然条件的变异而变化。

当平衡式 (4) 中输入、输出因素比较复杂时, 则可建立各因素的函数式, 借助电子计算机亦可对 (4) 式求解

2. 矿物油净化模型

矿物油在土壤中较易降解, 因此采用了净化模型:

$$c_s = B + \frac{\sum_{j=1}^t Q \left[1 - \rho \left(\frac{1 - K^j}{1 - K} \right) \right]}{W_s} \quad (9)$$

式中 c_s 为土壤矿物油浓度; B 为土壤矿物油背景值; Q 为土壤矿物油输入量; K 为土壤矿物油净化率的衰减率; ρ 为土壤矿物油第一年的净化率; W_s 为每亩耕作层土重。

当 (9) 式中 c_s 为土壤临界含量时, Q 即为土壤矿物油的年容量。

计算结果

根据区域调查研究, 区域土壤元素平衡

表 17 草甸褐土不同年限时土壤的容量*

元 素	年 限 (年)	Q_0 (g/亩·年)	$\bar{Q}$ (g/亩·年)	Q_1 (g/亩)	元 素	年 限 (年)	Q_0 (g/亩·年)	$\bar{Q}$ (g/亩·年)	Q_1 (g/亩)
Cd	15	26.80	28.38	425.7	Pb	15	2760.9	2899.7	43495.8
	25	16.08	17.65	441.3		25	1656.5	1742.1	43552.2
	50	8.04	9.62	481.2		50	828.3	873.9	43693.1
	75	5.36	6.96	521.9		75	552.2	584.5	43834.0
	100	4.02	5.64	563.7		100	414.1	439.8	43975.0
As	15	129.10	215.13	3327.0	Hg	15	3.38	3.40	51.05
	25	77.46	164.62	4115.5		25	2.03	2.05	51.28
	50	38.72	129.84	6492.0		50	1.01	1.04	51.80
	75	25.82	120.70	9052.7		75	0.68	0.70	52.35
	100	19.37	117.45	11744.5		100	0.51	0.53	52.90
Cr	15	4486.5	5335.1	80027.0	矿物油	15	2418.0	170931	2563964
	25	2693.7	3542.2	88554.4		25	1450.8	170931	4273273
	50	1346.9	2246.6	112330.0		50	725.4	170931	8546545
	75	897.9	1857.8	139337.3		75	483.6	170931	12819817
	100	673.4	1691.2	169115.5		100	362.7	170931	17093090

* 土壤的总静容量 $c_{so} = \text{年限} \times Q_0$ 。

观测结果和土壤元素净化等的研究,可获得上述方程的各项参数。将参数代入(7)或(8)、(9)式,可以获得不同年限内的变动容量(Q_T);变动年容量(或变动年容许输入量)($\bar{Q}$)和年静容量(Q_0),总静容量(见表17)。从中可以看出,土壤的变动容量 Q_T 比土壤的静容量 c_{so} 大;土壤的变动年容量 $\bar{Q}$ 也比土壤的静态年输入量 Q_0 大。这说明,土壤环境对污染物是有容纳和调节的能力。即使是对不降解的重金属,也是如此。

九、土壤环境容量区域性分异的分析

土壤环境容量的区域性分异表现在下列几个方面:

(一) 生态效应的分异

表18是归纳三种土壤中Cd和As的效应。从中可见,三种土壤中水稻的效应对Cd而言,是红壤性水稻土>草甸棕壤>草甸褐土;对As而言,是草甸褐土>草甸棕壤>红壤性水稻土。农产品卫生质量一栏,标志土壤元素被作物吸收的难易。其中As的规律

表 18 三种土壤中 Cd 和 As 的作物效应(ppm)

元素	土壤	作物效应* (水稻)	农产品卫生质量** (水稻)
Cd	草甸褐土	150	61.1
	草甸棕壤	100	21.2
	红壤性水稻土	1.09	1.1
As	草甸褐土	21.0	80.2
	草甸棕壤	35.6	121.7
	红壤性水稻土	55.0	45

* 减产10%的土壤浓度。

** 农产品可食部分达到食品卫生标准时的土壤含量。

不太明显,棕壤的偏高。但Cd易被吸收的次序是红壤性水稻土>草甸棕壤>草甸褐土,与作物效应的规律相吻合。

(二) 土壤临界含量上的分异

从前表15中可以看出,重金属Cd、As、Pb、Hg都具有明显的区域性特征。土壤临界含量的数值Cd、Pb、Hg是草甸褐土>草甸棕壤>红壤性水稻土。As则相反。土壤临界含量的确定不像作物效应那么单纯,而是由综合指标确定的。但是,即便如此,土壤临界含量也表现出了明显的区域性差异。其中尤以Cd和As具有较好的代表性。

表 19 不同土壤 Cd、As 的环境容量

元素	项目	年限	草甸褐土	草甸棕壤	红壤性水稻土	元素	项目	年限	草甸褐土	草甸棕壤	红壤性水稻土
Cd	Q_0 (g/亩·a)	50	8.04	5.74	2.47	As	Q_0 (g/亩·a)	50	28.73	45.44	119.95
		100	4.02	2.89	1.23			100	19.37	22.72	59.97
	$\bar{Q}$ (g/亩·a)	50	9.62	7.61	3.63		$\bar{Q}$ (g/亩·a)	50	129.84	72.52	128.34
		100	5.64	4.90	2.50			100	117.45	53.26	66.64
	Q_T (g/亩·)	50	481.15	380.00	181.70		Q_T (g/亩)	50	6492.0	3626.0	6414.8
		100	563.70	490.00	250.00			100	11744.5	5326.0	6664.4

(三) 土壤环境容量上的分异

土壤环境容量是以土壤临界含量为基础。但它又超出了土壤临界含量的影响,受到区域输出因素的影响。从表 19 可见,Cd 的土壤变动容量是草甸褐土>草甸棕壤>红壤性水稻土。As 与 Cd 相反,是红壤性水稻土>草甸棕壤和草甸褐土,它们也都表现出了区域性的分异规律。

十、土壤环境容量的应用

(一) 制定区域性农田灌溉水质标准

根据三个地区作物种植的特点,草甸褐土区以每年灌 1000 方水计;草甸棕壤区灌 800 方计;红壤性水稻土灌 1000 方计,用前面获得的土壤变动年容量可推算出两种年限下的农田灌溉水质标准(表 20)。从表中看出,国家标准除 Cr 和 Pb 能控制三个地区外,其它标准都不能达到完全控制的目的。以 100 年限计,Cd 的国家标准仅适用于草甸褐土和草甸棕壤,而不适用于红壤性水稻土等酸性土壤。As 的国家标准,则仅能控制草甸棕壤和红壤性水稻土,而不能适用于草甸褐土这一微碱性土壤。Pb 和 Cr 的标准则相对订得过严。建议标准中,唯 Hg 较国家标准严。Hg 在一些国家中已列入禁止排入农田的毒物之一。它的标准订得严一些是合适的。从上所述可以看出,建议标准与国家标准

准相比,既有相似之处也有明显差别。建议标准显示出农田灌溉水质标准的区域性差异,说明土壤环境容量是一个灵活的,非常有用的参数。

(二) 制定污泥施用标准

表 21 是根据土壤变动容量计算的可供选用的污泥施用标准。这一计算,一次就把污泥标准提高到区域性标准的水平。

(三) 制定土壤环境标准

我国还未制定土壤环境标准。目前土壤质量评价多采用土壤元素背景值加 2 倍标准

表 20 三种土壤五种重金属的
农田灌溉水质标准 (ppm)

土壤	元 素	建 议 的 标 准		国家标准
		按50年限计	按100年限计	
草甸褐土	Hg	0.00026	0.00015	<0.001
	Cd	0.0096	0.0056	<0.005
	As	0.130	0.117	0.05
	Cr	2.247	1.691	0.1
	Pb	0.874	0.44	0.1
草甸棕壤	Hg	0.00037	0.0002	
	Cd	0.0076	0.0049	
	As	0.0725	0.0533	
	Cr	0.422	0.393	
	Pb	1.039	0.630	
红壤性水稻土	Cd	0.0036	0.0025	
	As	0.126	0.066	
	Pb	0.337	0.508	

表 21 不同施用污泥量下污泥中重金属的容许浓度 (ppm)

土壤	施泥量 (t/a·亩)	按 施 用 50 年 计					按 施 用 100 年 计				
		Cd	Hg	As	Cr	Pb	Cd	Hg	As	Cr	Pb
草甸褐土	1	9.62	0.36	129.8	2246.6	833.9	5.64	0.15	117.5	1691.2	439.7
	3	3.20	0.12	43.3	748.9	291.3	1.88	0.05	39.2	563.7	146.6
	5	1.93	0.07	25.9	449.3	174.8	1.13	0.03	23.5	338.2	87.9
草甸棕壤	1	7.61	0.37	72.5	422.1	630.1	4.90	0.20	53.2	393.3	630.1
	3	2.54	0.12	24.2	140.7	210.0	1.63	0.07	17.7	131.1	210.0
	5	1.52	0.07	14.6	84.4	126.0	0.98	0.04	10.6	78.7	126.0
红壤性水稻土	1	3.63		128.3		832.9	2.50		66.6		508.3
	3	1.01		42.8		277.6	0.83		22.2		169.4
	5	0.73		25.7		166.6	0.50		13.3		101.7

差作为评价标准。但这一标准及其评价结果既不能反映土壤元素含量的生态效应,也不能反映土壤元素的环境效应,而不同元素的这一标准还不具有等价的特征,评价结果不能相互比较。通过土壤环境容量的研究,在以生态效应为中心,全面考察环境效应的指导思想和工作方法下,我们提出了三个地区建议的土壤环境标准(见表 22)

表 22 建议的土壤环境标准 (ppm)

土壤	Cd	As	Hg	Pb	Cr*	油
草甸褐土	2.8	21	0.4	300	500	300
草甸棕壤	2.0	30	0.2	300		
红壤性水稻土	1.1	45		230		

* 三价铬。

(四) 进行土壤污染预测

土壤环境容量模式一节中的 [6] 式可作

为土壤污染预测的计算模式。将已知参数代入,可获得不同年数后的土壤含量。将此含

表 23 不同时期的土壤污染预测

污 染 物	区 号	现 状		预 测							
		含 量 (ppm)	级 别	15 年		30 年		50 年		100 年	
				含量 (ppm)	级 别	含量 (ppm)	级 别	含量 (ppm)	级 别	含量 (ppm)	级 别
Cd	1	0.120	1	0.95	2	1.72	2	2.67	3	4.67	5
	2	0.573	2	1.35	2	2.09	3	3.00	4	4.93	5
	3	2.090	3	2.78	3	3.43	4	4.22	5	5.89	6
	4	2.120	3	2.81	4	3.45	4	4.24	5	5.91	6
Hg	1	0.223	2	4.65	7	9.04	7	14.82	7	28.99	7
	2	0.342	3	4.75	7	9.14	7	14.92	7	20.09	7
	3	0.872	6	5.29	7	9.67	7	15.46	7	29.61	7
	4	1.725	7	6.15	7	10.52	7	16.29	7	30.42	7
As	1	7.46	1	14.05	2	17.91	3	20.70	3	22.95	4
	2	9.07	2	14.99	3	18.46	3	20.97	3	22.99	4
Cr	1	74.31	2	182.5	2	290.5	2	330.5	2	413.1	3
Pb	1	34.09	2	49.67	2	65.2	2	85.87	2	137.37	2

量用前述土壤污染评价的方法进行评价,可获得各含量相应的污染级别。结果列于表 23 中。

(五) 土壤环境容量在污染物排放总量控制上的应用

通过污染源调查研究,可以获得区域污染物的排放总量和各分支排放系统的分量,各分支排放系统的排放规律。当以区域土壤变动容量来衡量这一污染物的排放总量时,则可指导区域污染物的排放削减量。这一削减量可依各排放系统污染物的分担率来进行安排,既可以削减主要污染源,也可分担削减。我们对北京东郊污水排放系统为例进行分析^[7]。最后找出了 Cd 和 Hg 的主要污染厂的总量控制目标。同时也揭示出 Cr 的排放量虽然远比 Cd、Hg 为高,但以土壤环境容量为尺度时,其量是区域土壤环境容许的量,无特殊情况,可以不必削减。这样既达到有重点的进行治理又避免了盲目进行治理,是很有经济效益的。

(上接第 62 页)

况。4 种试验同步进行。试验结果说明小颗粒物是大气微生物的主要附着体。

(十) 大气微生物污染防治对策研究

为了对大气微生物污染提出防治对策,进行了多方面研究,大气微生物来源的识别是其中研究内容之一。通过大量试验及数万个不同生态环境下的试验数据,说明绿化是减少大气微生物污染的重要对策之一。绿化区是大气细菌污染最小的地方。这是从微生物角度说明了绿化的重要性,减少大气微生物污染与绿化的关系。

五、小 结

本文扼要报道京津地区 34,541.8km² 广大近地面空间大气微生物的数量、区系组成、

除以上所述外,土壤环境容量还可为土地处理系统中土壤的承受能力提供依据,为管理部门充分利用自然净化能力,作好区域性环境区划和规划方面提供依据。

参 考 文 献

- [1] 中田喜三郎,海洋科学,9(1),1(1977).
- [2] 矢野雄幸,海洋科学,9(1),33(1977).
- [3] 西村肇,海洋科学,9(1),36(1977).
- [4] 涉谷政夫,土壤污染の机构と解析,产业图书,263—264,1979.
- [5] 夏增禄,中国环境科学,1(2),46(1981).
- [6] 夏增禄,环境科学,3(2),14(1982).
- [7] 夏增禄,环境科学,6(1),56(1985).
- [8] 吴燕玉,生态学报,1(3),275(1981).
- [9] 杨居荣等,环境科学学报,4(2),190(1984).
- [10] 夏增禄等,环境科学,1(5),76(1980).
- [11] Silveira D. J. et al., J. Environ. Qual., 6, 47 (1977).
- [12] 井泽等,日本土壤肥料学会中部支部第 21 回例会讲演要旨,1970.
- [13] 夏增禄,环境科学,3(2),14(1982).
- [14] 夏增禄等,环境科学学报,5(1),105(1985).
- [15] 夏增禄等,环境科学,2, 21(1978).

分布规律、时空变化规律、污染动态变化规律、生态特征及污染防治对策等大气微生物生态学的一些理论及其应用的问题。所取得的成果可作为京津地区大气微生物的概况资料,本底资料,可供有关城乡建设、市政建设、环境保护及某些产业部门等参考应用。

参 考 文 献

- [1] Bovallius, A. et al., Appl. Environ. Microbiol., 35 (5), 847 (1978).
- [2] Ibid., 35(6), 1231(1978).
- [3] Mancinelli, R.L. et al., Ibid., 35(6), 1095(1978).
- [4] Hickey, J. L. S. et al., J. Water Pollution Control Federation, 47, 2758(1975).
- [5] Program and Abstracts, Second International Conference on Aerobiology, Seattle, USA, August 4—6, 1982.
- [6] 吴诚华等,环境科学学报,2(3),256 (1982).

Abstracts

HUANJING KEXUE

Chinese Journal of Environmental Science

Studies on Soil-environmental Capacity

Collaborative Group on Soil-environmental Capacity

This paper deals with soil-environmental capacity of heavy metals and oil in different zones of red earth, cinnamon soil and brown forest soil. Critical contents of heavy metals: Hg, Cd, As, Pb, Cr and oil in soils have been studied through investigation of current conditions of soil microorganisms, soil enzyme and quality of groundwater as well as surface water.

On the basis of the critical contents in soils, mathematical models for heavy-metal material balance and for purification of oil in soil have been established by doing experiments in fields, labelled isotope, and purifying function of soils. In accordance with the models, soil-environmental capacity, soil-environmental criteria, irrigating water quality criteria and sludge utilization criteria applied to the six pollutants for the three zones have been proposed.

HUANJING KEXUE Vol 7, No. 5, p 34, 1986

A Study on Warning Program for Black Foul Smell in the Waterways of Suzhou Area

Wen Zhuoru, Fang Yueqiang et al.

A black odour warning model for Suzhou has been proposed. The ratio of BOD_5 and COD_{Mn} in water body is used as a comprehensive index to assess black odour which has occurred or not. The empiric formulas of black index and odour index have been made according to the monitoring data during probable black odour period in 1984 and using multiple nonlinear progressively regressive method. Bauks-Jenkins prediction model and correlative method between antecedent and late

stage discharge (or other water quality load) have been used for continuous warning of black odour and predicting non-black-odour discharge hydrographs and water pollution loadographs. Finally, time-space variation of water quality and water quantity in channel network outside Suzhou city and the relationship between water flow pattern and water quality including black odour have been described and analysed.

HUANJING KEXUE Vol 7, No. 6, pp , 1986

System Planning Research for Water Pollution Control in Yalu Estuary

Fu Guowei and Liu Yuji

This paper outlines the studies on methods and procedures of systematic planning for water pollution control at the region of Dandong City-Yalu Estuary. Five aspects of water quality management: prediction of pollutants, control of pollutant sources, discharge system of sewage, sewage treatment, and influence on aquatic environment have been considered as a whole system, from which 22 alternatives of projects and the optimal one have been investigated. And then, a planning project which conforms itself to integrative benefits of environment, economy and society has been made. In this paper, a new method, "computerized scanning calculation: gradient searching" is applied to estimate optimal parameters for modelling of river water quality. A two-dimension steady model that includes a considerable parameters is developed to simulate tidal water quality of the estuary. An analysis of "effectiveness-policy-making" for water management of multi-levels and multi-goals is applied.

HUANJING KEXUE Vol 7, No. 5, p 45, 1986
