陈飞洋,刘煜,黄永亮,等.高镍玄武岩地质背景区土壤镍安全阈值的研究[J].环境科学与技术,2024,47(S1):155-164. Chen Feiyang, Liu Yu, Huang Yongliang, et al. Study on the safety threshold of soil nickel in high nickel basalt geological background[J]. Environmental Science & Technology, 2024,47(S1):155-164.

高镍玄武岩地质背景区土壤镍安全阈值的研究

陈飞洋[1], 刘煜[2], 黄永亮[2], 周思儒[1],
柴梦婷[1], 向武[1*]
(1.中国地质大学武汉地球科学学院,湖北 武汉 430000;
2.浙江有色地勘集团有限公司,浙江 绍兴 312000)

摘 要:玄武岩是高镍地质体,现行的农用地土壤环境质量标准并不完全适用于这些高地质背景地区土地评价。该研究以浙江新昌玄武岩台地为研究区,在对区域主要作物(茶叶)进行健康风险评估的基础上,结合种子发芽和藻类镍毒性实验,探究制定高镍地质背景地区土壤镍的安全阈值。结果表明,基于现行国家标准评价的土壤分级结果与作物健康风险评价结果存在显著不一致。培养实验表明,水中活性Ni达到0.74 mg/L时,显现生物毒性。根据含水量和水溶性Ni与活性Ni的比例,测算得出玄武岩台地土壤有效Ni的安全阈值为1.73 mg/kg,总Ni的安全阈值为100.46 mg/kg。基于我们推荐的Ni安全阈值对本区土壤进行了重新评价,结果与实际情况较为吻合。

关键词:镍; 玄武岩台地; 毒性; 有效Ni; 全Ni; 安全阈值
中图分类号:X53 **文献标志码:**A **doi:**10.19672/j.cnki.1003-6504.0675.23.338 **文章编号:**1003-6504(2024)S1-0155-10

Study on the Safety Threshold of Soil Nickel in High Nickel Basalt Geological Background

CHEN Feiyang[1], LIU Yu[2], HUANG Yongliang[2], ZHOU Siru[1],
CHAI Mengting[1], XIANG Wu[1*]
(1. School of Geosciences, China University of Geosciences, Wuhan 430000, China;
2. Zhejiang Nonferrous Geological Prospecting Group Co., Ltd., Shaoxing 312000, China)

Abstract: Basalt is a high nickel geological body. The existing soil environmental quality standards for agricultural land are not fully applicable to land evaluation in these areas with high geological background. Based on the health risk assessment of the main crops (tea) in Xinchang basalt platform, Zhejiang Province, and combined with seed germination and nickel toxicity experiments of algae, this study explored and established the safety threshold of soil nickel in the area with high nickel geological background. The results showed that the soil classification results based on the current national standards were significantly inconsistent with the crop health risk assessment results. The culture experiment showed that biotoxicity appeared when Ni in water reached 0.74 mg/L. Based on the soil water content and the ratio of water-soluble Ni to active Ni, the safety threshold of available Ni and total Ni on basalt platform were estimated to be 1.73 mg/kg and 100.46 mg/kg respectively. The soil in this area was reevaluated based on the recommended Ni safety threshold, and the results are in good agreement with the actual situation.

Key words: nickel; basalt platform; toxicity; effective Ni; total Ni; safety threshold

镍(Ni)是人体必需的微量元素[1],但摄入过量的Ni会引发健康问题,如过敏性皮炎和呼吸系统癌症[2,3]。根据最新全国土壤污染调查结果,中国4.8%的农业土壤受到Ni的污染,仅次于镉(Cd)污染[4]。现有研究表明,土壤Ni含量过高,对农作物和生态系统会产生危害[5]。Ni会对植物生长和发育产生毒害作用,毒性主要表现为叶片变黄、叶片曲折、植株生长缓慢和叶面积缩小等症状。当土壤中的Ni含量超过了植物的需求,植物就会吸收过多的Ni,从而导致农作物产量下降和质量降低。在土壤生态系统中,过量的

《环境科学与技术》编辑部:(网址)http://fjks.chinajournal.net.cn(电话)027-87643502(电子信箱)hjkxyjs@vip.126.com
收稿日期:2023-03-29;修回2023-07-17
作者简介:陈飞洋(1999-),男,硕士研究生,从事环境地球化学研究,(电子信箱)feiyang@cug.edu.cn;*通讯作者,(电子信箱)xiangwu@cug.edu.cn。

Ni含量还可能会抑制某些土壤微生物(细菌、藻类等)的生长和活动,影响土壤生态功能[6]。土壤高Ni问题已得到社会的广泛关注[7-9]。

我国地域广阔,自然环境复杂多样,成土母质类型差异较大。玄武岩是陆地环境中Ni的重要储存库,通过风化作用,Ni在土壤中富集[10];在全球范围内,由于超镁铁质岩石风化而形成的土壤高Ni问题受到广泛关注[11-14]。在中国,玄武岩主要分布在两个区域,即中国西南部晚二叠世峨眉山大火成岩省和中国东部新生代玄武岩带。这2个地区广泛种植包括水稻、玉米和小麦在内的粮食作物[10]。由于成土母质不同,土地利用方式多种多样,现行单一的土壤标准已不能很好满足实际需要。有学者在对2018年颁布的《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618-2018)进行研究后发现,现行的土壤重金属含量标准存在"过保护"的现象[15-18]。因此,面对高Ni玄武岩地区土壤Ni生态安全问题,亟需制定新的参考性Ni安全阈值。

目前,在我国农用地风险管控标准中,土壤重金属的制定标准均为总量指标,土壤总Ni常常被用于土壤环境质量评价,但玄武岩地区土壤中大部分Ni都是残渣态。这就导致玄武岩地区土地评价时,容易高估负面效应,进而影响当地绿色农业的发展。实际上,植物主要吸收的是土壤可吸收态Ni[19],因此,仅基于土壤中金属全量来评估人类健康风险可能与实际情况不符[20]。在土壤研究中,通常使用土壤中相应元素的可提取态来评价微量元素的植物有效性[21]。近年来,随着对重金属环境行为和生物效应更深入的认识,生物有效性的概念逐渐受到各国管理者的重视。包括日本、德国、瑞士、英国、前苏联在内的多个国家在土壤环境质量标准中就采用生物有效态的形式[22-25]。而化学连续提取法得到的"有效态Ni"不仅包括水溶态,还包括可交换态。因此,在进行土壤环境质量评价时,既要考虑到全Ni评价的普适性,也要根据实际兼顾"有效态"指标的客观性。

生态毒理学研究方法也可以为制定土壤Ni安全阈值提供重要参考依据[26-28]。考虑到玄武岩地区土壤的农业用途和生态功能,本研究开展了作物发芽试验和藻类毒性试验,以确定了当土壤中水溶性镍含量超过何种水平时,将会对生态系统中的作物和生物产生显著的毒性效应。由于Ni对生物体可能存在的特殊双重性作用,选择散叶生菜和铜绿微囊藻2种对Ni只表达单一毒性效应的生物进行毒性试验。

本文以浙江新昌县回山镇为研究区,基于区域主要作物(茶叶)健康风险评价,结合种子发芽和藻类镍毒性试验,探究了适用于高Ni地质背景区土壤Ni的安全阈值。以期为高镍地质背景区充分发挥土壤农业功能和生态功能提供科学依据。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

研究区(回山镇)处于浙江省东部,新昌县西南,东经120°41′18″~121°13′38″,北纬29°13′37″~29°33′45″。回山镇地势高峻,平均海拔412 m,以玄武岩台地地貌为主。回山镇县属亚热带季风气候区,全年温暖湿润,四季分明,季风明显,冬夏长、春秋短。多年平均气温16.7 ℃,适宜作物生长。

研究区位于华南褶皱带一级构造隆起带南端,含大面积侏罗系火山角砾岩、晚第三系嵊县组基性岩和部分白垩系砂岩。岩石和矿物风化形成母质,母质再经历成壤作用形成土壤。因此,岩石类型直接影响土壤类型,土壤与母质之间存在良好的对应关系。根据新昌县土壤质量调查,回山镇土壤母质主要为基性和超基性火成岩风化产物、酸性火山岩风化产物和紫色砂岩风化产物。

研究区母质类型以玄武岩为主,风化土壤Ni含量普遍较高。前期调查结果发现研究区大部分区域处于Ni污染状况(图1)。

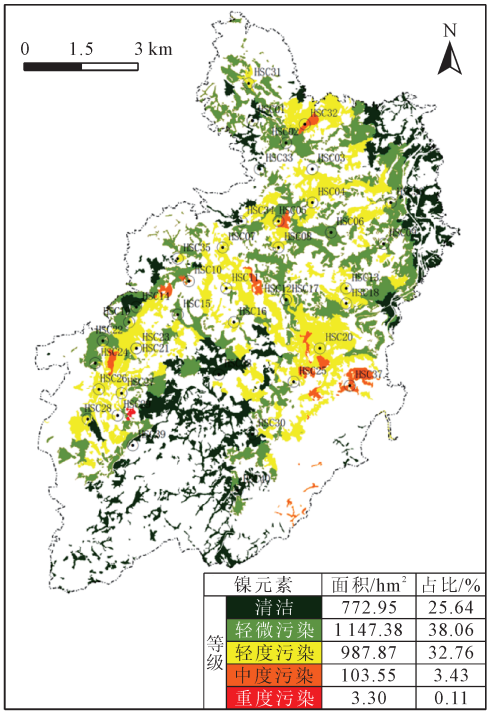


图1 新昌县回山镇耕地表层土壤Ni污染等级评价图及土壤采样位置(基于GB 15168-2018土壤环境基准值)

根据新昌县土地质量地质调查结果(浙江省有色金属地质勘查局,2020),回山镇耕地表层土壤

酸碱度为酸性-强酸性，其中强酸性占比67.28%，酸性占比32.72%，分布情况见图2。这与南方玄武岩风化作用容易形成酸性土壤有关。根据前人研究结果，土壤酸碱度会影响土壤中重金属的赋存形态，酸性状态下，重金属离子更容易被活化进入土壤溶液中，因此，酸性土壤中的重金属安全阈值会更低。

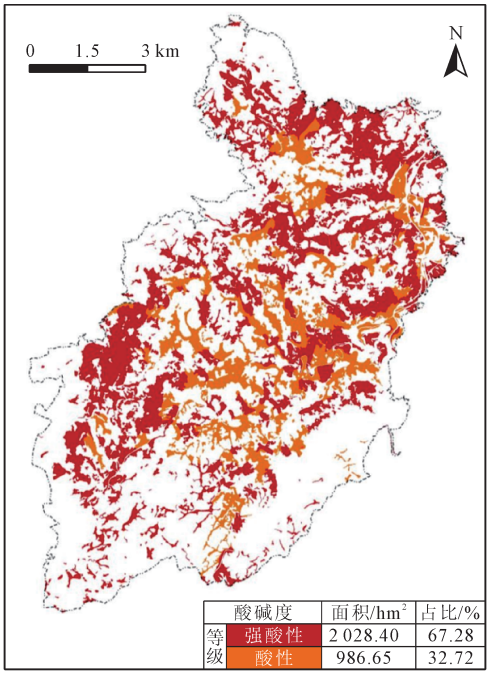


图2 新昌县回山镇耕地表层土壤酸碱度等级评价图

1.2　样品布设与采集

本次布点采样遵循以下原则：(1)全覆盖原则。保证布设样品对调查区范围内耕地的有效控制，以满足对全区耕地质量总体评价需要，同时适当对其他农用地进行布样控制。(2)突出重点原则。加大重点区域土壤的采样密度，包括永久基本农田示范区、粮食生产功能区、现代农业园区和重要农业产业基地等重要规划区，以及滑坡灾害-浙江新昌野外基地周边等。(3)抓大放小原则。即抓集中连片的土地，放弃孤立分散且面积较小(耕地面积小于0.33 hm^2)、不会对耕地质量的整体评价造成影响的土地。(4)精准性原则。土地整理、表土剥离或需特别保护的地块，无论地块大小，均需布设样品。

茶叶样品选择代表性强的点位进行采样，每点选取15~20个植株，每株采集上、中、下多个部位的叶片混合成样，保证样品总重量为1 000 g(鲜重量)，在鲜茶采集样点的基础上选择性地挑选部分茶园的干茶叶供茶叶品质相关指标测定，干茶叶均向茶园农户购买，样品总重量约100 g(干重量)，设计共采集鲜茶和干茶样品数20件，其中玄武岩台地区15件，相邻非玄武岩台地区5件。与农作物籽实采集相配套，同时采集相同点位的农作物根系土，均匀混合，样重不小于1 kg。

1.3　样品处理与分析

1.3.1　土壤全Ni和有效Ni的测定

称取10 g土壤样品，置于50 mL离心管中。用移液管加入20.0 mL DTPA浸提液，震荡离心后用ICP-OES测定。土壤全Ni采用HF-HNO_3-$HCLO_4$强酸消解后用ICP-MS测定。与其他提取土壤中Ni有效态的方法相比，DTPA法具有选择性好、精度高、操作简单、可重复性好等优点。土壤有效Ni检测依据为标准HJ 804-2016；土壤全Ni检测依据为标准WHCS-FF-CS/02-2019。

1.3.2　土壤Ni形态的测定

土壤Ni形态采取七步分析法，逐步提取后利用ICP-MS测定Ni含量。检测依据为国家标准DD2005-03。

1.3.3　茶汤中Ni的测定

称取5 g烘干的茶叶于200 mL三角瓶中，加入100 mL沸水浸泡10 min，搅拌过滤后用ICP-MS测定。检测依据为国家标准HJ 491-2019。

1.3.4　Ni对作物发芽影响的毒性试验

为了探Ni对土壤农业功能和生态功能的影响，我们选择蔬菜种子和淡水藻为对象，开展了作物和藻类的毒害效应试验，为制定相关Ni标准提供必要的基础性依据。其中，供试蔬菜种子选取中科院蔬菜花卉研究所选育出的优质意大利生菜种子。

在每个培养皿中放入10粒催芽后的生菜种子，按照镍浓度加入不同的10 mL溶液，每天定时通过称重法补充水分，以弥补植物生长吸水及水分蒸发损失，培养7 d，每天记录各盆种子的发芽情况。检测依据为国家标准GB/T 3543.4-1995。

1.3.5　Ni对藻类影响的毒性试验

农用地土壤中藻类种群丰富，大多属于蓝绿藻、硅藻和绿藻等。有些藻类对重金属污染尤为敏感，可以提供有用信息。

供试藻种(铜绿微囊藻)由中国科学院水生生物研究所提供。检测依据为国家标准GB/T 15441-1995。

以1.7 g/L的浓度配置BG-11培养基，添加0.3 g/L的$NiCl_2$溶液，将含有Ni的培养基高压灭菌，备用。每组样品设置3个平行样，并开展为期4 d的培养试验。期间将定期检测藻类的存活状态，使用5-CFDA法染色检测铜绿微囊藻存活率。

培养期间将定期检测藻类的存活状态。检测藻细胞存活率及藻细胞数量，具体操作方法如下：

(1)用DMSO(二甲基亚砜)5-CFDA稀释至10 mmol/L。将99 μL已经配制好的BG-11培养基与

1 μL的5-CFDA混合作为A液，摇晃10 s混匀；

（2）将50 μL样品与50 μLA液混匀；

（3）在25 ℃条件下将上一步准备好的样品避光放置30 min；

（4）用移液枪将待测样品吹打10次或摇晃，使藻细胞分散，然后用移液枪取20 μL加入计数板内。在计数板插入仪器之前，稳定1 min，使样品在其中稳定下来。

将细胞染色后，使用细胞计数仪计数，并观察细胞的存活状态。

1.4 数据处理与分析

数据经SPSS、Excel、Origin软件整理、统计分析和作图。

2 结果与分析

2.1 茶园土壤全Ni和有效Ni地球化学特征

表1数据显示，研究区茶园土壤全Ni含量为9.77~380 mg/kg，均值为98.0 mg/kg，是浙江土壤Ni背景值(23.93 mg/kg)的4.10倍[29]，存在Ni富集现象，且大部分地区Ni含量高于我国风险管控标准中Ni的限量值(60 mg/kg)，超标率达到72.5%，总体上属于污染状况；茶园土壤有效Ni含量为0.03~3.11 mg/kg，均值0.37 mg/kg。采样点具体位置见图1。

表1 不同采样点土壤全Ni、有效Ni及茶汤Ni含量平均值 (mg/kg)

土壤全Ni	土壤有效Ni	茶汤中的Ni
98.0	0.37	7.00

2.2 基于茶叶Ni的健康风险评估

植物和农作物生长得是否健康、安全是土壤受污染程度的直接体现[30]。研究区特色农产品众多，其中以茶叶种植最为广泛，为了研究研究区土壤的Ni污染状况，本研究采取研究区茶叶进行健康风险评估，利用危害系数(THQ)定量评估茶叶中Ni的非致癌效应。THQ值小于1表示接触人群没有明显的非致癌风险，非致癌效应的发生概率随着THQ值的增加而增加[31]。

$$THQ=\frac{E_F\times E_D\times F_{IR}\times c}{R_{FD}\times W_{AB}\times AT_n}\times 10^{-3} \quad (1)$$

式中，E_F为暴露频率，取值365 d/a；E_D为暴露时间，取值70 a；F_{IR}为Ni摄入量，取值11.4 g/d；c为茶汤中重金属浓度，mg/kg；W_{AB}为平均体重，成人55.9 kg，儿童32.7 kg；AT_n为非致癌平均暴露时间，25 550 d；R_{FD}为Ni参考剂量，0.02 mg/(kg·d)。

我们采用ICP-MS测定了茶汤和茶叶中Ni含量，测试方法参考国家标准和王峰等的实验[32]。结果显示，茶汤中Ni含量范围在0.73~16.90 mg/kg之间，平均含量为7.00 mg/kg；茶叶中Ni含量均值为18.45 mg/kg。基于目标危害系数法计算的茶汤中Ni对人体健康的风险大小表明，THQ值为9.6×10^{-3}，远小于重金属风险值1。

假设THQ=1时计算得到的茶叶摄入量临界值为117.6 mg/kg。考虑到茶叶Ni的溶出率（以最大值77.72%计算），茶叶中Ni的摄入量临界值应为152.33 mg/kg，远高于研究区茶叶Ni平均含量18.45 mg/kg，因此认为研究区茶叶对人体不存在健康威胁。综合分析表明，研究区茶汤中Ni的潜在危害处于较低风险范围。然而，基于现行国家土壤镍标准，研究区绝大多数土壤都存在显著Ni污染。这表明基于国家统一标准的土壤等级并不能很好地反映高Ni背景地区实际情况。因此，有必要探索适用于高Ni背景水平土壤Ni评价标准。

2.3 不同浓度Ni对种子发芽的影响

本研究选取了中国科学院蔬菜花卉研究所选育的优质散叶生菜种子，其具备短生长期、高复种指数、生长均匀整齐、无污染和无虫害等优点[33,34]。此外，前人的研究结果表明，这些生菜种子对于Ni表现出了良好的敏感性[35]，为深入研究Ni对生物毒性的作用提供参考和对照。

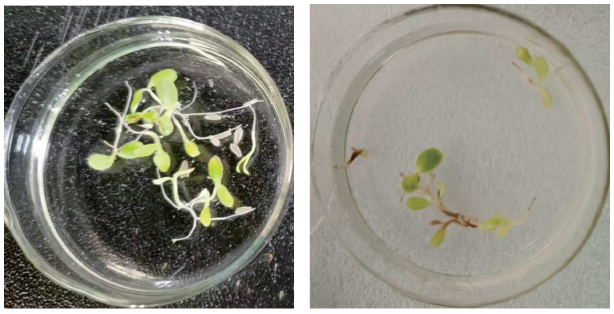
采取不同浓度Ni溶液对生菜种子进行培养处理，每天观察并记录发芽情况。经由多个梯度试验和对照试验确定Ni对种子发芽产生毒性效应的浓度范围，每个Ni浓度总计样本数量为60粒生菜种子。

种子萌发和幼苗生长是作物对外部环境适应的开始，也被认为是作物对外部环境敏感的最关键时期之一[36]。发芽指数法是判断堆肥腐熟程度较为直接可靠的一种方法，其通过堆肥对植物生长发育的影响来评价堆肥的腐熟度，是国内外评价堆肥腐熟程度应用最为广泛的方法之一[37-39]。种子发芽指数于1981年由Zucconi等提出，一般认为，发芽指数>50%即表示堆肥对种子基本无毒害。在国家标准（NY/T 525-2021）中，种子发芽指数已被作为判断有机肥腐熟程度的指标用于指导农业生产，具体计算公式为：

$$GI=[(A1\times B1)\div(A2\times B2)]\times 100\% \quad (2)$$

式中，GI为种子发芽指数；A1为浸提液中种子平均发芽率，%；B1为浸提液中种子平均根长，mm；A2为纯水中种子平均发芽率，%；B2为纯水中种子平均根长，%。

种子水培试验的结果如图3和表2所示，根据图4线性方程式，种子发芽指数为50%时对应的Ni溶液浓度为0.74 mg/L。



(a)0 mg·L^{-1}　　(b)1 mg·L^{-1}

图3 不同Ni浓度下种子发芽状况

表2　不同Ni浓度下的种子发芽状况

Ni溶液浓度/(mg·kg^{-1})	发芽率/%	平均根长/mm	发芽指数/%
0	100	5.0	100
0.1	100	5.0	100
0.2	100	5.0	100
0.4	90	4.0	72
0.6	80	3.5	56
0.8	70	3	42
1	60	3	36
1.2	20	1.5	6
1.5	0	0	0

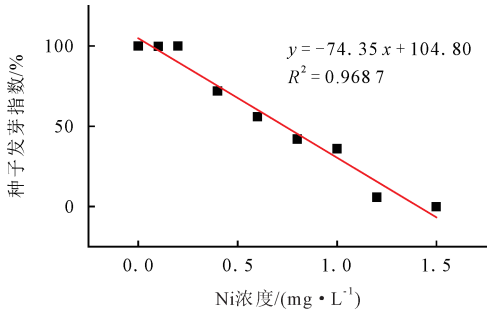


图4 镍浓度与种子发芽指数线性关系

2.4　不同浓度Ni对藻类的毒性效应

铜绿微囊藻是一种广泛分布的蓝藻，研究表明，铜绿微囊藻对Ni的敏感性很高，同时具有良好的生长特性和国际通用性，因此用于评价水体毒物对水生系统的影响具有独特的优势[40-42]。

试验藻种铜绿微囊藻来自于中国科学院水生生物所藻种库，并采用BG-11培养基培养。采用细胞计数仪对不同浓度镍溶液和不同时间处理的藻液进行存活率计数(图5)。

染色试剂选用5-CFDA染料，活细胞中的非特异性酯酶可将荧光探针的非荧光部分裂解掉，产生滞留在细胞内的荧光物质，使其在镜下呈现绿色的染色状态；而死细胞或活性较差的细胞中非特异性酯酶活性较差，无荧光或较暗的荧光[43](图6)。

Ni对铜绿微囊藻具有十分强烈的毒性作用，0.2 mg/L的Ni浓度就可使超过10%的藻类死亡，但随着Ni浓度的增加，铜绿微囊藻对Ni的抗性也会增强，死亡速率会变慢(图7)。

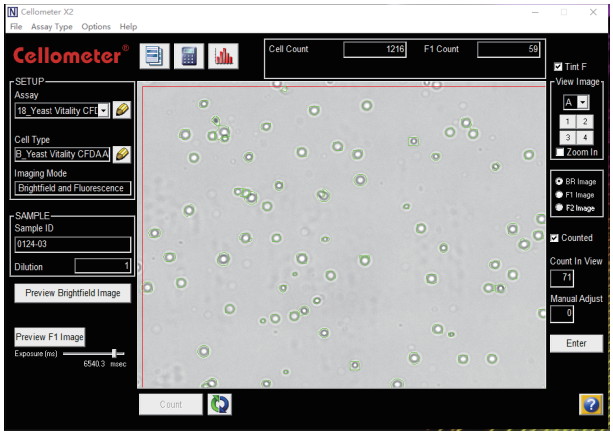
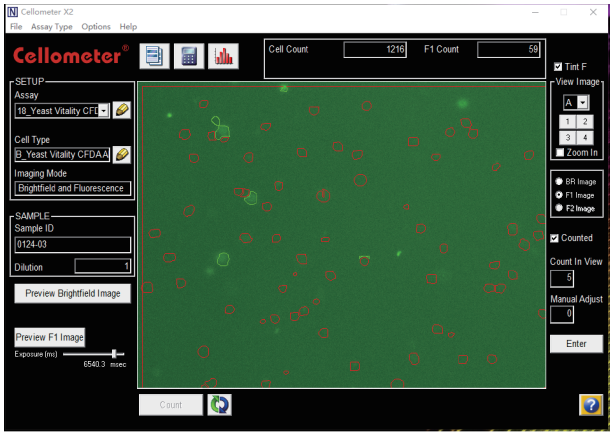


图5 在明场条件下的微囊藻细胞



注：绿色圈是被成功染色的藻细胞(存活)，红色圈代表无法被染色的细胞(已死亡)。

图6 在荧光条件下的微囊藻细胞

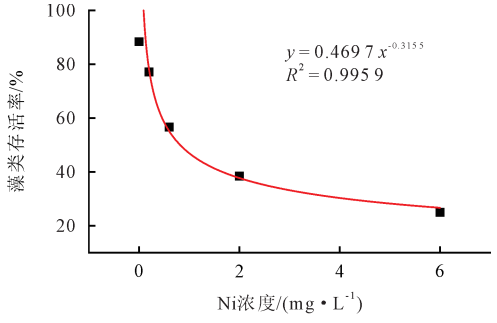


图7 镍浓度与铜绿微囊藻存活率

由上述方程可知，E_{50}(半失活)时对应的Ni浓度为1.1 mg/L，这与种子水培试验中的Ni阈值相接近，表明在溶液体系中，当Ni的浓度达到0.74 mg/L时，就会对生物产生毒害作用。

2.5　土壤Ni安全阈值的制定

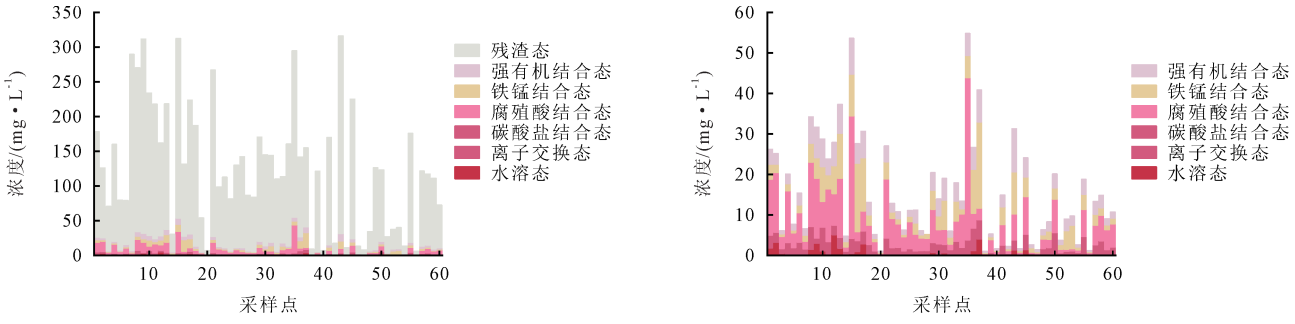
由于研究区土壤主要由玄武岩风化土壤组成，其土壤饱和含水率为25%~60%[44]。据何回丽等的研究，玄武岩风化土壤的田间最大持水量为42.11%，可用于推导土壤溶液中的活性Ni浓度[45]。毒性试验的结果表明，当水溶液中Ni的活性浓度达到0.74 mg/L时，就会产生生物毒性作用。在土壤溶液中，相应的水溶态Ni的毒性阈值为0.31 mg/kg。考虑到研究区土壤样

本Ni形态分析数据中可交换态的比例，有效Ni的阈值被计算为1.73 mg/kg。

$$水常态Ni占可交换态Ni比例=\frac{水溶态Ni}{水溶态Ni+可交换态Ni}\times 100\% \quad (1)$$

$$有效Ni=\frac{水溶态Ni毒性阈值}{水溶态Ni占可交换态Ni比例} \quad (2)$$

水溶态所占比例由研究区土壤Ni形态分析数据平均值确定，具体数据见表3。土壤Ni形态比例分布见图8。



(a)包含残渣态　　(b)不含残渣态

图8 土壤Ni形态分布图

利用前期土壤调查数据(表3)，土壤有效Ni与全Ni之间具有极显著相关性，基于两者之间相关性建立土壤有效Ni−全Ni线性方程，$y=26.626x+54.4$(图9)。根据土壤有效态和全量之间的线性关系，推导土壤全Ni的含量为100.46 mg/kg。

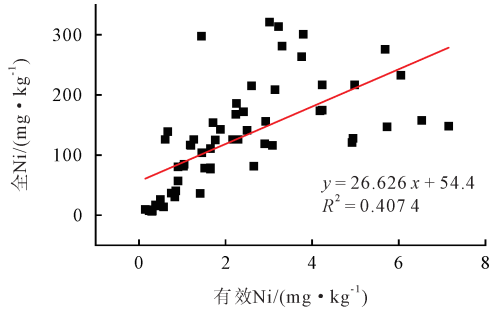


图9 土壤有效Ni与全Ni线性关系

2.6 研究区Ni污染状况再评价

根据本研究推导的“玄武岩地区农用地土壤环境风险评价Ni参考值”，有效Ni参考值1.73 mg/kg，土壤全Ni含量100.46 mg/kg，结合前期大数据，重新对区内土壤Ni污染情况进行评价评级。评级结果表明，研究区茶叶根系土全Ni超标率为42.5%(图10)。

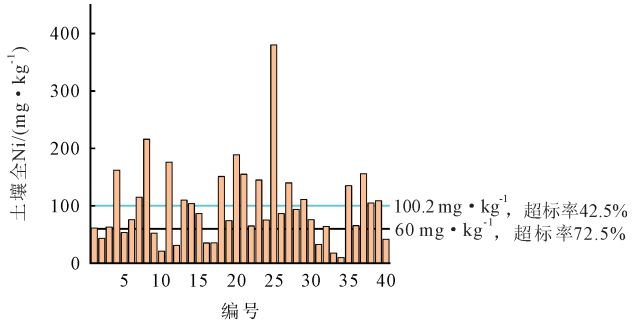


图10 研究区茶叶根系土Ni含量超标状况
(基于GB 15168-2018和本文标准)

根据新昌县土地质量地质调查结果(浙江省有色金属地质勘查局，2020)和浙江省地方标准DB33/T 2224−2019，划分新昌县回山镇耕地土壤中Ni评价结果。

按照公式(3)，计算土壤污染物i的单因子污染指数P_i：

$$P_i=C_i/S_i \quad (3)$$

式中，C_i为土壤中i指标的实测浓度；S_i为污染物i的评价标准值。土壤污染评价等级划分界限见表4。

采用新的评价标准对新昌县回山镇耕地表层土壤Ni污染水平进行评价(图11)，结果表明，研究区土壤总体处于清洁或轻度污染状态。这一结果与基于茶叶Ni含量的人体健康风险评价结果相吻合。这表明本研究制定的Ni安全阈值具有较高的可信度。

3 结论

(1)新昌县玄武岩台地属于高镍地质背景区，区域内Ni含量平均值为98.0 mg/kg，远高于浙江省省土壤Ni背景值(23.93 mg/kg)。

(2)茶汤中Ni的个人健康风险比目标危害系数低3个数量级，该区域合理饮茶导致的健康风险较小；茶叶中镍限量值为152.33 mg/kg，远高于普通消费者饮茶量。

(3)通过毒性试验以及培养土Ni形态分析数据，按照60%的饱和含水率推导得出的农田土壤有效Ni安全阈值为1.73 mg/kg，全Ni安全阈值为100.46 mg/kg。

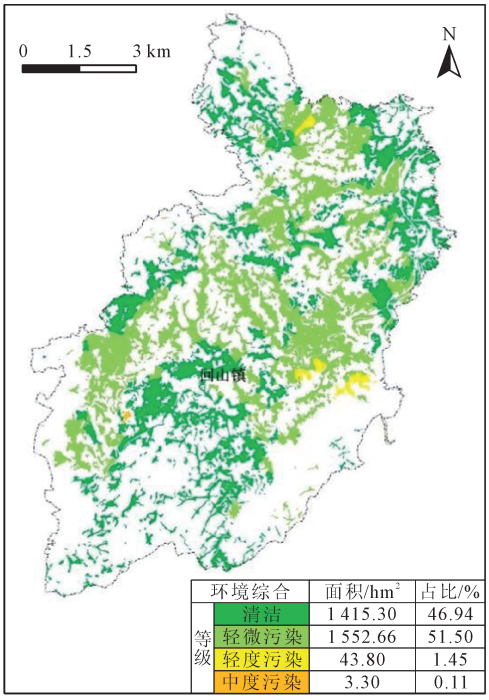
(4)基于本研究确定的安全阈值进行的再评价结果表明，研究区土壤整体处于清洁和轻微污染状况，为当地绿色农业的开发奠定了基础。

表3　研究区土壤Ni形态分析　(mg/kg)

样品采集点	Ni形态分析							
	水溶态	离子交换态	碳酸盐结合态	腐殖酸结合态	铁锰结合态	强有机结合态	残渣态	全量
1	1.84	2.39	0.78	13.8	3.69	3.7	152	175
2	3.19	1.73	0.75	14.8	2.03	2.64	101	121
3	0.42	1.1	0.12	3.03	0.6	0.88	64.4	78.5
4	0.059	2.87	0.2	12.8	1.75	2.41	140	156
5	0.09	1.56	0.22	3.7	0.7	1.44	72	78.7
6	0.27	2.38	0.59	7.26	1.98	2.94	63.6	81.7
7	0.045	1.4	0.13	1.92	1.44	1.68	283	298
8	1.48	4.2	1.44	15.9	4.67	6.56	236	276
9	2.97	0.82	0.46	14.8	5.08	7.56	280	301
10	1.06	4.99	0.89	6.4	8.59	6.82	205	233
11	0.38	2.22	0.79	13	3.53	3.91	194	215
12	5.08	1.45	0.9	7.83	6.9	5.76	134	158
13	1.74	1.4	1.26	14.6	11.1	7.22	181	209
14	0.04	0.79	0.18	1.04	1.34	1.37	25.5	30.7
15	0.44	2.78	0.93	30.3	10.3	8.88	259	314
16	0.93	1.23	1.43	2.24	16.9	4.86	104	126
17	2.83	2.15	1.06	4.93	13.1	6.59	193	217
18	0.07	2.18	0.44	4.75	2.57	3.12	174	186
19	0.02	0.88	0.21	2.29	0.76	1	48.8	57.3
20	0.04	0.25	0.049	0.17	0.25	0.3	5.76	7.15
21	0.058	3.7	0.48	14.6	4.25	3.96	240	264
22	0.1	1.35	0.43	7.19	1.64	2.17	85.7	104
23	0.088	1.56	0.28	5.8	1.29	1.77	102	111
24	0.036	0.87	0.15	3.53	0.63	1.04	75.1	80.3
25	0.026	1.24	0.35	6.69	1.31	1.46	119	126
26	0.041	0.62	0.42	4.13	2.82	3.18	131	139
27	0.033	1.01	0.15	3.06	0.77	1.07	80.5	84.8
28	0.069	0.96	0.16	3	0.98	1..35	78.6	81.6
29	0.72	1.69	0.74	8.21	4.69	4.39	150	172
30	0.047	2.45	0.31	3.52	3.45	4.15	131	141
31	0.6	1.28	0.81	3.7	7.24	5.4	125	143
32	0.041	1.16	0.17	1.39	1.74	1.5	104	116
33	0.24	2.66	0.52	5.01	4.94	4.55	95.6	119
34	0.078	1.63	0.24	8.26	1.31	1.92	147	154
35	0.12	3.18	0.5	40.1	5.47	5.45	240	281
36	1.13	4.6	0.98	3.7	10.8	5.49	115	147
37	3.99	3.16	1.64	2.86	21.3	7.91	114	148
38	0.087	0.057	0.038	0.27	0.21	0.35	7.95	9.92
39	0.048	0.56	0.098	3.15	0.76	0.68	116	126
40	0.031	0.28	0.025	0.61	0.3	0.4	5.22	6.93
41	0.065	2.17	0.28	5.05	4.41	2.95	155	168
42	0.024	0.36	0.07	0.71	0.5	0.59	15.2	17.3
43	1.32	1.69	0.75	6.43	10.4	10.7	285	321
44	0.043	0.25	0.06	0.41	0.37	0.53	9.32	10.5
45	1.37	2.86	0.94	9.35	4.84	4.73	201	217
46	0.044	0.35	0.078	0.3	1.15	0.72	10.5	14.2
47	0.053	0.18	0.068	0.3	0.34	0.48	6.52	7.65
48	0.32	1.09	0.26	2.34	1.06	1.29	27.9	36.4
49	0.08	1.68	0.14	2.07	2.02	2.33	118	125
50	0.21	4.73	0.65	8.29	2.73	3.51	103	128
51	0.074	0.42	0.14	0.81	1.24	1.08	23.2	26.4
52	0.13	0.62	0.22	0.53	4.62	2.87	28.5	37.1
53	0.099	0.75	0.23	0.6	5.72	2.32	30.4	40.4
54	0.059	0.51	0.12	0.67	0.64	0.64	10.9	13.9
55	0.069	4.11	0.45	6.7	3.76	3.72	157	174
56	0.039	0.25	0.055	0.35	0.21	0.3	4.78	6.54
57	0.066	2.22	0.32	4.79	2.77	3.17	108.2	126
58	0.12	2.96	0.5	6.28	1.88	3.1	102.5	116
59	0.051	1.13	0.22	4.93	1.15	1.59	102.2	117
60	0.069	1.58	0.38	5.75	1.4	1.57	61.8	76.8

表4 土壤污染评价等级划分界限

$P_i \leqslant 1$	$1 < P_i \leqslant 2$	$2 < P_i \leqslant 3$	$3 < P_i \leqslant 5$	$P_i > 5$
清洁	轻微污染	轻度污染	中度污染	重度污染



环境综合		面积/hm²	占比/%
等级	清洁	1 415.30	46.94
	轻微污染	1 552.66	51.50
	轻度污染	43.80	1.45
	中度污染	3.30	0.11

图11 新昌县回山镇耕地表层土壤Ni污染等级评价图(本文推导基准值)

[参考文献]

[1] Yang J J, Ma Z J. Research progress on the effects of nickel on hormone secretion in the endocrine axis and on target organs[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2021,213:112034.

[2] Zambelli B, Uversky V N, Ciurli S. Nickel impact on human health: an intrinsic disorder perspective[J]. Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Proteins and Proteomics, 2016,1864(12):1714-1731.

[3] Natasha N, Shahid M, Khalid S, et al. Influence of biochar on trace element uptake, toxicity and detoxification in plants and associated health risks: a critical review[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2022,52(16):2803-2843.

[4] Zhao F J, Ma Y B, Zhu Y G, et al. Soil contamination in China: current status and mitigation strategies[J]. Environmental Science and Technology, 2015,49(2):750-759.

[5] 王丙烁. 镍污染土壤修复技术研究进展[J]. 2018,11(37):2392-2402.
Wang B S. Research progress in remediation of nickel contaminated soil[J]. 2018,11(37):2392-2402.

[6] Parwez R, Nabi A, Mukarram M, et al. Role of Nickel in Regulation of Nitrogen Metabolism in Legume-Rhizobium Symbiosis Under Critical Conditions[M]//Frontiers in Plant-Soil Interaction. Amsterdam: Elsevier, 2021:495-522.

[7] 陶玲,黄磊,张晓郡,等. 酸改性坡缕石对Ni和Cr污染土壤的钝化效果[J]. 环境化学, 2022,41(4):1348-1355.
Tao Ling, Huang Lei, Zhang Xiaojun, et al. Stabilization of Ni and Cr in contaminated soil by acid-modified palygorskite[J]. Environmental Chemistry, 2022,41(4):1348-1355.

[8] 李爱菊,魏再红,范茂余,等. 复垦区土壤中重金属元素Ni、Cr污染识别与修复技术研究[J]. 世界有色金属, 2020(9):245-246.
Li Aiju, Wei Zaihong, Fan Maoyu, et al. Identification and remediation of heavy metal elements Ni and Cr pollution in reclaimed soil[J]. World Nonferrous Metals, 2020(9):245-246.

[9] Liang J H, Lin X Y, Huang D K, et al. Nickel oral bioavailability in contaminated soils using a mouse urinary excretion bioassay: variation with bioaccessibility[J]. Science of the Total Environment, 2022,839:156366.

[10] Wang H X, Li X M, Chen Y, et al. Geochemical behavior and potential health risk of heavy metals in basalt-derived agricultural soil and crops: a case study from Xuyi County, Eastern China[J]. Science of the Total Environment, 2020,729:139058.

[11] 李勖之,姜瑢,王国庆,等. 不同国家农用地土壤环境标准比较与启示[J]. 环境科学, 2022,43(2):577-585.
Li Xuzhi, Jiang Rong, Wang Guoqing, et al. Comparison and enlightenment of soil environmental standards in different countries[J]. Environmental Science, 2022,43(2):577-585.

[12] Gwenzi W. Occurrence, behaviour, and human exposure pathways and health risks of toxic geogenic contaminants in serpentinitic ultramafic geological environments (SUGEs): a medical geology perspective[J]. Science of the Total Environment, 2020,700:134622.

[13] Kierczak J, Pietranik A, Pędziwiatr A. Ultramafic geoecosystems as a natural source of Ni, Cr, and Co to the environment: a review[J]. Science of the Total Environment, 2021,755:142620.

[14] Vasiluk L, Sowa J, Sanborn P, et al. Bioaccessibility estimates by gastric SBRC method to determine relationships to bioavailability of nickel in ultramafic soils[J]. Science of the Total Environment, 2019,673:685-693.

[15] 陈世宝,王萌,李杉杉,等. 中国农田土壤重金属污染防治现状与问题思考[J]. 地学前缘, 2019,26(6):35-41.
Chen Shibao, Wang Meng, Li Shanshan, et al. The status and problems of prevention and control of heavy metal pol-

lution in farmland soil in China[J]. Earth Science Frontiers, 2019,26(6):35-41.

[16] 郎笛,王宇琴,张芷梦,等. 云南省农用地土壤生态环境基准与质量标准建立的思考及建议[J]. 生态毒理学报, 2021,16(1):74-86.
Lang Di, Wang Yuqin, Zhang Zhimeng, et al. Thoughts and suggestions on the establishment of soil ecological environment benchmark and quality standard for agricultural land in Yunnan Province[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2021, 16(1):74-86.

[17] 高琳琳,鲍广灵,张宁,等. 土壤重金属有效态纳入农田土壤环境质量标准探讨[J]. 安徽农学通报, 2021,27(10):105-109.
Gao Linlin, Bao Guangling, Zhang Ning, et al. Discussion on the inclusion of available heavy metals in farmland soil environmental quality standard[J]. Anhui Agricultural Science Bulletin, 2021,27(10):105-109.

[18] 于蕾. 山东省土壤重金属环境基准及标准体系研究[D]. 济南:山东师范大学, 2015.
Yu Lei. Study on Environmental Benchmark and Standard System of Soil Heavy Metals in Shandong Province[D]. Jinan: Shandong Normal University, 2015.

[19] Luo X S, Ding J, Xu B, et al. Incorporating bioaccessibility into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils[J]. Science of the Total Environment, 2012, 424: 88-96.

[20] 刘阳泽,刘毅,李天魁,等. 部分国家农用地土壤环境质量标准体系研究[J]. 生态毒理学报, 2021,16(1):66-73.
Liu Yangze, Liu Yi, Li Tiankui, et al. Study on soil environmental quality standards systems of agricultural land in several countries[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2021, 16(1):66-73.

[21] 陈怀满,郑春荣,周东美,等. 土壤环境质量研究回顾与讨论[J]. 农业环境科学学报, 2006,25(4):821-827.
Chen Huaiman, Zheng Chunrong, Zhou Dongmei, et al. Soil environmental quality: a review[J]. Journal of Agro-environment Science, 2006,25(4):821-827.

[22] Janssen C R, Heijerick D G, De Schamphelaere K A C, et al. Environmental risk assessment of metals: tools for incorporating bioavailability[J]. Environment International, 2003,28(8):793-800.

[23] Hauschild M. Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance (BBodSchV) of 12 July 1999[J]. 1999.

[24] 陈平,陈研,白璐. 日本土壤环境质量标准与污染现状[J]. 中国环境监测, 2004,20(3):63-66.
Chen Ping, Chen Yan, Bai Lu. Environmental quality standards for soil and state of soil pollution in Japan[J]. Environmental Monitoring In China, 2004,20(3):63-66.

[25] 章海波,骆永明,李远,等. 中国土壤环境质量标准中重金属指标的筛选研究[J]. 土壤学报, 2014,51(3):429-438.
Zhang Haibo, Luo Yongming, Li Yuan, et al. Screening of criteria for heavy metals for revision of the national standard for soil environmental quality of China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2014,51(3):429-438.

[26] 蒋宝. 基于有效态铜和镍的土壤生态阈值研究[D]. 北京:中国农业科学院, 2019.
Jiang Bao. Soil Ecological Thresholds Based on Extractable Copper and Nickel[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2019.

[27] 刘仕翔,宁晖,黄允豪,等. 铊在土壤环境中的行为及其生态毒理学研究进展[J]. 安全与环境工程, 2022,29(3):146-154.
Liu Shixiang, Ning Hui, Huang Yunhao, et al. Research progress of thallium behavior in soil environment and its ecotoxicology[J]. Safety and Environmental Engineering, 2022, 29(3):146-154.

[28] 姚一凡. 重金属对水生生物生态毒理学研究进展[J]. 生物化工, 2021,7(5):166-168.
Yao Yifan. Research progress in ecotoxicology of heavy metals on aquatic organisms[J]. Biological Chemical Engineering, 2021,7(5):166-168.

[29] 范允慧,王艳青. 浙江省四大平原区土壤元素背景值特征[J]. 物探与化探, 2009,33(2):132-134.
Fan Yunhui, Wang Yanqing. Characteristics of background values of soil elements in four plain regions of Zhejiang Province[J]. Geophysical and Geochemical Exploration, 2009,33(2):132-134.

[30] 张玉龙. 土壤环境质量标准因素研究[J]. 农业科技与信息, 2020(19):36-37.
Zhang Yulong. Study on soil environmental quality standard factors[J]. Agricultural Science-technology and Information, 2020(19):36-37.

[31] Zhang J, Yang R D, Chen R, et al. Accumulation of heavy metals in tea leaves and potential health risk assessment: a case study from Pu'an County, Guizhou Province, China[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2018,15(1):133.

[32] 王峰,陈玉真,单睿阳,等. 茶园土壤与茶叶中镍含量及健康风险评价研究[J]. 茶叶学报, 2019,60(1):14-20.
Wang Feng, Chen Yuzhen, Shan Ruiyang, et al. Study on nickel content and health risk assessment in soil and tea of tea garden [J]. Acta Tea Sinica, 2019,60(1):14-20.

[33] 熊明国. 外源NO对镉胁迫下生菜种子萌发、幼苗生长及抗氧化特性的影响[J]. 河南农业科学, 2021,50(10):109-115.

Xiong Mingguo. Effects of exogenous NO on seed germination, seedling growth and antioxidant properties of lettuce under cadmium stress[J]. Journal of Henan Agricultural Sciences, 2021,50(10):109−115.

[34] 栗昕羽,朱梅,李晓乐,等. 远红光辐照对干旱胁迫下生菜种子萌发及幼苗生长的影响[J]. 中国农业大学学报, 2022,27(5):123−133.
Li Xinyu, Zhu Mei, Li Xiaole, et al. Effects of far−red light irradiation on seed germination and seedling growth of lettuce under drought stress[J]. Journal of China Agricultural University, 2022,27(5):123−133.

[35] Zhao J, Lu C, Tariq M, et al. The response and tolerance mechanisms of lettuce (*Lactuca sativa* L.) exposed to nickel in a spiked soil system[J]. Chemosphere, 2019,222:399−406.

[36] 田丹,任艳芳,王艳玲,等. 镉胁迫对生菜种子萌发及幼苗抗氧化酶系统的影响[J]. 北方园艺, 2018(2):15−21.
Tian Dan, Ren Yanfang, Wang Yanling, et al. Effects of cadmium stress on seed germination, seedling growth and antioxidant enzyme system of lettuce[J]. Northern Horticulture, 2018(2):15−21.

[37] 陈星. 利用发芽指数评价堆肥腐熟度方法研究[D]. 杨凌:西北农林科技大学, 2022.
Chen Xing. Study on Evaluation Method of Compost Maturity by Germination Index[D]. Yangling: Northwest A & F University, 2022.

[38] Li R H, Wang J J, Zhang Z Q, et al. Nutrient transformations during composting of pig manure with bentonite[J]. Bioresource Technology, 2012,121:362−368.

[39] 王国英,袁京,孔艺霖,等. 堆肥种子发芽指数测定方法与敏感性种子筛选[J]. 农业工程学报, 2021,37(19):220−227.
Wang Guoying, Yuan Jing, Kong Yilin, et al. Determination method of germination index of compost seeds and screening of sensitive seeds[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2021,37(19):220−227.

[40] 张偲,陈晓华,谭丽菊,等. 纳米TiO_2对中肋骨条藻和杜氏盐藻的毒性效应研究[J]. 海洋环境科学, 2018,37(2):215−220.
Zhang Cai, Chen Xiaohua, Tan Liju, et al. Research on toxic effects of nano−TiO_2 on *Skeletonema costatum* and *Dunaliella salina*[J]. Marine Environmental Science, 2018, 37(2):215−220.

[41] 张拿慧,李佳,陈颖鑫,等. 微藻计数及压载水藻类生长抑制毒性试验方法[J]. 船舶工程, 2018,40(12):5−9.
Zhang Nahui, Li Jia, Chen Yingxin, et al. Microalgae counting and algal growth inhibition ecotoxicity test method of ballast water[J]. Ship Engineering, 2018,40(12):5−9.

[42] Martínez−Ruiz E B, Martínez−Jerónimo F. How do toxic metals affect harmful cyanobacteria? an integrative study with a toxigenic strain of *Microcystis aeruginosa* exposed to nickel stress[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2016,133:36−46.

[43] 陈熙,杨秀颖,方莲花,等. 荧光素二乙酸酯荧光微孔板法在细胞活力测定中的应用[J]. 中国医学科学院学报, 2016,38(6):710−714.
Chen Xi, Yang Xiuying, Fang Lianhua, et al. Application of fluorescein diacetate fluorescence microplate method in cell viability determination[J]. Acta Academiae Medicinae Sinicae, 2016,38(6):710−714.

[44] 劳家柽. 土壤农化分析手册[M]. 北京:农业出版社, 1988:40−56.
Lao Jiacheng. Soil Agrochemical Analysis Manual[M]. Beijing: Agricultural Press, 1988:40−56.

[45] 何回丽,苏怀,李伟康. 昆明市石灰岩红壤与玄武岩红壤土壤含水量对比研究[J]. 现代农业科技, 2014(24):194−195.
He Huili, Su Huai, Li Weikang. Comparison of soil moisture content between limestone red soil and basalt red soil in Kunming City[J]. Modern Agricultural Science and Technology, 2014(24):194−195.