

川西北某乡镇农用地土壤重金属污染评价

李静文¹, 高程², 贺玉龙³, 王亚婷^{1*} (1. 成都市环境保护科学研究院, 四川成都 610072; 2. 四川省环科院科技咨询有限责任公司, 四川成都 610041; 3. 西南交通大学地球科学与环境工程学院, 四川成都 611756)

摘要 基于2017年四川西北某乡镇农用地土壤环境质量评价报告, 对土壤8种重金属进行了相关性分析和主成分分析, 采用目前应用广泛的内梅罗综合指数法和潜在生态指数风险指数法进行了农用地土壤重金属污染评价。结果表明: 土壤中 Ni、Cu、Zn、Cd、As 这5种元素具有同源关系, Pb、Cr、Hg 这3种元素也具有同源关系; 8种重金属元素单因子污染指数依次为 Cd>Cu>Cr>Zn>As>Ni>Pb>Hg, Cd 污染最为严重, 为中度污染, 整个调查区内梅罗综合污染指数平均值为1.99, 属轻度污染; 潜在生态危害指数法依次为 Cd>Hg>As>Cu>Ni>Pb>Cr>Zn, Cd 存在极高等潜在风险, Hg 也存在中高等潜在风险, 其他重金属元素为低潜在生态风险, 综合潜在生态危害指数均值596.98, 存在中高等潜在风险。

关键词 农田土壤; 重金属; 污染评价

中图分类号 X 825 **文献标识码** A

文章编号 0517-6611(2021)23-0097-05

doi: 10.3969/j.issn.0517-6611.2021.23.026



开放科学(资源服务)标识码(OSID):

Evaluation of Heavy Metal Pollution in Agricultural Land of a Township in Northwest Sichuan

LI Jing-wen¹, GAO Cheng², HE Yu-long³ et al (1. Chengdu Research Institute of Environmental Protection, Chengdu, Sichuan 610072; 2. Science and Technology Consulting Co., Ltd. of Sichuan Academy of Environmental Sciences, Chengdu, Sichuan 610041; 3. Faculty of Geoscience and Environmental Engineering, Southwest Jiaotong University, Chengdu, Sichuan 611756)

Abstract Based on the evaluation report of soil environmental quality of agricultural land in a town of northwestern Sichuan in 2017, the correlation analysis and principal component analysis of eight heavy metals in the soil were carried out. The Nemerow comprehensive index method and the potential ecological index risk index were widely used. The law carried out the evaluation of heavy metal pollution in agricultural land. The results showed that the five elements Ni, Cu, Zn, Cd and As had homology, and the three elements Pb, Cr and Hg also had homology. The single factor pollution index of eight heavy metal elements was Cd>Cu>Cr>Zn>As>Ni>Pb>Hg, and Cd pollution was the most serious to moderate pollution. The average Mero comprehensive pollution index in the survey area was 1.99 mild pollution. The potential ecological hazard index method was: Cd>Hg>As>Cu>Ni>Pb>Cr>Zn, Cd has extremely high potential risks, Hg also has medium and high potential risks, other heavy metal elements are low potential ecological risks. The comprehensive potential average ecological risk index is 596.98, and there is a potential risk in the medium and high.

Key words Agricultural land soil; Heavy metal; Pollution assessment

土壤是生态系统中重要组成部分^[1], 土壤重金属状况会直接影响农作物的质量。土壤中有两种主要的重金属来源: 一是来自地质背景, 主要是由于成土母质本身重金属含量高, 导致土壤中重金属富集; 二是来源于人为活动, 主要是农业生产、工业和城市生活造成的污染^[2]。近年来石油开采、金属冶炼、交通运输等行业越来越多涉及重金属和有机物, 农业生产中的化肥、农膜以及农药使用率高, 回收率低也造成农用地土壤污染, 尤其 Cd、Hg、Pb 等有毒有害重金属可能被农作物吸收, 难以被生物降解, 通过生物累积效应在人体中累积, 严重危害人体健康^[3], 是国内外学者研究的热点。《土壤污染防治行动计划》以及土壤污染详查等相关标准和规范中更是明确指出要重点监测土壤中的 Cd、Hg、Pb、Cr、As 等重金属污染。此次调查区日常土壤环境监测重金属含量偏高, 对该地区农用地重金属进行污染调查及评价, 可摸清区域重金属污染特征、主要来源及生态风险等级, 对保障农业生产和维护人体健康具有重要意义^[4]。

1 调查区概况

调查区位于四川盆地西北部, 分布于 R 河周围, 周边农用地主要以地表水 R 河灌溉为主, 距离 R 河较远的区域以

地下水灌溉为主。调查区周边的工矿企业也主要沿 R 河分布, 大多为化工企业, 少数为化肥厂、饲料厂、制革厂等。根据周边环境特点初步分析调查区潜在的污染源可能有灌溉水、大气沉降物、肥料等。

2 材料与方法

2.1 样品采集与分析 调查区面积共 29.307 131 km², 运用 Google Earth、ArcGIS 等软件采用 200 m×200 m 网格法布点, 采样深度为土壤表层 0~20 cm, 共计布设 351 个点位在采样单元格内根据五点梅花法进行取样。土壤全量铜、铅、锌、镉、铬、镍测量采用电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS); 全量砷和汞测量采用微波消解/原子荧光法^[5]。

2.2 评价方法

2.2.1 内梅罗污染综合指数法 内梅罗污染综合指数法根据土壤环境质量评价和污染评价, 评价土壤受多种污染物污染综合效应的环境质量指数, 常以土壤中各污染物的污染指数的叠加作为土壤污染综合指数。该研究采用综合指数法对土壤进行环境质量评价, 该评价方法不仅可以全面反映各种污染物对土壤环境质量产生的影响, 还特别考虑了对土壤环境影响最严重的因子, 另外在加权过程中尽量客观, 避免主观因素对评价结果造成影响, 所以在单因子指数评价基础上采用内梅罗综合指数法。依据 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》中的农用地土壤污染风险筛选值, 可得出超标元素种类及其超标程度。

作者简介 李静文(1993—), 女, 四川南充人, 助理工程师, 硕士, 从事土壤污染及防治研究。*通信作者, 高级工程师, 博士, 从事土壤污染防治研究。

收稿日期 2021-03-11

先按照调查区土壤环境中的各污染物的实测数据分别算出各因子的分指数,再通过分指数计算调查区土壤各因子

污染指数的平均值和最大污染指数,最后计算内梅罗污染综合指数,根据土壤综合污染分级标准可得出土壤污染等级。

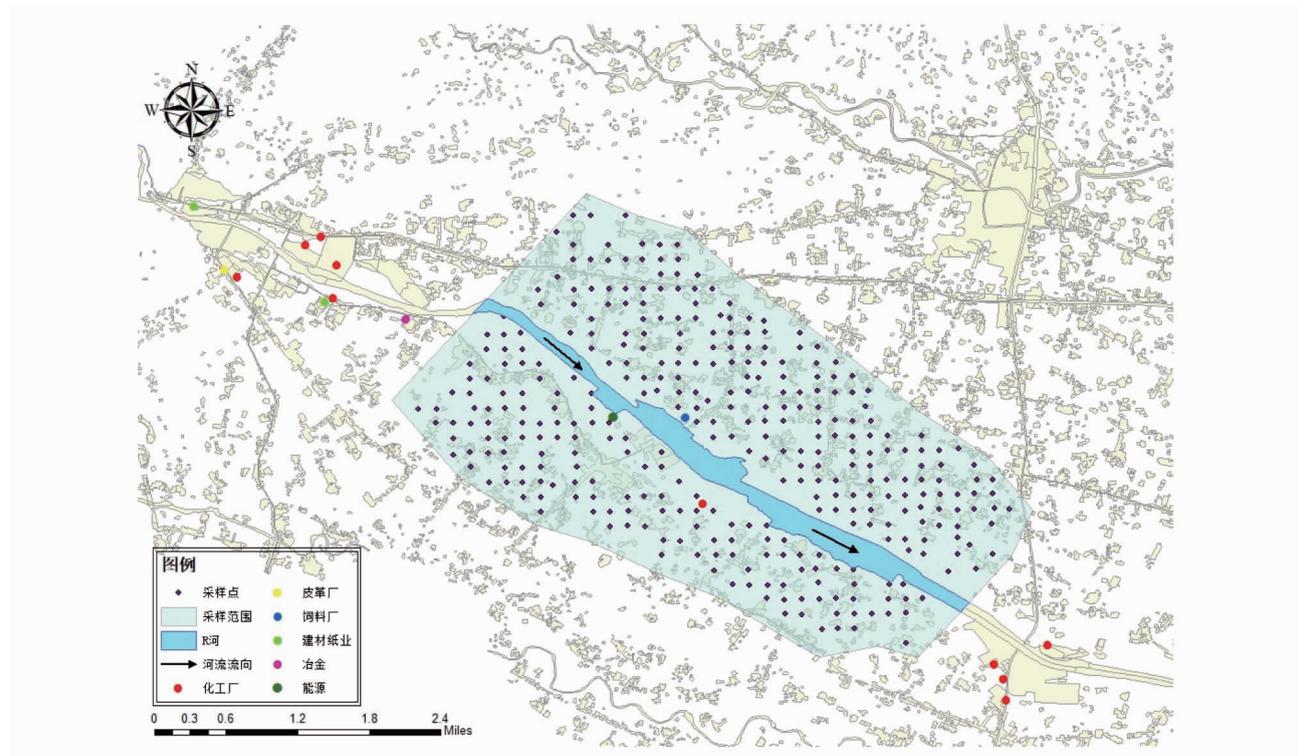


图1 调查区采样布点及外环境

Fig. 1 Sampling points and external environment in the survey area

2.2.2 潜在生态风险指数法。Hakanson 在 20 世纪 90 年代发表了潜在生态风险指数法,该方法能够有效反映不同区域多种因素对生态风险的影响包括土壤重金属对生态环境可能造成的潜在风险应用较为广泛^[6-7]。其计算公式为:

$$E_r^i = T_r^i \times \frac{C_i}{C_{oi}} \quad (1)$$

$$RI = \sum E_{ri} \quad (2)$$

式中, E_r^i 代表元素 r 的单项潜在生态危害指数; RI 为多种重金属综合潜在生态危害指数; T_r^i 为单一重金属元素的毒性响应系数。该研究涉及的重金属毒性系数^[8]如表 1 所示。 C_i 为土壤重金属 i 的实测含量(mg/kg); C_{oi} 为重金属 i 的参比值(mg/kg),采用四川省土壤背景值。

表 1 重金属毒性系数

Table 1 Toxicity coefficient of heavy metals

序号 No.	元素 Element	毒性系数 Toxicity factor
1	Cd	30
2	Hg	40
3	As	10
4	Pb	5
5	Cr	2
6	Cu	5
7	Ni	5
8	Zn	1

3 结果与讨论

3.1 研究区农用地土壤重金属污染分布特征 研究区土壤重金属含量见表 2,变异系数(%)是标准差与平均值的比值,可以用来表征数据的离散程度,小于 10%时为弱变异,10%~90%为中等程度变异,大于 90%为高程度变异^[9]。从表 2 可看出,所有元素都有不同程度变异,Hg 和 Cd 的变异系数相对较高,说明 Hg 和 Cd 分布不均匀,存在人类活动产生的异常值^[10]。

3.2 重金属含量相关性分析和主成分分析 同一样素的元素之间存在相关性,因此,可以利用元素之间的相关性来反映各个元素之间的同源关系或关联情况^[11],相关性分析结果见表 3。

由表 3 可知,土壤中 Ni、Cu、Zn、Cd、As 含量之间呈极显著正相关,表明这 5 种元素具有同源关系或者它们的污染源之间具有一定的关联性;Pb、Cr、Hg 含量之间也存在极显著正相关,表明它们具有相似的污染途径和来源^[12]。

因子分析法中,KMO 和 Bartlett 检验表明各重金属之间具有较强的相关性,该研究取样的 KMO 值为 0.794,Bartlett 球形度检验 P 值 <0.001 ,说明这 8 种重金属的数据十分适合做因子分析^[13]。

由表 4 因子分析的总方差解释,该研究的总变量适合由 2 个主成分因子来解释,2 个主成分因子可解释总变量的 66.570%,因子 1 解释总方差的 46.089%,因子 2 解释总方差的 20.481%。

表 2 土壤重金属含量统计分析
Table 2 Statistical analysis of soil heavy metal content

项目 Item	最小值 Min mg/kg	最大值 Max mg/kg	算术平均值 Arithmetic mean mg/kg	几何均值(标准差) Geometric mean (standard deviation) mg/kg	中位数 Median mg/kg	变异系数 Coefficient of variation//%	四川省背景值 Sichuan Province background value mg/kg
Cd	0.145	2.51	1.121	0.486	1.06	43.3	0.079
Hg	0.05	1.07	0.201	0.107	1.184	53.2	0.061
As	5.43	26.5	13.97	3.097	13.8	22.1	10.4
Pb	8.3	54	28.76	5.281	29.3	18.3	30.9
Cr	66	275	121	24.97	118	20.6	79
Cu	21.6	140	57.15	12.55	57.4	21.9	31.1
Ni	25.8	75.4	46.3	9.226	46.7	19.9	32.6
Zn	65.8	228	139.3	26.96	140	19.3	86.5

表 3 土壤重金属元素相关性
Table 3 Correlation of soil heavy metal elements

重金属 Heavy metal	Cd	Hg	As	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
Cd	1	0.138**	0.338**	0.029	0.429**	0.637**	0.641**	0.740**
Hg	0.138**	1	0.087	0.248**	0.225**	0.208**	0.120*	0.229**
As	0.338**	0.087	1	0.123*	0.231**	0.480**	0.563**	0.440**
Pb	0.029	0.248**	0.123*	1	0.412**	0.121*	0.124*	0.271**
Cr	0.429**	0.225**	0.231**	0.412**	1	0.431**	0.468**	0.602**
Cu	0.637**	0.208**	0.480**	0.121*	0.431**	1	0.870**	0.824**
Ni	0.641**	0.120*	0.563**	0.124*	0.468**	0.870**	1	0.770**
Zn	0.740**	0.229**	0.440**	0.271**	0.602**	0.824**	0.770**	1

注: **, * 分别表示在 0.01, 0.05 水平(双侧)上显著相关

Note: **, * respectively indicate significant correlation at 0.01 and 0.05 levels (bilateral)

表 4 因子分析的总方差解释
Table 4 Interpretation of the total variance of factor analysis

成分 Element	初始特征值 Initial eigenvalue			提取平方和载入 Extract the sum of squares and load			旋转平方和载入 Rotate the sum of squares loading		
	合计 Total	方差的 百分比 Percentage of variance %	累计方 差百分比 Cumulative percentage of variance//%	合计 Total	方差的 百分比 Percentage of variance %	累计方 差百分比 Cumulative percentage of variance//%	合计 Total	方差的 百分比 Percentage of variance %	累计方 差百分比 Cumulative percentage of variance//%
1	4.035	50.439	50.439	4.035	50.439	50.439	3.687	46.089	46.089
2	1.290	16.131	66.570	1.290	16.131	66.570	1.638	20.481	66.570
3	0.816	10.200	76.771						
4	0.764	9.552	86.322						
5	0.446	5.572	91.895						
6	0.383	4.782	96.677						
7	0.170	2.123	98.800						
8	0.096	1.200	100.000						

因子载荷矩阵见表 5, 可看出 Ni、Cu、Zn、Cd、As 主要受因子 1 影响; Hg、Pb、Cr 主要受因子 2 影响。这再次解释了元素含量之间具有相关性, 来源可能相似。

3.3 内梅罗污染综合指数法评价结果 调查区 8 种重金属含量的单因子污染指数如表 6 所示。

按照单因子污染指数平均值大小排序, 8 种重金属依次为 Cd>Cu>Cr>Zn>As>Ni>Pb>Hg, 可观察到区域内 Cd 污染最为严重, 为中度污染。

调查区内梅罗综合污染指数评价结果如表 7 所示^[14]。

表 5 因子载荷矩阵
Table 5 Factor loading matrix

重金属 Heavy metal	成分 Element	
	1	2
Cd	0.242	-0.093
Hg	-0.092	0.446
As	0.194	-0.093
Pb	-0.146	0.592
Cr	0.043	0.352
Cu	0.259	-0.058
Ni	0.271	-0.090
Zn	0.215	0.080

表6 单因子污染指数评价结果

Table 6 Evaluation results of single factor pollution index

重金属 Heavy metal	点位数 Number of points//个				单因子污染指数 Single factor pollution index//mg/kg		
	$P_i \leq 1$ 非污染 Non-polluting	$1 < P_i \leq 2$ 轻度污染 Light pollution	$2 < P_i \leq 3$ 中度污染 Medium pollution	$P_i > 3$ 重度污染 Heavy pollution	最小值 Min	最大值 Max	平均值 Average value
Cd	14	78	155	104	0.35	7.26	2.71
Hg	351	—	—	—	0.01	0.49	0.08
As	350	1	—	—	0.18	1.06	0.47
Pb	351	—	—	—	0.04	0.49	0.24
Cr	341	10	—	—	0.26	1.10	0.61
Cu	278	73	—	—	0.21	1.71	0.74
Ni	350	1	—	—	0.13	1.03	0.42
Zn	351	—	—	—	0.21	0.94	0.55

表7 内梅罗综合污染指数评价结果

Table 7 Evaluation results of Nemeiro's comprehensive pollution index

$P_{综}$	点位数 Number of points	污染率 Pollution rate//%	评价结果 Evaluation results ^[14]
$P_{综} \leq 0.7$	10	—	安全
$0.7 < P_{综} \leq 1$	27	—	警戒级
$1 < P_{综} \leq 2$	171	48.71	轻度污染
$2 < P_{综} \leq 3$	101	28.77	中度污染
$P_{综} > 3$	42	11.96	重度污染

由表7可知,仅10.56%的点位不存在重金属污染,48.71%的点位轻度污染,28.77%的点位中度污染,11.96%的点位重度污染;整个调查区 $P_{综}$ 平均值为1.99,属轻度污染,造成污染的主要元素为Cd与Cu。利用ArcGIS克里金插值法得到土壤重金属内梅罗综合污染指数空间分布图,由图2可看出污染严重的点位主要集中于R河的北侧,需要对此区域污染源进行详细调查。

3.4 潜在生态风险指数法评价结果 由公式(3)算出调查区土壤8种重金属潜在生态风险指数,平均潜在生态风险指

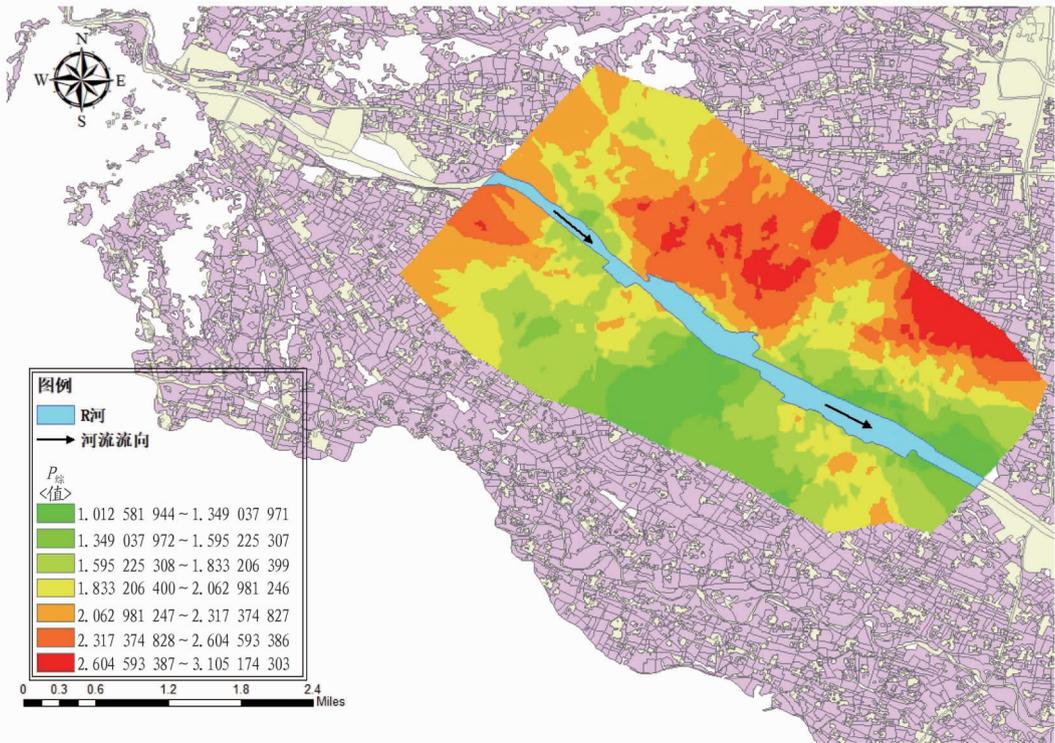


图2 调查区土壤重金属内梅罗综合污染指数空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of the Nemeiro comprehensive pollution index of soil heavy metals in the survey area

数大小排序为 Cd>Hg>As>Cu>Ni>Pb>Cr>Zn。潜在生态危害指数法引入了毒性因子,使评价更侧重于污染物的潜在毒害效应,根据评价结果(表8、9)^[12],Cd存在极高等潜在风险,Hg也存在中高等潜在风险,其他重金属元素为低潜在生

态风险。

调查区综合潜在生态危害指数(RI)范围为176.63~1282.47,均值596.98,根据潜在生态风险程度分级标准,调查区土壤环境存在中高等潜在风险。

表 8 潜在生态风险指数评价结果

Table 8 Evaluation results of potential ecological risk index

重金属 Heavy metal	潜在生态风险指数 Potential ecological risk index	
	范围 Range	平均值 Average value
Cd	55.06~953.16	425.88
Hg	32.78~701.63	132.03
As	5.22~25.48	13.44
Pb	1.34~8.73	4.65
Cr	1.67~6.96	3.06
Cu	3.47~22.50	9.18
Ni	3.95~11.56	7.10
Zn	0.76~2.63	1.61

利用 ArcGIS 对调查区土壤的潜在生态风险进行插值分区,由图 3 可看出 R 河的南部土壤潜在生态风险严重,需要对此区域污染源进行详细调查。

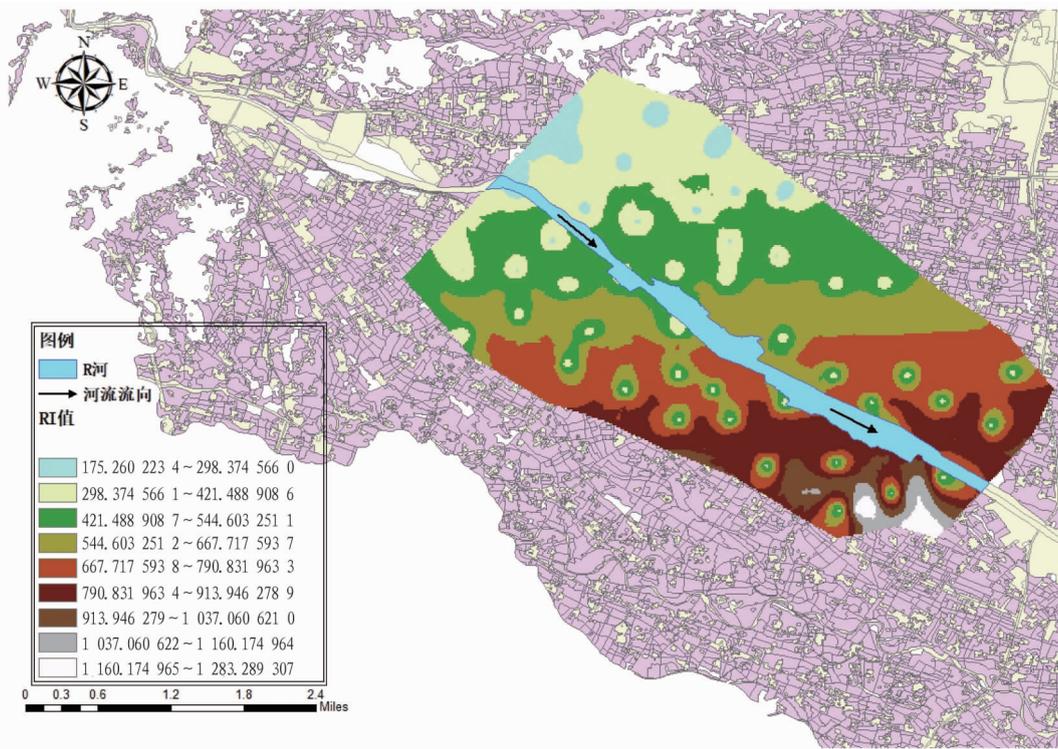


图 3 调查区土壤重金属潜在生态风险指数空间分布

Fig. 3 Spatial distribution of potential ecological risk index of soil heavy metals in the survey area

(2) 调查区农用地土壤中各重金属的单因子污染指数平均值排序为 $Cd > Cu > Cr > Zn > As > Ni > Pb > Hg$, 其中 Cd 污染最为严重,其他均为轻度污染。整个调查区 90% 的点位存在土壤重金属综合污染。整个调查区 $P_{综}$ 平均值为 1.99, 属轻度污染,这是基于多种重金属浓度综合考量的结果其中某些污染较重的金属可能被平均,从而削弱了其实际的污染水平。

(3) 调查区重金属对土壤的潜在危害程度依次为 $Cd > Hg > As > Cu > Ni > Pb > Cr > Zn$ 。Cd 存在极高等潜在风险,Hg 存在中高等潜在风险。整个调查区 RI 值为 596.98,存在中高等潜在风险。

(4) 综合两种评价方法,调查区农用地土壤中 Cd 的污

表 9 潜在生态风险程度分级标准^[12]

Table 9 Grading standards of potential ecological risk degree

E_r^i	RI	潜在生态风险程度 Potential ecological risk
<40	<150	低潜在生态风险
40~<80	150~<300	中等潜在生态风险
80~<160	300~<600	中高等潜在风险
160~<320	≥600	高等潜在风险
≥320		极高等潜在风险

4 结论

(1) 调查区农用地土壤主成分 1 中 Ni、Cu、Zn、Cd、As 的载荷系数较大,具有同源关系,Cd 元素外部来源主要来自大气沉降和化肥;主成分 2 中 Hg、Pb、Cr 的载荷系数较大,这三种元素有相同自然源输入。

染程度和潜在危害程度相对都比较高;Hg 虽然污染程度较低但其毒性带来的潜在危害比较严重。且两种评价方法得出污染分布区域与潜在污染区域有差异,说明污染现状不明显的区域极有可能存在污染风险,需同时加强调查区北部农用地土壤污染治理和南部土壤污染风险管控。

参考文献

- [1] 赵慧,何博,王铁宇,等.我国南方典型城市土壤重金属污染特征及源汇关系分析[J].环境科学学报,2019,39(7):2231-2239.
- [2] 宋波,王佛鹏,周浪,等.广西高镉异常区水田土壤 Cd 含量特征及生态风险评估[J].环境科学,2019,40(5):2443-2452.
- [3] 李凤果,陈明,师艳丽,等.我国农用地土壤污染修复研究现状分析[J].现代化工,2018,38(12):4-9.
- [4] 王金霞,罗乐,陈玉成,等.三峡库区库尾典型农用地土壤重金属污染特征及潜在风险[J].农业环境科学学报,2018,37(12):2711-2717.

浓度范围内。

试验发现,高氮(10 mg/L)处理的叶绿素含量均高于低氮(1 mg/L)处理。Turpin 等^[20]研究表明,低氮浓度条件下,藻细胞光合效率会随着叶绿素含量的下降而下降。邱昌恩等^[21]研究不同氮浓度对绿球藻生长及生理特性的影响,发现绿球藻叶绿素 a 含量在 0.015、0.150、1.500、4.500 g/L 氮浓度培养的条件下基本相当,与该试验产生这一差异的原因可能为试验中设计的氮磷浓度差距较大。

藻类同化 $\text{NO}_3\text{-N}$ 受到硝酸还原酶的限制,硝酸还原酶决定着藻类硝酸盐的吸收利用速率,从而影响着藻体的生长。试验发现,氮营养盐被藻类吸收到细胞内部,硝酸还原酶等系列酶将营养盐转化为可利用的营养物质,使藻细胞能够利用,从而藻密度增加。随着培养时间的延长,硝酸盐浓度下降,亚硝酸盐在细胞内的大量积累,导致硝酸还原酶活性的降低,藻生长减慢。藻密度达到最大值的时间会晚于硝酸盐同化的时间,这是藻细胞数量累积的结果。作为一种蛋白酶,硝酸还原酶比较容易受到光照的影响。该试验中,低氮培养且光照为 1 000~5 000 lx 条件下,谷皮菱形藻硝酸还原酶活性最大值分别为 3.155、4.262、5.757、6.878、7.455 $\mu\text{g}/(\text{mg}\cdot\text{h})$;高氮培养且光照为 1 000~5 000 lx 条件下,硝酸还原酶活性最大值分别为 5.921、7.377、10.755、12.333、13.898 $\mu\text{g}/(\text{mg}\cdot\text{h})$ 。一定光照条件下,硝酸还原酶活性和藻细胞代谢速率随光照强度加强而增大和加快,吸收营养物质越多,藻类生长越快;而光照超出光照限制范围时,硝酸还原酶活性会降低甚至失去活性,藻细胞的呼吸作用会下降,对营养物质的吸收速率会减慢,从而影响微藻的生长^[22]。由此可见,在试验设定光照内,两种藻硝酸还原酶活性均未受到高光强抑制。

4 结论

(1)在光照范围为 1 000~5 000 lx 的条件下,谷皮菱形藻能正常生长,光照强度和藻类指数生长期长短密切相关,且藻类最大比增长率随着光照强度的提高而增大。

(2)在进入指数生长期后,谷皮菱形藻受光照与氮的交互作用影响较大,在氮浓度为 1 和 10 mg/L 的条件下,氮对谷皮菱形藻生长的促进作用随着光照水平的提高而明显提高,氮增加了藻类叶绿素合成量,且低氮和高氮处理之间藻类最大比增长率以及最终生物量均差异显著($P<0.05$)。

(3)在氮浓度为 1 和 10 mg/L 的条件下,氮对谷皮菱形藻硝酸还原酶活性的促进作用随着光照强度的提高而明显

提高($P<0.05$),且氮提高了藻类硝酸还原酶活性。

参考文献

- [1] CHISTI Y. Biodiesel from microalgae[J]. Biotechnology advances, 2007, 25(3): 294-306.
- [2] RODOLFI L, CHINI ZITTELLI G, BASSI N, et al. Microalgae for oil: Strain selection, induction of lipid synthesis and outdoor mass cultivation in a low-cost photobioreactor[J]. Biotechnology and bioengineering, 2009, 102(1): 100-112.
- [3] 许瑾, 张成武, 李爱芬, 等. 华南地区淡水产油微藻藻株的分离与筛选[J]. 可再生能源, 2011, 29(1): 66-71.
- [4] 陈梅, 唐运来. 高油脂产量微藻的选育方法及研究进展[J]. 安徽农业科学, 2012, 40(24): 12196-12198, 12201.
- [5] 班剑娇, 冯佳, 谢树莲. 山西地区高脂微藻的分离筛选[J]. 植物科学学报, 2013, 31(4): 415-421.
- [6] 班剑娇, 冯佳, 王志强, 等. 理化因子对谷皮菱形藻细胞密度及中性脂含量的影响[J]. 生态学报, 2015, 35(10): 3349-3356.
- [7] 张璐, 刘碧云, 葛芳杰, 等. 丝状绿藻生长的环境影响因子及控制技术研究进展[J]. 生态学杂志, 2017, 36(7): 2029-2035.
- [8] BOUMNICH L, DERRAZ M, NAJI B, et al. Influence of light-temperature and nutrient conditions on the growth and intracellular storage (Nitrogen and Phosphorus) of *Microcystis aeruginosa* Kützting isolated from the El Kansera (Morocco) eutrophic impoundment[J]. Annales de limnologie internationale journal of limnology, 2001, 37(3): 191-198.
- [9] JOSEPH L, VILLAREAL T A, LIPSCHULTZ F. A high sensitivity nitrate reductase assay and its application to vertically migrating Rhizosolenia mats[J]. Aquatic microbial ecology, 1997, 12(1): 95-104.
- [10] TOUCHETTE B W, BURKHOLDER J A M. Review of nitrogen and phosphorus metabolism in seagrasses[J]. Journal of experimental marine biology & ecology, 2000, 250(1/2): 133-167.
- [11] 中国科学院上海植物生理研究所, 上海市植物生理学会. 现代植物生理学实验指南[M]. 北京: 科学出版社, 1999.
- [12] 唐洪杰, 王修林, 祝陈坚, 等. 两种海洋微藻硝酸还原酶活性测定方法的比较研究[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2006, 36(6): 981-986.
- [13] 殷大聪, 耿亚红, 梅洪, 等. 几种主要环境因子对布朗葡萄藻(*Bryococcus braunii*)光合作用的影响[J]. 武汉植物学研究, 2008, 26(1): 64-69.
- [14] SUKENIK A, BENNETT J, FALKOWSKI P. Light-saturated photosynthesis—Limitation by electron transport or carbon fixation? [J]. Biochimica et biophysica acta (BBA)-Bioenergetics, 1987, 891(3): 205-215.
- [15] BERNER T, DUBINSKY Z, WYMAN K, et al. Photoadaptation and the 'package' effect in *Dunaliella tertiolecta* (Chlorophyceae) [J]. Journal of phycolgy, 2004, 25(1): 70-78.
- [16] 张英俊, 颜日明, 张志斌, 等. 不同环境因子对谷皮菱形藻生长的影响[J]. 食品科学, 2007, 28(10): 369-373.
- [17] 孙凯峰, 肖爱凤, 刘伟杰, 等. 氮磷浓度对惠氏微囊藻和斜生栅藻生长的影响[J]. 南方水产科学, 2017, 13(2): 69-76.
- [18] 王艳, 唐海溶, 蒋磊, 等. 硝酸盐对球形棕囊藻生长和硝酸还原酶活性的影响[J]. 植物学通报, 2006, 41(2): 138-144.
- [19] 胡章喜, 安民, 段舜山, 等. 不同氮源对布朗葡萄藻生长、总脂和总烃含量的影响[J]. 生态学报, 2009, 29(6): 3288-3294.
- [20] TURPIN D H. Effects of inorganic N availability on algal photosynthesis and carbon metabolism[J]. Journal of phycolgy, 1991, 27(1): 14-20.
- [21] 邱昌恩, 况琪军, 刘国祥, 等. 不同氮浓度对绿球藻生长及生理特性的影响[J]. 中国环境科学, 2005, 25(4): 408-411.
- [22] 王志红, 崔福义, 安全, 等. pH 与水库水富营养化进程的相关性研究[J]. 给水排水, 2004, 30(5): 37-41.
- [10] 邹萌萌, 周卫红, 张静静, 等. 我国东部地区农田土壤重金属污染概况[J]. 中国农业科技导报, 2019, 21(1): 117-124.
- [11] TAYLOR M D. Accumulation of cadmium derived from fertilisers in New Zealand soils [J]. Science of the total environment, 1997, 208(1/2): 123-126.
- [12] 喻方琴, 熊剑, 黄卫, 等. 岳阳市典型农田土壤重金属含量及生态风险评估[J]. 岳阳职业技术学院学报, 2018, 33(5): 8-16.
- [13] 谢团辉, 胡聪, 陈炎辉, 等. 某炼钢厂周边农田土壤重金属污染状况的调查与评价[J]. 农业资源与环境学报, 2018, 35(2): 155-160.
- [14] 胡尊芳, 孙彦伟, 程龙, 等. 东平湖湖区农田土壤重金属污染评价[J]. 土壤与作物, 2017, 6(4): 283-290.

(上接第 101 页)

- [5] 柴园庆. 水稻对土壤铜和砷的吸收与转移[D]. 福州: 福建农林大学, 2013.
- [6] 韦绪好, 孙庆业, 程建华, 等. 焦岗湖流域农田土壤重金属污染及潜在生态风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(12): 2304-2311.
- [7] 曹露, 张华, 李明月, 等. 碧流河下游农田土壤重金属污染状况分析与评价[J]. 生态科学, 2017, 36(6): 8-15.
- [8] 徐争启, 倪师军, 虞先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112-115.
- [9] 张庆利, 史学正, 黄标, 等. 南京城郊蔬菜基地土壤有效态铅、锌、铜和镉的空间分异及其驱动因子研究[J]. 土壤, 2005, 37(1): 41-47.