

基于修订的最小数据集的土壤质量评价——以安徽合肥巢湖湖滨国家湿地公园为例

崔梦婷^{1,2}, 刘璇¹, 吴继龙^{1,2}, 黄涛^{1,2,*}, 孙庆业^{1,2}

(1. 安徽大学 资源与环境工程学院, 合肥 230601; 2. 湿地生态保护与修复安徽省重点实验室, 合肥 230601)

摘 要: 运用主成分分析法建立修订的最小数据集(revised minimum data set, R-MDS), 计算土壤质量指数(soil quality index, SQI), 对安徽合肥巢湖湖滨国家湿地公园土壤质量开展评价。结果表明, 建立的最小数据集包括土壤有机质、全氮、速效钾、酸性磷酸酶、脱氢酶、过氧化氢酶和含水率。基于修订的最小数据集的巢湖湖滨湿地土壤质量指数(soil quality index-revised minimum, SQI-RM)与基于全体数据集(total data set, TDS)的土壤质量指数(soil quality index-total, SQI-T)呈显著正相关, R^2 达到 0.86 ($P < 0.05$), Nash 有效系数为 0.65, 偏差系数为 0.02, 表明修订的最小数据集能够提取大部分数据信息, 可以有效替代全体数据集开展湖滨湿地土壤质量评价。基于修订的最小数据集的安徽合肥巢湖湖滨湿地公园土壤质量指数范围为 0.25~0.61 (均值 0.44), 表明湖滨湿地土壤质量整体水平一般。土壤全氮、有机质含量低是巢湖湖滨湿地土壤的显著特征, 是土壤质量的限制因子。本研究结果为安徽合肥巢湖湖滨湿地公园管理提供了重要参考依据。

关键词: 巢湖; 湖滨湿地; 最小数据集; 主成分分析; 土壤质量评价

中图分类号: X825 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-9250(2024)01-0041-12 **DOI:** 10.14050/j.cnki.1672-9250.2023.51.053

土壤是湿地生态系统的重要组成部分, 具有特定的生态功能, 在维持湿地生态系统平衡方面发挥着关键作用^[1-2]。湿地土壤具有涵养水源、调节养分、支撑植物生长的功能, 并且可以拦截和净化污染物, 缓冲外部干扰^[3-4]。土壤质量是一个发展中的概念, 陈怀满等^[5]在国内外相关研究基础上, 结合土壤的功能与特性, 将土壤质量定义为正常或胁迫条件下土壤履行、维持和改善其生产力、生命力和环境净化能力的综合体现与量度。资源利用与管理不当会导致湿地土壤养分枯竭和污染加剧, 降低土壤质量, 最终导致湿地土壤功能的退化。湖滨湿地是陆地和湖泊生态系统之间的重要生态交错带, 包括陆向保护带、水位变幅带和水向辐射带^[6], 湿地土壤是其生态功能发挥的重要介质, 调查、评价湖滨湿地土壤质量状况是实现湿地保护与可持续发展的重要管理保证。然而对湖滨湿地的研究主要集中在沉积物重金属污染^[7-9]、氮磷的时空变化^[10-11]、细菌群落结构与分布^[12-14]等, 对选择适宜

的指标以评价湖滨湿地土壤质量的研究相对缺乏。

国内外学者提出了多种方法开展耕地、草原、林区土壤质量评价研究^[15-17]。金慧芳等^[18]为准确评价红壤坡耕地耕层土壤质量特征, 采用聚类分析法和主成分分析法分别建立了南方红壤丘陵区山坡耕地耕层质量诊断最小数据集, 对山坡耕地土壤质量特征进行分析。张沛等^[19]利用偏最小二乘回归方法提取土壤质量单项评价指标与主成分分析方法进行对比来完善土壤质量评价体系。Choudhury 和 Mandal^[16]通过主成分分析构建土壤质量评估的最小数据集来索引土壤特性。可见, 主成分分析法已成为土壤质量评价应用最广泛的方法。然而, 由于土壤各指标相关性较低或样本量小, 常用的主成分分析不一定符合方法筛选的前提条件。如主成分分析前需要先进行适用性检验, KMO 值要大于 0.5, Bartlett 球形检验 P 值要小于 0.05^[20], 若适用性检验不通过, 则无法进行下一步分析。针对此种情况, 许明祥^[21]在进行黄土丘陵不同土地类型土壤质

收稿日期: 2022-11-29; 改回日期: 2023-01-14

基金项目: 安徽合肥巢湖湖滨国家湿地公园科研监测项目(2021ABBBN00177); 巢湖流域山水林田湖草监测体系建设项目(调查评估部分)(2022BFAWZ02436)。

第一作者简介: 崔梦婷(1997-), 女, 硕士研究生, 研究方向为污染控制与修复。email: 1429308492@qq.com。

* 通讯作者: 黄涛(1982-), 男, 副教授, 研究方向为生物地球化学与环境修复。email: huangt@ahu.edu.cn。

量评价时关注了土壤属性之间的相关性对于主成分分析的重要性。

土壤的各种属性相互作用,包括物理的、化学的和生物的对环境变化敏感的很多指标^[12-24]。Yu等^[25]从土壤 14 个指标中选出 4 个代表物理、化学和生物特性,对高山牧场土壤质量进行评估。Zhang等^[26]基于敏感性分析法和主成分分析法构建适用于陕北黄土区土壤微地貌质量的综合土壤质量评价指标体系,对研究区土壤质量进行了全面评估。由于土壤质量评价尺度的不同,土壤样品采集数量、测试指标也有所差异等^[27],筛选的最小数据集也不一定能将各类指标同时涵盖,降低了评价指标对土壤质量变化的敏感性。因此,土壤质量评价工作中应考虑实际情况灵活选择,利用有限的数据得到接近真实的结果。对此,研究人员建立修订的最小数据集法,确保筛选的指标可以反映大部分数据的信息。秦宁沅^[28]通过建立修订最小数据集,筛选出包含物理、化学、生物三方面的指标对长沙市生态益林土壤进行评价。周文涛等^[27]通过结合聚类分析、主成分分析和相关性分析,在样本容量较少情况下构建最小数据集开展土壤质量评价。Zhou等^[29]也使用修订的最小数据集来评估中国云雾山不同土地类型的土壤质量。

巢湖是中国五大淡水湖泊之一,改革开放以来,由于经济的快速发展和城镇化扩张,巢湖湖滨湿地土壤受到强烈的影响和干扰。滕臻等^[30]探究了巢湖湖滨湿地土壤活性碳库含量及分布;杨长明等^[31]分析和比较了表层土壤有机碳组分特征以及相关酶的活性;周驰等^[32]研究了有机磷在调节土壤磷素保持与释放过程中的作用。研究巢湖湖滨湿地的土壤质量状况,对湿地的保育和管理具有重要意义。安徽合肥巢湖湖滨国家湿地公园建设是为了提升巢湖湖滨水环境保护与修复功能,兼顾湿地科普宣教与市民休闲娱乐。本研究开展了安徽合肥巢湖湖滨湿地土壤物理的、化学的和生物性质指标监测,构建合适的评价指标体系与方法,对湖滨湿地土壤质量开展综合性评价,为湿地公园管理和巢湖湖滨生态环境保护提供参考依据。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

安徽合肥巢湖湖滨国家湿地公园(建)位于合肥市包河区东南部,毗邻城市建成区(滨湖新区),

其水体包括巢湖西半湖部分浅水区域和湖滨带,派河、丙子河和十五里河入湖河口,塘西河及方兴湖,以及少数位于湖滨和大堤之外的池塘,总面积 1 535.31 公顷,湿地率 85.83%。研究区属于亚热带季风气候,年均降雨量为 1 100 mm,年均气温为 15~16 ℃,四季分明,热量条件丰富,无霜期长。土壤类型主要是水稻土、黄褐土等^[30]。作为陆地和湖泊之间的过渡区,湖滨湿地是湖泊生态系统中对人类活动和自然过程影响最敏感的区域。改革开放以来,由于经济的快速发展和城镇化扩张,巢湖及其周边土壤环境受到了不同程度的影响和干扰。

1.2 样品采集与处理

依据土壤样品采集与处理的相关要求^[33],2022 年 2 月在巢湖湖滨国家湿地公园设置 10 个采样点(图 1),于样点布置 1 m × 1 m 样框,每处取 3 个平行样品,采集前去除地表凋落物,利用土钻采集 0~20 cm 的表层土壤 1 kg 左右,分别装入洁净的聚乙烯封口袋中,贴上标签,带回实验室。实验室内,将采集的土壤样品部分冷藏保存于冰箱中,剩余土壤样品自然晾干,一部分研磨、过筛,分别编号置于干燥器中待分析。

1.3 土壤性质测定

采集的湿地土壤测定了物理的、化学的及生物的指标共 22 项,方法如下。含水率(SWC)用鲜土,采用烘干法(105 ℃)测定;粒径组成使用激光粒度仪(LS13320)进行测试^[34],选取粒径小于 0.01 mm 的土壤颗粒作为土壤质地指标-物理性黏粒(SCC)^[35];土壤比重(SGG)利用比重瓶法测定;土壤 pH 和电导率(EC)按照土水比为 1 g:5 mL,采用 pH 计(雷磁 PHS-3C)和便携式电导率仪(哈希 HQ30d)测定^[36];土壤全氮(TN)采用凯氏定氮法测定;碱解氮(AN)采用扩散吸收法测定;有机质(SOM)用风干后的土样,采用重铬酸钾-硫酸加热消解,再用硫酸亚铁滴定的方法测定;速效磷(AP)用风干后的土样,采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法测定;速效钾(AK)的测定是通过中性醋酸铵溶液提取风干后的土样,震荡过滤后于火焰分光光度计比色测定。土壤含水率、比重、全氮、碱解氮、有机质、速效磷和速效钾均采用经典方法测定^[37]。酶的测定方法为^[38-39]:土壤脲酶(URE)活性采用苯酚钠-次氯酸钠比色法测定,以 24 h 后 1 g 土壤中 NH₃-N 的毫克数(mg)表示脲酶活性;土壤酸性磷酸酶(ACP)活性采用对硝基酚比色法测定鲜土,用对硝

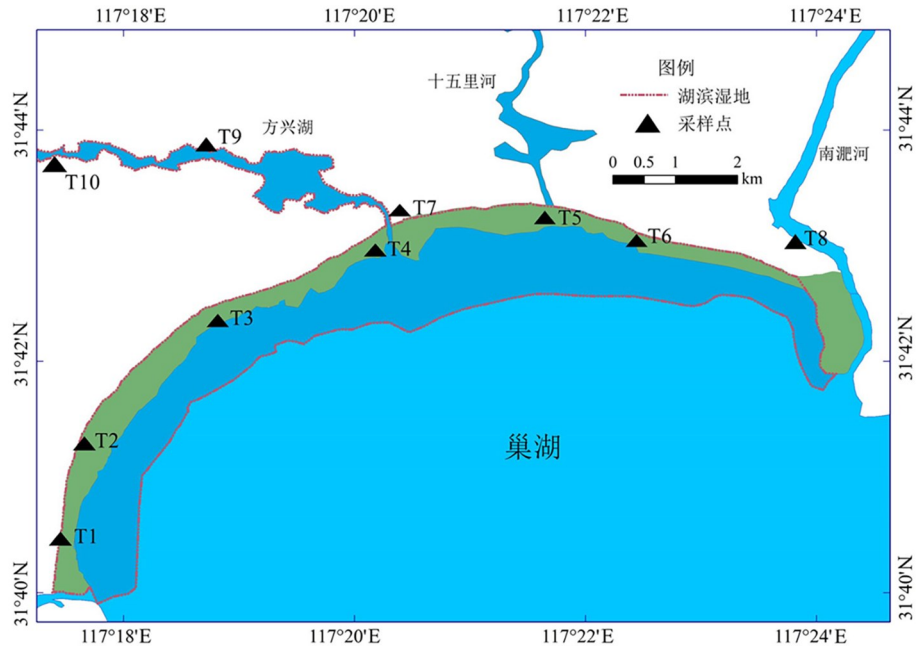


图 1 安徽合肥巢湖湖滨国家湿地公园土壤样品采样点分布

Fig. 1 Distribution of soil sampling sites in Chaohu Lakeshore National Wetland Park in Hefei, Anhui

基苯酚(PNP)的产生速率($\text{mg PNP}/(\text{kg 土壤} \cdot \text{h})$)来指征酸性磷酸酶的活性;土壤蔗糖酶(INV)活性采用 3,5-二硝基水杨酸比色法测定,以 24 h 后 1 g 风干土样生成葡萄糖的毫克数表示蔗糖酶的活性;土壤过氧化氢酶(CAT)活性采用高锰酸钾滴定法测定,以 1 g 风干土 20 min 内消耗的 0.1 mol/L KMnO_4 体积数(mL)表示土壤过氧化氢酶活性;土壤脱氢酶(DEH)采用氯化三苯基四氮唑(TTC)还原法测定,其活性以每克鲜土 24 h 生成的三苯基甲簪(TPF)表示。使用三酸消解法对土壤样品进行处理^[40-41],使用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, Thermo Fisher, 美国)测定重金属 Ni、Cr、Zn、Cu 和 Pb 的含量;使用电感耦合等离子体光谱仪(ICP-AES)测定重金属 As 的含量;使用 DMA-80 型固相液相直接测汞仪测定 Hg 含量;测定过程中插入土壤标准物质(GSS-5a)和(GSS-26)进行质量控制,各元素加标回收率在 91%~109%内,符合分析质量控制标准。

1.4 潜在生态风险指数计算

采用瑞典地球化学家 Lars Hakanson 提出的潜在生态风险指数法(risk index, RI)定量评价重金属生态风险,公式如下

$$RI = \sum_1^n E_r^i = \sum_1^n \left[T_r^i \times \frac{C_s^i}{C_n^i} \right] \tag{1}$$

式中: E_r^i 为重金属 i 的单项潜在风险系数; T_r^i 为污

染物的毒性响应参数, Ni 为 10, Cr 为 30, Zn 为 1, Cu 和 Pb 为 5, Hg 为 40, As 为 10; n 为污染物的种类; C_s^i 为污染物 i 的污染参数; C_n^i 为重金属 i 的参比值, 采用安徽省江淮流域土壤背景值^[42]。潜在生态风险评价标准^[43]如表 1 所示。

表 1 土壤重金属污染潜在生态风险评价分级标准

Table 1 Grading standard for potential ecological risk assessment of soil heavy metal pollution

E_r^i	单项污染物 生态风险等级	RI	综合潜在生态 风险等级
<40	低	<150	低
$40 \leq E_r^i < 80$	中	$150 \leq RI < 300$	中
$80 \leq E_r^i < 160$	较重	$300 \leq RI < 600$	重
$160 \leq E_r^i < 320$	重	≥ 600	严重
≥ 320	严重	/	/

1.5 土壤质量评价体系构建

本文采用土壤质量指数(SQI)法对研究区内土壤质量进行评价,包括以下主要步骤。

(1) 建立修订的最小数据集

将土壤物理、化学和生物学性质的指标分别进行主成分分析,在符合主成分分析的前提条件下($KMO>0.5, p<0.05$),结合 Norm 值的计算和指标之间的相关性得到土壤质量评价的最小数据集。此处 Norm 值的几何意义为该变量在由主成分组成的多维空间中的矢量模长度, Norm 值越大,长度越长,则表明该变量对所有主成分的综合载荷越大,

该指标所包含的土壤质量信息就越多^[44]。主成分分析法结合 Norm 值的计算可以尽可能地避免土壤数据冗余,同时最大程度地保留参评土壤指标的信息,使评价指标更具代表性。其计算公式为^[44]:

$$N_{ik} = \sqrt{\sum_1^k (\mu_{ik}^2 \lambda_k)} \quad (2)$$

式中: k 是特征值大于 1 的主成分个数; λ_k 为第 k 个主成分的特征值; N_{ik} 是第 i 个变量在特征值 ≥ 1 的 k 个主成分上的综合载荷值; μ_{ik} 是 i 指标的单个因子荷载,体现其重要性。

按照各土壤指标特征值大于 ≥ 1 ^[45] 以及提取的主成分至少解释 5% 的数据变异的原则^[46],将在同一主成分上载荷值的绝对值 ≥ 0.5 的土壤指标分为 1 组,若某土壤指标同时在 2 个主成分上的载荷高于 0.5,则该指标归并到与其他指标相关性较低的一组;分别计算各组指标的 Norm 值,选出每组中最高 Norm 值 90% 以上的指标并结合相关性分析确定 MDS^[47],若高度相关($r > 0.5, P < 0.05$),则确定分值最高的指标进入 MDS,从而获得最终的 MDS。其中, Norm 值越大表明其解释综合信息的能力越强。对于每组中相关性不显著的指标则均保留到 MDS^[48-49]。

(2) 标准化指标

为了消除评价指标量纲的不同对因子载荷的影响,需要将评价指标标准化。TDS 和 R-MDS 指标确定后,采用模糊数学理论对各参评指标进行隶属度计算,将土壤各个指标转化为 0 到 1 的值^[24]。隶属度函数公式如下。根据指标在土壤中的功能和作用,将土壤指标分为三部分:如果每个土壤的指标水平与土壤质量呈正相关,则使用 S 型函数公式(3);如果每个土壤的指标水平与土壤质量的呈负相关,则使用反 S 型函数公式(4);如果土壤指标在土壤质量评价的过程中存在适宜的临界范围,则使用抛物线型公式(5)^[50-51]。

$$f(x) = \begin{cases} 0.1 & x \leq x_1 \\ \frac{0.9(x - x_1)}{x_2 - x_1} + 0.1 & x_1 < x < x_2 \\ 1 & x \geq x_2 \end{cases} \quad (3)$$

$$f(x) = \begin{cases} 0.1 & x \geq x_2 \\ 1.0 - \frac{0.9(x - x_1)}{x_2 - x_1} & x_1 < x < x_2 \\ 1 & x \leq x_1 \end{cases} \quad (4)$$

$$f(x) = \begin{cases} 0.1 & x \leq x_1 \text{ 或 } x \geq x_4 \\ 0.1 + 0.9(x - x_1)/(x_2 - x_1) & x_1 < x < x_2 \\ 1.0 - 0.9(x - x_3)/(x_4 - x_3) & x_3 < x < x_4 \\ 1 & x_2 \leq x \leq x_3 \end{cases} \quad (5)$$

x 为土壤指标测定值, x_1, x_2, x_3, x_4 为函数转折点取值,根据全国第 2 次土壤普查数据和相关资料^[15,52-54],转折点取值如表 5 所示。

(3) 确定指标权重

评价指标确定后,指标的权重确定至关重要,常用的赋权法有熵值法、主成分分析法及因子分析法等^[55]。在信息论中,熵是系统无序程度的度量,某项指标的指标值变异程度越大,信息熵越小,该指标提供的信息量越大,该指标的权重也越大^[56]。本文依据数据本身的差异度和无序度,使用熵值法确定各指标的权重。

(4) 计算土壤质量指数

利用土壤各个指标的隶属度,计算土壤质量综合指数。

$$SQI = \sum_1^n W_i \times S_i \quad (6)$$

式中: SQI 为土壤质量综合指数, W_i 为第 i 个指标的权重系数, S_i 为隶属度。

(5) 检验精度

利用 Nash 有效系数 (E_f) 和相对偏差系数 (Er)^[57] 评价基于修订的最小数据集的精确程度。有效系数 (E_f) 越接近于 1,表示基于 R-MDS 计算的湖滨湿地土壤质量指数与基准值越接近,精度越高。相对偏差系数 (Er) 越接近于 0,表明基于 R-MDS 计算的湖滨湿地土壤质量指数相对于基准值偏差越小,结果越精确。

1.6 数据处理

利用 Excel 2007 软件处理数据,利用 SPSS 26 软件的描述统计、因子分析进行数据分析,利用 origin 2022 软件进行图形绘制。

2 结果

2.1 土壤质量的评价指标的描述统计

2.1.1 土壤理化性质、土壤养分及酶活性

安徽合肥巢湖湖滨湿地土壤理化性质、养分及酶活性的分析结果见表 2。根据土壤含水率分级标准^[53],土壤含水率均值达到 33.3%,含量偏高。土壤物理性黏粒占比均值达到 60%,根据卡庆斯基土壤质地分类^[35],湖滨湿地土壤主要质地为粘土。研

究区土壤比重差异性很小,接近土壤表层的平均比重值(2.65)。参照 Wilding^[58]对变异系数的分类,土壤 pH 均值为 7.30,在中性范围内(6.5~7.5),变异系数较低。土壤电导率值整体较低,盐化程度低,变异程度较大。土壤全氮均值较低,变幅也较低,最大值仅为最小值的 2.05 倍。碱解氮含量均值为 47.83 mg/kg,但其变幅较大,变化范围为 26.24~104.58 mg/kg。有机质含量的平均值为 6.75 g/kg,其变异系数较高,达到 62.16%。湿地公园内土壤速效磷和速效钾均存在较大的变化。土壤蔗糖酶、酸性磷酸酶、脲酶、过氧化氢酶和脱氢酶活性的平均值分别为 11.41 mg/(g·d)、73.68 mg/(kg·h)、0.27 mg/(g·d)、3.69 mL/(g·20 min)和 2.80 μg/(g·d),各酶活性在湿地公园内变异程度较大,蔗糖酶和脱氢酶活性的变异系数达到 50%以上,而酸性磷酸酶活性的变异系数达到 101.37%。

土壤物理化学生物指标是反映土壤综合质量

的重要因素,安徽合肥巢湖湖滨湿地土壤属性特征差异明显(表 2)。一般采用变异系数(CV)来反映指标的敏感程度,可分为 4 种类型:不敏感指标 CV<10%;低敏感指标 10%≤CV<40%;中等敏感指标 40%≤CV<100%;强敏感指标 CV≥100%^[59]。物理指标敏感度均较低,土壤比重甚至为不敏感指标。化学指标中 pH 同土壤比重属于不敏感指标,全氮属于低敏感的指标,其余均属于中等敏感指标。对湖滨湿地土壤的酶活性调查结果显示,蔗糖酶和脱氢酶属于中等敏感指标,酸性磷酸酶属于强敏感的指标。脲酶和过氧化氢酶属于低敏感指标。可以看出,各评价指标总体上处于中低度敏感度水平。

2.1.2 土壤重金属含量与潜在生态风险指数

安徽合肥巢湖湖滨国家湿地公园土壤重金属含量见表 3。参照江淮流域土壤的地球化学背景值可知重金属 Ni、Cr、Cu、Hg 和 As 均值都未超标。重

表 2 巢湖湖滨国家湿地公园土壤物理、化学和生物指标

Table 2 Soil physical, chemical and biological indicators of Chaohu Lakeshore National Wetland Park					
参数	最小值	最大值	平均值	标准差	变异系数%
SWC/%	29.83	46.67	33.00	0.05	16.35
SCC/%	24.70	71.10	60.00	0.14	22.84
SGG/(g/cm ³)	2.61	3.07	2.70	0.13	4.81
pH	6.54	8.27	7.30	0.60	8.22
EC/(μS/cm)	26.85	98.3	55.66	23.57	42.35
TN/(g/kg)	0.75	1.54	1.09	0.31	28.20
AN/(mg/kg)	26.24	104.58	47.83	22.66	47.38
SOM/(g/kg)	1.60	16.66	6.75	4.20	62.16
AP/(mg/kg)	5.16	21.00	12.95	5.93	45.81
AK/(mg/kg)	64.54	386.13	183.52	110.04	59.96
INV/(mg/(g·d))	4.19	21.28	11.41	6.27	54.92
ACP/(mg/(kg·h))	16.24	227.73	73.68	74.69	101.37
URE/(mg/(g·d))	0.14	0.39	0.27	0.09	33.54
CAT/(mL/(g·20 min))	2.21	4.81	3.69	0.91	24.63
DEH/(μg/(g·d))	1.21	7.54	2.80	2.20	78.32

注:SWC 为土壤含水量,SCC 为土壤物理性黏粒,SGG 为土壤比重(又称土壤密度),EC 为电导率,TN 为全氮,AN 为碱解氮,SOM 为土壤有机质,AP 为速效磷,AK 为速效钾,INV 为蔗糖酶,ACP 为酸性磷酸酶,URE 为脲酶,CAT 为过氧化氢酶,DEH 为脱氢酶。

表 3 土壤重金属含量、背景值及综合潜在风险指数

Table 3 Soil heavy metal content, background values and integrated potential risk index						
参数	最小值	最大值	平均值	标准差	变异系数/%	江淮流域土壤背景值
Ni/(mg/kg)	6.75	38.35	23.93	9.32	38.95	25.0
Cr/(mg/kg)	20.96	76.95	55.51	19.45	35.03	69.4
Zn/(mg/kg)	13.01	117.03	65.82	34.57	52.52	53.2
Cu/(mg/kg)	6.64	30.91	20.21	7.44	36.82	24.9
Pb/(mg/kg)	19.41	49.83	30.29	9.72	32.10	25.9
Hg/(mg/kg)	0.01	0.07	0.03	0.02	66.67	0.04
As/(mg/kg)	4.38	15.33	9.26	4.28	46.22	9.4
RI	28.25	110.61	50.98	29.19	47.54	/

金属 Zn 和 Pb 的均值分别超过土壤背景值的 27.7% 和 16.9%。综合潜在生态风险指数(RI)能够综合反映土壤中重金属的污染水平及潜在危害性^[60],反映了重金属对生态环境的影响潜力。鉴于 RI 综合考虑了多元素的浓度、毒性、生态敏感性和协同作用,本研究用综合潜在风险指数来代替重金属含量作为土壤质量评价指标。Ni、Cr、Cu、Zn、Pb、Hg 和 As 的生态风险指数均值分别为 4.79、1.60、1.24、4.06、5.85、33.45、10.41。

2.2 修订的最小数据集

本研究基于主成分分析的前提条件,将 3 个物理指标、8 个化学和 5 个生物学指标分别进行因子分析,如表 4 所示。再利用熵值法进行权重计算,结果见表 5。

按照选取条件,化学指标由主成分分析提取出三个主成分(PC1、PC2 和 PC3),累计贡献率达 79.02%,满足信息提取的要求。根据各指标的因子载荷值(表 4)和相关性(图 2)将其划分为 3 个组别,第 1 组指标包括 AP、AN、RI 和 SOM;第 2 组指标为 TN 和 pH;第 3 组指标为 AK 和 EC。计算出各指标的 Norm 值,根据 Norm 值选取原则,第 1 组预选指标为 SOM、AN 和 RI,结合相关性分析可知,三者显著相关($r>0.5$, $P<0.05$),取 Norm 值最大的 SOM 进入 MDS。第 2 组 pH 属于不敏感指标,不适

宜作为参评指标,直接剔除,TN 进入 MDS。第 3 组 EC 不在 Norm 值选取范围,AK 进入 MDS。根据以上选取原则,生物指标进入第 4 组的有 INV、URE 和 ACP,进入第 5 组的指标有 DEH 和 CAT。第 4 组达到最高 Norm 值 90%以上的指标有 ACP 和 URE,因为两者高度相关($r=0.692$, $P<0.05$),取 Norm 值更大的 ACP 入 MDS。第 5 组的 DEH 和 CAT 之间相关性较低($r=-0.312$, $P>0.05$),一同进入 MDS。第 6 组为全部物理指标(SWC、SCC 和 SGG),首先剔除不敏感指标 SGG,再根据 Norm 值的选取原则,物理指标进入 MDS 的只有 SWC。最终进入 R-MDS 的指标为:SOM、TN、AK、ACP、DEH、CAT、SWC 共 7 个指标。

2.3 土壤质量指数与修订的最小数据集精度检验

经过计算,全体数据集的土壤质量指数范围为 0.32~0.60,修订最小数据集的范围为 0.25~0.61,均值分别为 0.45 和 0.44。采用等间距法^[61]将土壤质量划分为 5 个等级标准进行比对分析,判断研究区土壤有 3 处属于较低水平(T4、T5 和 T8),7 处属于中等质量水平,整体土壤质量水平一般(图 3)。基于修订的最小数据集的土壤质量指数(SQI-RM)需要与全体数据集的土壤质量指数(SQI-T)进行比较,从而验证最小数据集的合理性。将 SQI-T 与 SQI-RM 进行回归分析,从拟合效果来看,SQI-T 与

表 4 修订的最小数据集的主成分分析结果

Table 4 Results of principal component analysis for the revised minimum data set								
土壤指标	分组	化学			物理	生物		Norm 值
		PC1	PC2	PC3	PC1	PC1	PC2	
AP	1	-0.628	-0.526	0.221				1.388
AN	1	0.861	0.099	0.148				1.658
RI	1	0.783	-0.204	0.374				1.591
SOM	1	0.913	-0.042	0.054				1.723
TN	2	0.584	0.672	0.239				1.419
pH	2	-0.580	0.547	0.368				1.362
AK	3	-0.579	0.263	0.642				1.343
EC	3	-0.214	0.650	-0.539				1.076
INV	4					0.759	-0.386	1.258
URE	4					0.761	0.446	1.290
ACP	4					0.908	-0.111	1.401
CAT	5					-0.302	0.881	1.173
DEH	5					-0.535	-0.600	1.102
SWC	6				0.939			1.320
SCC	6				0.535			0.752
SGG	6				0.899			1.264
特征值		3.641	1.572	1.109	1.977	2.358	1.496	/
贡献率/%		45.510	19.652	13.861	65.898	47.167	29.925	/
累计贡献率/%		45.510	65.162	79.023	65.898	47.167	77.092	/

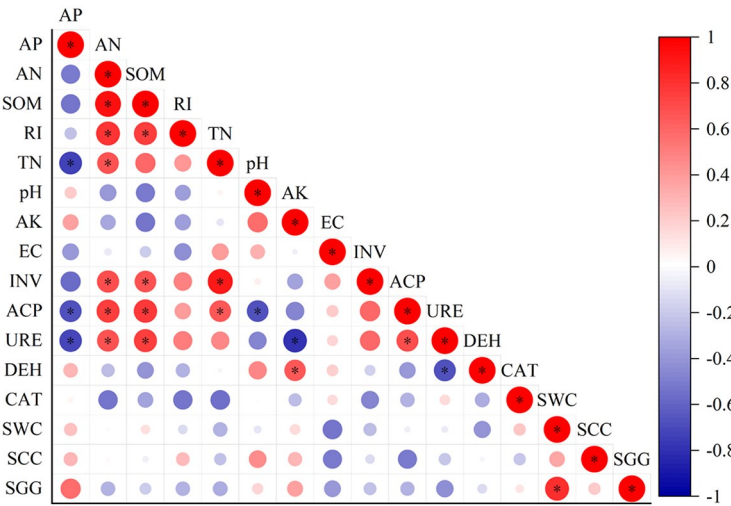
注:空白单元格为该指标不参与相应土壤性质的主成分分析。

表 5 评分函数类型、函数参数以及总数据集和修订的最小数据集各指标权重

Table 5 Scoring function type, function parameters, and weights of each indicator for the total and revised minimum data sets

土壤指标	函数类型	阈值上下限	总数据集	权重		
				修订的最小数据集		
				化学	物理	生物
AP	S 型	$x_1 = 5.16, x_2 = 21.00$	0.05			
AN	S 型	$x_1 = 26.24, x_2 = 104.58$	0.08			
RI	反 S 型	$x_1 = 28.25, x_2 = 110.61$	0.04			
SOM	S 型	$x_1 = 1.60, x_2 = 16.66$	0.05	0.10		
TN	S 型	$x_1 = 0.75, x_2 = 1.54$	0.08	0.16		
pH	抛物线型	$x_1 = 4.5, x_2 = 6.5, x_3 = 7.5, x_4 = 8.5$	0.03			
AK	S 型	$x_1 = 64.54, x_2 = 200.00$	0.08	0.15		
EC	抛物线型	$x_1 = 70, x_2 = 90, x_3 = 110, x_4 = 130$	0.06			
INV	S 型	$x_1 = 4.19, x_2 = 21.28$	0.07			
URE	S 型	$x_1 = 0.14, x_2 = 0.39$	0.05			
ACP	S 型	$x_1 = 16.24, x_2 = 227.73$	0.11			0.21
CAT	S 型	$x_1 = 2.21, x_2 = 4.81$	0.13			0.07
DEH	S 型	$x_1 = 1.21, x_2 = 7.54$	0.04			0.24
SWC	抛物线型	$x_1 = 8.0, x_2 = 15.0, x_3 = 20.0, x_4 = 46.7$	0.02		0.04	
SCC	抛物线型	$x_1 = 0, x_2 = 35, x_3 = 40, x_4 = 100$	0.08			
SGG	反 S 型	$x_1 = 2.61, x_2 = 3.07$	0.02			

注:空白单元格为该指标不参与相应土壤性质的权重计算。



* 表示在 0.05 水平上显著相关

图 2 参评指标的相关性热图

Fig. 2 Correlation heatmap of participating indicators

SQI-RM 呈显著正相关, R^2 为 0.86 ($P < 0.05$), SQI-T 与 SQI-RM 拟合效果较好。SQI-T 与 SQI-RM 的 Nash 有效系数为 0.65, 偏差系数分别为 0.02 表明 SQI-RM 精度较高。因此, 修订的最小数据集可以代替全体数据集去评价土壤质量指数。

3 讨论

3.1 基于 R-MDS 的土壤指标分析

全面的土壤质量评价必须通过测量土壤的物理、化学和生物指标来进行。本研究分别对土壤物

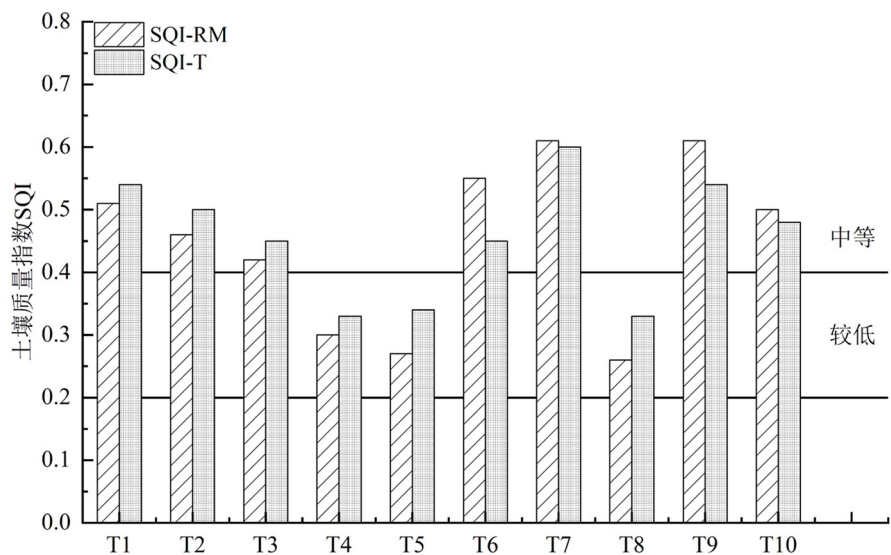


图 3 修订的最小数据集土壤质量指数 (SQI-RM) 和全体数据集土壤质量指数 (SQI-T)

Fig. 3 The soil quality index of the revised minimum data set (SQI-RM) and the soil quality index of the total data set (SQI-T)

理、化学和生物学性质进行主成分分析和相关性分析,最终挑选土壤有机质、全氮、速效钾、酸性磷酸酶、脱氢酶、过氧化氢酶以及含水率共 7 个指标组成 R-MDS。土壤有机质、全氮、速效钾是土壤化学性质的重要反映。有机质能改善土壤结构。土壤氮主要来源于动植物残体的分解和微生物的固定。钾与碳水化合物的形成和植物的光合作用强度密切相关,对蛋白质的合成有很大的影响,可以促进植物对氮的吸收^[29]。在本研究中,全国第 2 次土壤普查养分分级标准^[62],湖滨湿地土壤有机质含量处于贫瘠化水平,土壤全氮总体处于中低水平,土壤速效钾含量属于中上水平,低有机质、低全氮含量是湖滨湿地土壤的显著特征。酶活性是土壤生物化学反应的积极参与者,对土壤养分循环和污染物净化具有重要作用,直接反映土壤质量变化。酸性磷酸酶是普遍存在于植物体和土壤中的水解酶。本研究中酸性磷酸酶与全氮和有机质呈显著正相关(图 2)。作为蛋白质,土壤磷酸酶被认为是一种富氮酶^[63]。研究区域土壤氮含量的变化,可能会影响到酸性磷酸酶的分泌。脱氢酶属于胞内酶,能够促进脱氢反应,它起着氢的中间传递作用,其活性被认为是土壤微生物活性和功能多样性的重要指标^[64]。脱氢酶与速效钾呈现显著正相关(图 2),说明土壤钾是相关微生物的重要营养元素,这与王涵等^[65]的研究结果一致。土壤过氧化氢酶是氧化还原酶的代表性酶^[66],本研究湿地土壤过氧化氢酶与各理化指标均无显著相关性,这可能是由于各种人为因素

对土壤的干扰或与气候条件有关。含水率作为土壤物理特性的重要参数之一,对土壤养分的输送有重要意义。湖滨湿地是陆地和湖泊生态系统之间的重要生态交错带,土壤表面本身含水量就较多,差异性较小。综上所述,湖滨湿地土壤质量是土壤物理、化学和生物特性的综合反映。

3.2 巢湖湖滨湿地土壤质量的限制因子

巢湖湖滨湿地土壤全氮和有机质以中、低水平为主,有机质和氮不足以成为制约土壤质量及其生产力的突出养分问题。由图 3 可知,T4、T5 和 T8 处的土壤质量均处于较低水平,T7 处的土壤质量水平最高;基于 R-MDS 的各个指标隶属度值如图 4 所示,有机质和全氮在 T4、T5 和 T8 处的隶属度值均小于 0.4,在 T7 处的隶属度值均接近 1.0,SQI-R 与全氮甚至表现出很强的相关性 ($r = 0.768, P < 0.05$),说明土壤有机质和全氮是巢湖湖滨湿地土壤质量的限制因子。有机质在土壤功能中起着至关重要的作用,与微生物活性、氮循环和矿物转化密切相关,被纳入大多数土壤质量评价的 MDS 中,是评价土地退化的可靠指标。一些研究结果也表明全氮是影响土壤质量的限制因子^[67-68]。湖滨湿地公园属于城市绿地的土壤管理范畴,由于卫生、防火或美观等原因,植物的凋落物及被修剪的枝叶会被人为及时清除,从而减少了土壤物质的输入,使得土壤中因植物生长而消耗的养分得不到有效补充,造成了土壤有机质和含氮量减少。此外,湖滨湿地公园的人工林和人工草地较多,处于幼龄期

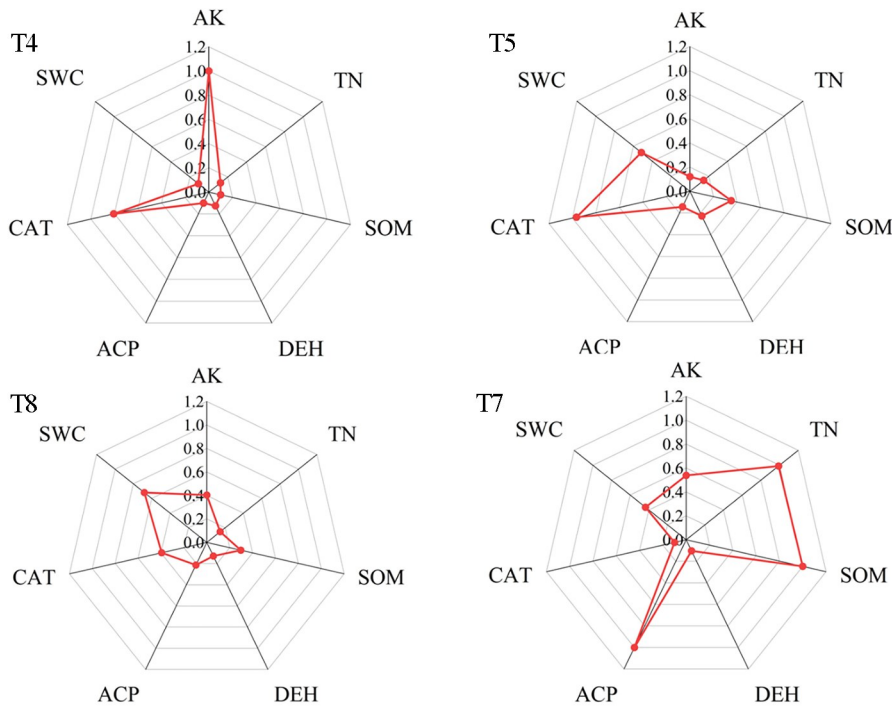


图 4 基于 R-MDS 的隶属度雷达图

Fig. 4 Radar plot of membership degree of each factor based on R-MDS

林分较多,林业凋落物少,微生物量少,相应的土壤中可直接利用的养分和微生物的分解能力都处于低水平,加上植物处于幼龄期,由于生长需要,吸收利用的等养分也多,也导致土壤中的养分含量较低。

综上所述,湿地公园应该加强对土壤有机质和氮含量较低问题的关注,可以通过种植绿肥、施用有机肥等途径提升土壤有机质含量,选用合适的氮肥补充土壤氮素,以此来改善湖滨湿地公园的土壤质量状况。

4 结论

本研究基于修订的最小数据集法开展安徽合

肥巢湖湖滨湿地土壤质量评价。修订的最小数据集包括土壤有机质、全氮、速效钾、酸性磷酸酶、脱氢酶、过氧化氢酶和含水率。全体数据集与修订的最小数据集分别得到的土壤质量指数呈显著正相关,SQI-RM 精度较高,表明结合主成分分析和相关性分析所构建的修订的最小数据集可以代替全体数据集对巢湖湖滨湿地土壤进行土壤质量评价。根据土壤质量分级标准,巢湖湖滨湿地公园土壤质量水平一般。土壤全氮和有机质含量低是安徽合肥巢湖湖滨湿地公园土壤的显著特征,是土壤质量的限制因子,管理部门应加强对湿地公园土壤肥力问题的解决。

参 考 文 献

[1] 张雪,孔范龙,姜志翔. 基于生态功能的滨海湿地土壤质量综合评价方法构建及实证分析[J]. 环境科学, 2022, 43(5): 2709-2718.

[2] Alzahrani D A, Selim E M M, El-Sherbiny M M. Ecological assessment of heavy metals in the grey mangrove (*Avicennia marina*) and associated sediments along the Red Sea coast of Saudi Arabia[J]. Oceanologia, 2018, 60(4): 513-526.

[3] Benitez E, Nogales R, Campos M, et al. Biochemical variability of olive-orchard soils under different management systems[J]. Applied Soil Ecology, 2006, 32(2): 221-231.

[4] Ma Z W, Bai J H, Xiao R, et al. Incorporating soil aggregate-associated indicators into evaluating ecological responses of degraded estuarine wetlands to freshwater replenishment at different intensity: a case study from the Yellow River Delta, China[J]. Ecological Indicators, 2021, 121: 107039.

[5] 陈怀满,朱永官,董元华,等. 环境土壤学[M]. 北京:科学出版社, 2010.

[6] Cheng Z Y, Zhang X F. Exploring the habitat restoration and landscape construction of the wetland lakeside zone in the Lujiang section on the

- southern bank of the Chaohu Lake[J]. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2020, 598(1): 012037.
- [7] 张慧娟, 刘云根, 齐丹卉, 等. 阳宗海湖滨湿地表层沉积物重金属污染特征及生态风险评估[J]. 云南大学学报(自然科学版), 2017, 39(3): 494–506.
- [8] 李梦莹, 刘云根, 侯磊, 等. 阳宗海湖滨湿地环境因素对沉积物砷赋存形态的影响及浓度水平预测[J]. 环境科学研究, 2018, 31(9): 1554–1563.
- [9] 赵蓉, 刘云根, 侯磊, 等. 砷污染高原湖滨湿地沉积物对磷酸盐的吸附能力及影响因素探究[J]. 环境污染与防治, 2018, 40(8): 855–859.
- [10] Wu H P, Li F, Hao B B, et al. Does hydrological reconnection enhance nitrogen cycling rates in the lakeshore wetlands of a eutrophic lake? [J]. Ecological Indicators, 2019, 96: 241–249.
- [11] 周玲. 基于遥感监测的滇池总磷浓度变化及其对湖滨带湿地时空变化的响应研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2020.
- [12] Shen R C, Lan Z C, Rinklebe J, et al. Flooding variations affect soil bacterial communities at the spatial and inter-annual scales[J]. Science of the Total Environment, 2021, 759: 143471.
- [13] 赵立君, 刘云根, 王妍, 等. 砷污染湖滨湿地底泥微生物群落结构及多样性[J]. 中国环境科学, 2019, 39(9): 3933–3940.
- [14] 寄博华, 李玮, 常军军, 等. 滇池湖滨湿地不同挺水植物区沉积物细菌群落结构特征[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(3): 390–398.
- [15] Nabiollahi K, Taghizadeh-Mehrjardi R, Kerry R, et al. Assessment of soil quality indices for salt-affected agricultural land in Kurdistan Province, Iran[J]. Ecological Indicators, 2017, 83: 482–494.
- [16] Choudhury B U, Mandal S. Indexing soil properties through constructing minimum datasets for soil quality assessment of surface and profile soils of intermontane valley (Barak, North East India)[J]. Ecological Indicators, 2021, 123: 107369.
- [17] Santos-Francés F, Martínez-Graña A, Ávila-Zarza C, et al. Soil quality and evaluation of spatial variability in a semi-arid ecosystem in a region of the southeastern Iberian peninsula (Spain)[J]. Land, 2021, 11(1): 1–27.
- [18] 金慧芳, 史东梅, 陈正发, 等. 基于聚类及 PCA 分析的红壤坡耕地耕层土壤质量评价指标[J]. 农业工程学报, 2018, 34(7): 155–164.
- [19] 张沛, 李毅, 商艳玲. 偏最小二乘回归方法提取土壤质量单项评价指标初探[J]. 灌溉排水学报, 2015, 34(5): 72–78.
- [20] 傅德印. 因子分析统计检验体系的探讨[J]. 统计研究, 2007, 24(6): 86–90.
- [21] 许明祥. 黄土丘陵区生态恢复过程中土壤质量演变及调控[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2003.
- [22] Sione S M J, Wilson M G, Lado M, et al. Evaluation of soil degradation produced by rice crop systems in a Vertisol, using a soil quality index [J]. Catena, 2017, 150: 79–86.
- [23] Lal R. Soil health and carbon management[J]. Food and Energy Security, 2016, 5(4): 212–222.
- [24] Raiesi F, Pejman M. Assessment of post-wildfire soil quality and its recovery in semi-arid upland rangelands in Central Iran through selecting the minimum data set and quantitative soil quality index[J]. Catena, 2021, 201: 105202.
- [25] Yu P J, Han D L, Liu S W, et al. Soil quality assessment under different land uses in an alpine grassland[J]. Catena, 2018, 171: 280–287.
- [26] Zhang Z Y, Ai N, Liu G Q, et al. Soil quality evaluation of various microtopography types at different restoration modes in the loess area of Northern Shaanxi[J]. Catena, 2021, 207: 105633.
- [27] 周文涛, 兰天, 潘岳, 等. 土壤质量评价中少量样本最小数据集的构建——以内蒙古杭锦旗黄河南岸灌区典型地块为例[J]. 中国农业大学学报, 2022, 27(6): 225–235.
- [28] 秦宁沅. 长沙市生态公益林土壤质量评价[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2020.
- [29] Zhou Y, Ma H B, Xie Y Z, et al. Assessment of soil quality indexes for different land use types in typical steppe in the loess hilly area, China [J]. Ecological Indicators, 2020, 118: 106743.
- [30] 滕臻, 曹小青, 孙孟瑶, 等. 不同生态恢复模式对巢湖湖滨湿地土壤活性碳库及其管理指数的影响[J]. 生态环境学报, 2019, 28(4): 752–760.
- [31] 杨长明, 陈霞智, 张一夔, 等. 土地利用与覆被变化对巢湖湖滨带土壤有机碳组分及酶活性的影响[J]. 湖泊科学, 2021, 33(6): 1766–1776.
- [32] 周驰, 宋春雷, 陈玺, 等. 有机磷在调节土壤磷素保持与释放过程中的作用[J]. 土壤, 2013, 45(1): 60–66.
- [33] 中华人民共和国农业部. 土壤检测第 1 部分: 土壤样品的采集、处理和贮存 NY/T 1121.1–2006[S]. 北京: 中国标准出版社, 2006.
- [34] 李华勇, 唐倩玉, 张虎才, 等. MS2000 激光粒度仪测量第四纪沉积物粒度的定量进样研究[J]. 海洋地质与第四纪地质, 2020, 40(2): 200–207.
- [35] 吴克宁, 赵瑞. 土壤质地分类及其在我国应用探讨[J]. 土壤学报, 2019, 56(1): 227–241.
- [36] 汪杰, 崔梦婷, 刘雨昕, 等. 酸性矿山废水污灌对农田土壤氮磷钾组分的影响[J]. 西南农业学报, 2022, 35(9): 2130–2136.
- [37] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1978: 514–518.

- [38] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986.
- [39] 张清明, 冯瑞芝, 张保华, 等. 盐胁迫下吡虫啉对棉田土壤微生物数量及酶活性的影响[J]. 水土保持研究, 2014, 21(3): 25-30.
- [40] 陈玉东, 王火焰, 周健民, 等. 黑龙江省海伦市农田土壤重金属分布特征及污染评价[J]. 土壤, 2012, 44(4): 613-620.
- [41] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [42] 陈兴仁, 陈富荣, 贾十军, 等. 安徽省江淮流域土壤地球化学基准值与背景值研究[J]. 中国地质, 2012, 39(2): 302-310.
- [43] Jasinski S M. The materials flow of mercury in the United States[J]. Resources, Conservation and Recycling, 1995, 15(3/4): 145-179.
- [44] 廖程, 王德伟, 唐亮, 等. 基于最小数据集的成都平原某区土壤养分综合评价体系的构建[J]. 地球与环境, 2021, 49(2): 189-197.
- [45] Kaiser H F. The application of electronic computers to factor analysis[J]. Educational and Psychological Measurement, 1960, 20(1): 141-151.
- [46] Wander M M, Bollero G A. Soil quality assessment of tillage impacts in Illinois[J]. Soil Science Society of America Journal, 1999, 63(4): 961-971.
- [47] Andrews S S, Karlen D L, Mitchell J P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2002, 90(1): 25-45.
- [48] 陈正发, 史东梅, 金慧芳, 等. 基于土壤管理评估框架的云南坡耕地耕层土壤质量评价[J]. 农业工程学报, 2019, 35(3): 256-267.
- [49] 冯瑞琦. 闽楠天然次生林土壤质量评价及其影响因子研究[D]. 南昌: 江西农业大学, 2021.
- [50] 刘永禄, 矫兴杰, 孙倩, 等. 基于隶属度函数和因子分析的赤松人工林土壤肥力综合评价[J]. 山东林业科技, 2021, 51(2): 1-6, 11.
- [51] 王晓宾, 王军, 刘兰, 等. 广东烟区烤烟主要化学成分可用性评价[J]. 中国烟草科学, 2019, 40(2): 64-72.
- [52] 张智勇, 艾宁, 刘广全, 等. 陕北黄土区退耕还林(草)地土壤质量特征及其对降水的响应[J]. 农业工程学报, 2020, 36(24): 73-80.
- [53] 孙雪亮, 赵建港, 余勤飞, 等. 新疆某露天矿排土场土壤质量分级评价[J]. 金属矿山, 2021(8): 178-185.
- [54] 张彩凤. 土壤改良剂蒙脱土对污染土壤理化性质的影响[J]. 现代园艺, 2019(3): 10-11.
- [55] 郑珍远, 刘婧, 李悦. 基于熵值法的东海区海洋产业综合评价研究[J]. 华东经济管理, 2019, 33(9): 97-102.
- [56] 刘泽照, 马瑞. 防灾减灾视域下城市韧性评价体系构建及应用——基于江苏省13个城市研究[J]. 中国应急管理科学, 2021(5): 27-41.
- [57] Nash J E, Sutcliffe J V. River flow forecasting through conceptual models part I—a discussion of principles[J]. Journal of Hydrology, 1970, 10(3): 282-290.
- [58] Wilding L. Spatial variability: Its documentation, accommodation, and implication to soil surveys[A]. In: Nielsen D R, Bouma J (Eds). Soil Spatial Variability[M]. Pudoc: Wageningen, 1985: 166-194.
- [59] 卜耀军, 朱清科, 包耀贤, 等. 陕北黄土区微地形土壤质量指标变异性及敏感性[J]. 水土保持学报, 2014, 28(3): 153-157.
- [60] 薄录吉, 李冰, 张荣全, 等. 金乡县大蒜产区土壤重金属特征及潜在生态风险评价[J]. 土壤通报, 2021, 52(2): 434-442.
- [61] 张凤荣, 安萍莉, 王军艳, 等. 耕地分等中的土壤质量指标体系与分等方法[J]. 资源科学, 2002, 24(2): 71-75.
- [62] 张欣, 梁敬, 于铎, 等. 清水河流域山区坡面土壤养分分布特征[J]. 河北农业大学学报, 2017, 40(6): 27-32, 38.
- [63] Treseder K K, Vitousek P M. Effects of soil nutrient availability on investment in acquisition of n and p in Hawaiian rain forests[J]. Ecology, 2001, 82(4): 946-954.
- [64] Lenhard G. A standardized procedure for the determination of dehydrogenase activity in samples from anaerobic treatment systems[J]. Water Research, 1968, 2(2): 161-167.
- [65] 王涵, 高树芳, 罗丹, 等. Cd Pb 污染土壤中蛋白酶酸性磷酸酶脱氢酶活性的变化[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(3): 500-505.
- [66] Abay P, Gong L, Chen X, et al. Spatiotemporal variation and correlation of soil enzyme activities and soil physicochemical properties in canopy gaps of the Tianshan Mountains, Northwest China[J]. Journal of Arid Land, 2022, 14(7): 824-836.
- [67] Zhang Z W, Han J H, Yin H Y, et al. Assessing the effects of different long-term ecological engineering enclosures on soil quality in an alpine desert grassland area[J]. Ecological Indicators, 2022, 143: 109426.
- [68] 王琪琪, 濮励杰, 朱明, 等. 沿海滩涂围垦区土壤质量演变研究——以江苏省如东县为例[J]. 地理科学, 2016, 36(2): 256-264.

**Assessment of Soil Quality based on Revised Minimum Data Set:
A Case Study of Chaohu Lakeshore National Wetland Park Hefei,
Anhui Province**

CUI Mengting^{1,2}, LIU Xuan¹, WU Jilong^{1,2}, HUANG Tao^{1,2}, SUN Qingye^{1,2}

(1. School of Resources and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei 230601, China;

2. Anhui Province Key Laboratory of Wetland Ecosystem Protection and Restoration, Hefei 230601, China)

Abstract: A revised minimum data set (R-MDS) was established using principal component analysis to calculate the soil quality index (SQI) to assess the quality of soils in Chaohu Lakeshore National Wetland Park Hefei, Anhui. The results showed that the established R-MDS include proxies of organic matter, total nitrogen, available potassium, acid phosphatase, dehydrogenase, catalase and water content. The calculated soil quality index from the R-MDS and total data set correlated with each other significantly and positively, with R^2 of 0.86, the Nash effective coefficient of 0.65, and the deviation coefficient of 0.02, indicating that the R-MDS can extract most of the data information and could be an effective proxy for soil quality assessment at Chaohu lakeshore wetland. The soil quality indices based on the R-MDS ranged from 0.25 to 0.61, with a mean of 0.44, indicating a moderate level. The total nitrogen and organic matter in soils are very low and thus the limiting factors for soil quality in Chaohu Lakeshore Wetland Park. The results of this study provide a reference for the management of Chaohu Lakeshore National Wetland Park in Hefei, Anhui.

Key words: Chaohu Lake; lakeshore wetland; minimum data set; principal component analysis; soil quality assessment