DOI:10.15928/j.1674-3075.2020.04.007

# 太湖湖滨带生态系统健康评价及其修复模式探讨

张 雯,黄民生,张廷辉,崔 贺,胡 伟,马明海,陈 奇,韩 莉

(华东师范大学生态与环境科学学院,上海 200062)

**摘要**:根据太湖湖滨带生态系统的特点,选用综合健康指数方法对其进行评价,设置可反映湖滨带生态系统水质、底泥、植被、其他生物状况、岸带物理状况等因素的评价体系及评价标准。于2015年春、夏、秋三季环绕太湖对其6种湖滨带类型共18个点位进行综合采样分析。结果表明,2015年太湖湖滨带生态系统健康指数(EHCI)总趋势为先降后增,即春、秋两季时湖滨生态系统健康程度优于夏季,春季56%的点位生态系统处于"健康"以上水平,夏季各点位生态系统健康普遍恶化,仅28%点位处于"健康"以上水平,秋季"健康"点位比例略有上升,达到45%。各区域生态系统健康平均指数(EHCI)排序为:贡湖(69.51)>东太湖(65.55)>竺山湾(59.42)>南部沿岸(48.06)>五里湖(47.63)>西部沿岸(37.04)>梅梁湾(32.53)。梅梁湾、西部沿岸均属于"疾病"状态,主要不利影响因素是叶绿素含量高、植物覆盖率低及岸内滩地面积小。太湖各类型湖滨带生态系统健康指数排序为:间歇露滩-大堤型(65.39)>长期露滩-大堤型(64.80)>无滩地-大堤型(48.66)>河口型(47.66)>有滩地-山坡型(33.40)>无滩地-山坡型(19.86)。根据生态系统健康评价结果及实地探勘工程经验,对不同类型的湖滨带生态修复模式提出了建议。

**关键词**:太湖;湖滨带;生态系统;健康评价;修复模式

**中图分类号**:X826 **文献标志码**:A **文章编号**:1674-3075(2020)04-0048-07

湖滨带是水陆交错带(Aquatic Terrestrial Ecozone)的简称,也是湖泊水生生态系统与湖泊流域陆地生态系统间一种非常重要的过渡性生态系统(郑焕春等,2008)。由于存在显著的环境梯度性差异,表现出特有的结构及强烈空间异质性(Lemly et al,1982);其具有涵养水源、蓄洪防旱的水利功能、拦截径流污染物的截污过滤功能,能为野生动植物提供生存空间,进一步维持湖泊生物多样性的生态功能,并具有减少土壤侵蚀的护岸功能,其环境意义不容忽视。对于湖泊生态系统的可持续发展而言,湖滨带是湖泊的天然保护屏障,也是健康湖泊生态系统的重要组成部分和评价标志(王玲玲等,2005)。

湖滨带历来是人类活动集中的场所,也是地球上最脆弱的一种湿地生态系统。太湖横跨江浙两省,为我国第二大淡水湖,湖泊面积2 338 $km^2$,湖岸线全长405 km(孙顺才等,1993);其西和西南侧为丘陵山地,东侧以平原及水网为主。太湖地处人口密集、工农业发达、经济发展迅速的长江三角洲地区,因此其所受人为干扰尤为剧烈;其中,2004年竣工的太湖大堤对湖滨带对生态系统的影响最大(王太俊,1993),大堤将水位变幅带和水向辐射带与陆地区域彻底分离开来,自然条件下的水陆间物质流、能量流及信息流的交换也随之阻隔。环太湖湖滨带生态退化已被认为是太湖水质恶化的诱发因子之一(成水平等,1998;郭红岩等,2004)。本研究于2015年3次对太湖湖滨带进行全湖范围实地考察及采样,对其生态现状与健康状况进行研究。

## 1 材料与方法

### 1.1 样点设置

本次研究于2015年春(4月)、夏(8月)、秋(10月)三季在太湖湖滨共计采样3次。沿太湖湖滨带共设置18个样点,太湖湖滨带的形状及采样点设置如图1;太湖湖滨带类型划分原则如表1所示(叶春等,2012);样点地理坐标及所属湖滨带类型如表2所示。

### 1.2 样品采集及分析

健康的湖滨带是由陆向、水陆交错带和水向三部分组成(邓婷婷和叶春等,2013),水陆交错带是指湖泊最低水位线到最高水位线之间的湖滨带。但太湖的湖滨带多被环湖大堤、环湖公路、人工亲水廊道

**收稿日期**:2017-11-02

**基金项目**:国家水体污染控制与治理科技重大专项。

**作者简介**:张雯,1994年生,女,硕士研究生,研究方向为环境工程。E-mail:761294614@qq.com

**通信作者**:黄民生,1962年生,男,教授,博士生导师,主要从事废水处理工艺与技术、城市水环境治理与修复技术研究。E-mail:mshuang@des.ecnu.edu.cn

及山体包围，大部分湖滨区域天然的陆向辐射带已基本消失；其中，环湖大堤对湖滨带生态系统的影响最大，将水位变幅带和水向辐射带与陆地区域彻底分离开来，自然条件下水陆间物质流、能量流及信息流的交换也随之阻隔，在这种地形条件下，太湖的湖滨带范围就不再涵盖陆地区域。对每一点位按图 2 所示测定滩地面积，在水陆交错带和水向区域分别采集水样、泥样并测定相应指标，并对岸带植物（陆向）、挺水植物（水陆交错）水生植物（水向）进行生物量、覆盖率等测定。测定方法参照《水和废水监测分析方法（第 4 版）》及相应国家标准。

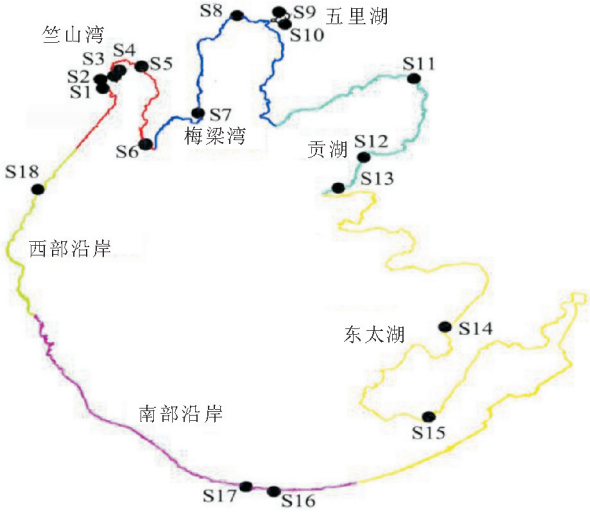


**图 1　太湖湖滨带形状及采样点位设置**

**Fig.1　Diagram of the six Taihu Lake lakeside zones and the location of sampling sites**

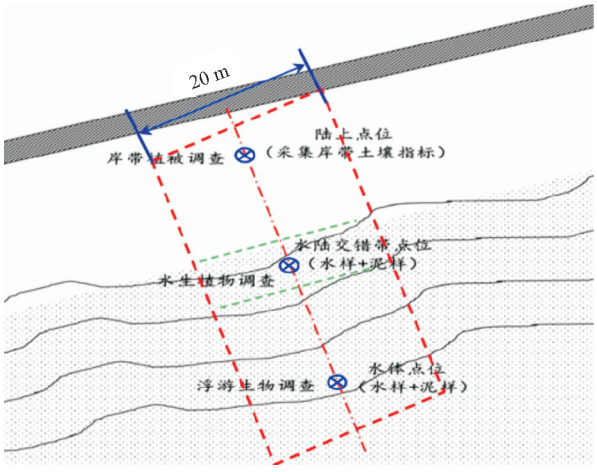


**图 2　太湖湖滨带调查断面设置**

**Fig.2　Schematic diagram of the sampling sites in the Taihu lakeside zone**

**表 1　太湖湖滨带类型划分**

**Tab.1　Littoral zone types around Taihu Lake**

| 湖滨带类型 | | 大堤 | 滩地 | 高水位 | 低水位 |
|---|---|---|---|---|---|
| 大堤型 | 长期露滩 | √ | √ | 低于堤脚 | 远低于堤脚 |
| | 间歇露滩 | √ | √ | 高于堤脚 | 低于堤脚 |
| | 无滩地 | √ | × | 高于堤脚 | 高于堤脚 |
| 山坡型 | 有滩地 | × | √ | 低于山脚 | 低于山脚 |
| | 无滩地 | × | × | 高于山脚 | 高于山脚 |
| 河口型 | | 河流的出、入湖口 | | | |

## 1.3　生态系统健康评价

1.3.1　评价方法及步骤　自 1982 年加拿大多伦多大学环境研究所明确提出并使用“生态系统健康”（Ecosystem Health）一词后（Lee，1982），开启生态

**表 2　太湖湖滨带采样点位及其类别**

**Tab.2　Information on sampling sites and their littoral zone type**

| 代号 | 点位名称 | 地理坐标 | 所属湖滨带类型 | 所属湖滨带区域 |
|---|---|---|---|---|
| S1 | 青店 | 120°01′14.54E，31°28′10.75N | 无滩地-大堤型 | 竺山湾 |
| S2 | 陈墅村 | 120°01′28.07E，31°28′26.49N | 间歇露滩-大堤型 | 竺山湾 |
| S3 | 九孔桥河口 | 120°02′39.22E，31°28′42.16N | 河口型 | 竺山湾 |
| S4 | 九孔桥东 | 120°02′44.30E，31°28′47.30N | 间歇露滩-大堤型 | 竺山湾 |
| S5 | 孝道园 | 120°03′48.31E，31°28′15.81N | 长期露滩-大堤型 | 竺山湾 |
| S6 | 马山禅林 | 120°04′26.53E，31°22′57.68N | 有滩地-山坡型 | 竺山湾 |
| S7 | 马山小墅 | 120°07′42.71E，31°25′22.72N | 无滩地-山坡型 | 梅梁湾 |
| S8 | 十八湾 | 120°10′51.45E，31°32′45.62N | 长期露滩-大堤型 | 梅梁湾 |
| S9 | 五里湖北岸 | 120°14′18.38E，31°31′27.46N | 无滩地-大堤型 | 五里湖 |
| S10 | 五里湖南岸 | 120°14′07.00E，31°31′07.77N | 无滩地-大堤型 | 五里湖 |
| S11 | 新安湿地 | 120°23′12.88E，31°27′41.32N | 间歇露滩-大堤型 | 贡湖 |
| S12 | 马村 | 120°24′13.61E，31°21′48.63N | 间歇露滩-大堤型 | 贡湖 |
| S13 | 新上村 | 120°18′03.25E，31°19′04.81N | 间歇露滩-大堤型 | 贡湖 |
| S14 | 东大圩 | 120°25′25.82E，31°01′52.46N | 间歇露滩-大堤型 | 东太湖 |
| S15 | 湖滨路临湖路交界 | 120°26′08.93E，31°07′20.26N | 长期露滩-大堤型 | 东太湖 |
| S16 | 湖州度假区大堤 | 120°09′18.61E，30°56′16.21N | 无滩地-大堤型 | 南部沿岸 |
| S17 | 湖州南北塘 | 120°06′07.58E，30°57′29.48N | 无滩地-大堤型 | 南部沿岸 |
| S18 | 汤庄大浦 | 119°55′49.04E，31°18′27.70N | 河口型 | 西部沿岸 |

系统健康评价方向探索，至今水生态系统已形成了四大类较为完善的评价方法，分别是指示生物法(Moiseenko et al，2008)、指标评价法(Xu et al，2001)、压力-状态响应法(Jerry et al，2001)以及配合新技术评价法(杨一鹏等，2004)。

本研究借鉴水生态系统中湿地、河海岸带等类似生态类型的评价方法(许文杰和许士国，2008；尤洋等，2009)，选用指标评价法中的生态健康综合指数法(EHCI)对太湖湖滨带生态系统进行评价，即通过建立多层次、多指标的综合健康指数体系，对系统的生态健康状态进行定量评价与比较，该方法的基本原理简单，计算简便，结果可靠、直观，在生态系统健康评价中已经有相当广泛的应用(刘永等，2004)。主要步骤包括建立评价指标体系(包括准则层和指标层)、计算各指标的归一化值、确定各指标的熵权、根据准则层和指标层逐层计算得出综合健康指数(李春华，叶春等，2012)；在前人研究的基础上，评价指标体系中新加入叶绿素，详细计算过程在因篇幅限制在本文中略去(张雯，2017)；并设计由目标层、准则层和指标层递进构成的太湖湖滨带生态系统健康的评价指标体系如图3所示。

最终结果用生态系统健康综合指数(Ecological Health Comprehensive Index，EHCI)表示，并将评价结果表示为健康(80～100)、亚健康(61～80)、一般(41～60)、疾病(21～40)与严重疾病(0～20)共计5个评价等级。

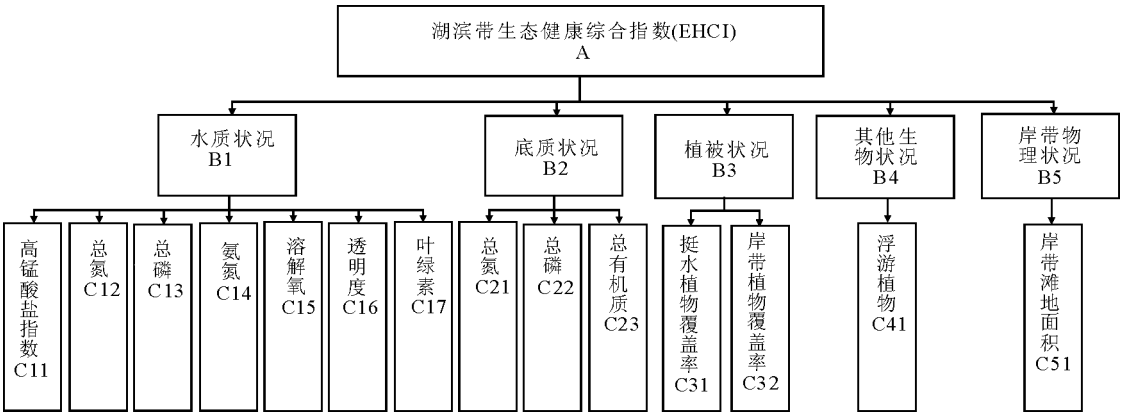


**图3 湖滨带生态系统健康评价体系**

**Fig.3 Ecological health comprehensive index (EHCI) structure for littoral zones of Taihu Lake**

1.3.2 评价指标权重的确定 目前确定权重方法主要有主观赋权法和客观赋权法(王化中等，2015)，两种方法各有优缺，前者简单易行、概念清晰，但需要寻求尽可能多的业内精深专家给予打分；后者通过评价指标值构成的判断矩阵来确定权重，其中最常用的为熵值法，即利用该指标信息的效用值计算。效用值越高，其评价的重要性越大。本研究中生态系统健康评价结合以上两种方法，专家打分法确定准则层权重，熵值法确定指标层的权重。

(1)准则层B权重的确定方法。该层次的权重系数采取专家打分法确定，将评价指标制成调查表，邀请专家进行打分，满分为10分，分值越高表示重要程度越高，通过对咨询结果进行整理后的判断矩阵，计算每个准则层的权重系数。本研究中，准则层B的权重沿用专家打分(李春华等，2012)。

(2)指标层C权重的确定方法。构建 $n$ 个样本 $m$ 个评价指标的判断矩阵，$A=X_{n\times m}$，本文 $n=18$，$m=13$。

$$A=\begin{array}{c} A_1 \\ \vdots \\ A_n \end{array}\begin{bmatrix} X_{11} & \cdots & X_{1m} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ X_{n1} & \cdots & X_{nm} \end{bmatrix}$$

对各指标分别进行无量纲化处理，得到新的判断矩阵，其中元素的表达式为：

$$R=(r_{ij\,n\times m})$$

(3)根据熵的定义，$n$ 个样本 $m$ 个评价指标，可确定评价指标的熵为：

$$H_j=-K\left(\sum_{i=1}^{n} P_{ij}\ln P_{ij}\right)$$

上式中 $P_{ij}$ 为：

$$P_{ij}=\frac{r_{ij}}{\sum_{i=1}^{n} r_{ij}}$$

式中：常数 $K=1/\ln n$；本研究中，$K=1/\ln 18\approx 0.35$。$H_j$ 值域为[0，1]，可看出属性值由准则层中所有指标差异大小来决定权系数大小，因此可定义 $D_j=1-H_j$

(4)利用熵值计算 C 层指标因子相对于准则层 B 的熵权重：

$$W_j=\frac{D_j}{\sum_{i=1}^{m}D_j}$$

式中：满足 $\sum_{i=1}^{m}W_j=1$

(5)C 层指标因子相对于目标层 A 的权重：

$$W_{(CA)i}=W_j\times W_{(BA)j}$$

式中：$W_{(BA)j}$ 为准则层 B 相对于目标层 A 的权重；$W_{(CA)j}$ 为 C 层指标因子相对于目标层 A 的权重。

1.3.3　湖滨带生态系统健康指数确定　各指标的无量纲化值和指标熵权确定后，代入下式，即可求得湖滨带生态系统综合健康指数：

$$\mathrm{EHCI}=\sum_{i=1}^{m}[W_{(CA)i}\times r_{ij}]\times 100$$

式中：EHCI 为湖滨带生态系统健康的综合指数值；$r_{ij}$ 为评价指标的无量纲值，此处需满足 $0\leqslant r_{ij}\leqslant 1$，大于 1 时按 1 取值。

### 1.4　数据处理与统计分析

由现场监测和实验室检测得到的大量数据需后续分析处理，采用 Excel、SPSS19.0 软件对原始数据进行归一化化处理及熵值法权重计算，统计图采用 Excel 以及 Photoshop CS6 绘制。

## 2　结果

### 2.1　湖滨带生态状况的时空变化

通过综合水质标识指数对太湖湖滨水质进行比较，其随季节变化趋势为春优、夏秋劣，除春季时水质总体达到地表Ⅳ类水质标准，夏秋两季均为劣Ⅴ类。主要污染贡献因子仍为 TP、TN。水质空间差异表现为竺山湾、梅梁湾和西部沿岸水质较差，其余 4 个区域水质较好。大部分样点夏秋季富营养评价结果高于春季，夏秋季竺山湾、梅梁湾中多数采样点位为重度富营养化。底质状况的时空变化趋势与水质类似。

植被及其他生物状况中，夏季时物种丰度和各物种生物量较春季均有显著上升，秋季时生物量略有下降，但仍高于春季。岸带物理状况在无滩地的湖滨带类型中时空基本无变化，其余湖滨带类型随着太湖水位的季节性波动，岸带滩地面积存在夏低、春秋高的变化趋势。

### 2.2　湖滨带生态健康评价季节变化

总体而言，2015 太湖湖滨带 EHCI 生态系统健康指数季节更替的变化趋势为先降后增，即春秋两季时湖滨生态系统健康程度优于夏季(图 4)。春季时，56%的样点 EHCI 指数高于 60，生态系统处于“健康”、“很健康”水平，仅样点 S6 处于“疾病”状态；夏季时，各样点湖滨生态系统健康情况普遍恶化，仅有 28%的样点处于“健康”及以上水平，62%的样点处于“亚健康”或“疾病”水平，并有样点 S6 和 S7 甚至达到“严重疾病”状态；秋季时，部分点位 EHCI 指数稍有恢复，45%的样点达到“健康”及以上状态，且无样点处于“严重疾病”状态。

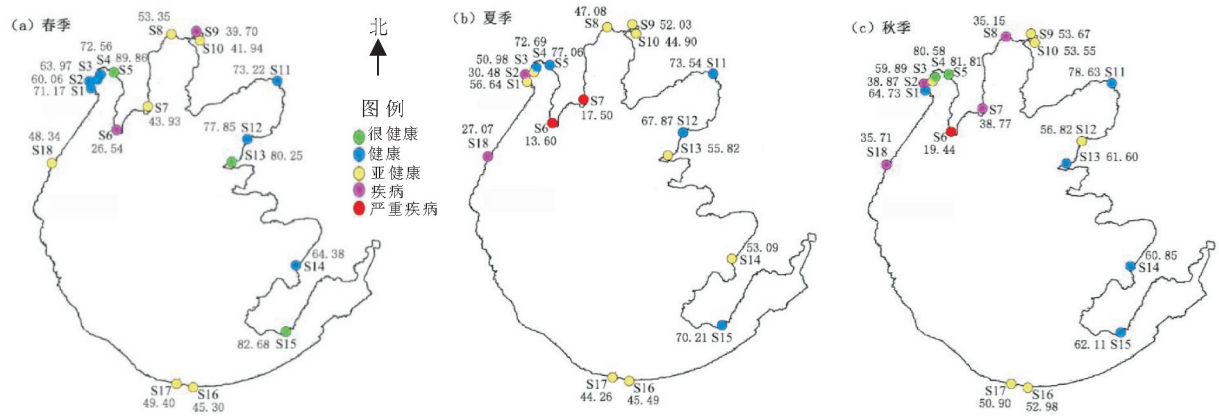


**图 4　太湖湖滨带生态系统健康综合指数的季节变化**

**Fig.4　Seasonal variation of the EHCI index in Taihu lakeside zone**

### 2.3　湖滨带生态健康评价空间变化

按各点位地理位置进行空间划分，2015 年太湖湖滨带各区域生态系统健康指数由高到低为贡湖、东太湖、竺山湾、南部沿岸、五里湖、西部沿岸及梅梁湾(图 5)。贡湖、东太湖在全湖滨范围内生态系统健康程度较高，其原因为贡湖、东太湖区域中湖滨带滩地面积较大，挺水、岸带植物生长繁盛，浮游植物密度较低，且其水质、底质在不同季节时均处于污染较轻水平。竺山湾、五里湖和南部沿岸处于亚健康状态，虽然五里湖区域水质及底质污染水平较轻，但

该处为鼋头渚风景区，湖岸硬质化痕迹明显，几乎没有挺水植物和岸带植物，其滩地面积也被占用为人工亲水廊道。

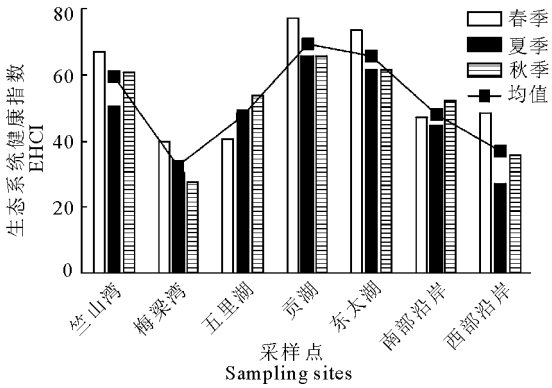


**图5 太湖湖滨带生态系统健康指数空间分布**

**Fig.5 Spatial variation of EHCI index in Taihu lakeside zone**

本文采用的生态系统评价指标以各项指标均以自然状态下(未受人为干扰)湖滨带作为评价标准，五里湖景区得分较低。梅梁湾、西部沿岸均属于“疾病”状态，梅梁湾区域在春、夏、秋三季中EHCI指数平均值均为全湖滨最低，生态系统健康水平最差。西部沿岸春季时生态系统健康状况稍好，处于“亚健康”状态，但夏季健康状况恶化，且秋季未能自我恢复，影响其健康状态的主要因素是岸带及挺水植物覆盖率低、滩地面积少、浮游植物密度高、水质及底质氮磷浓度高。

### 2.4 不同类型湖滨带生态健康评价对比

2015年太湖湖滨带各类型生态系统健康指数由高到低为间歇露滩-大堤型、长期露滩-大堤型、无滩地-大堤型、河口型、有滩地-山坡型及无滩地-山坡型。湖滨带一级分类健康程度由高到低为大堤型、山坡型及河口型(图6)。这主要是由湖滨空间差异引起的，山坡型多分布于梅梁湾区域，该区域水深浪急，水生植物大面积消失，且滩地面积小，生态环境较脆弱。

大堤型、山坡型中有滩地湖滨带EHCI指数往往高于无滩地，一是由于滩地面积是评价生态系统健康程度的重要指标；二是有滩地的湖滨带生境类型更为复杂，利于湖滨处岸带及挺水植物生长，植物群落截留污染物、根系吸收净化水质，在形成了物质循环及能量流动的同时，提高了湖滨生态系统自适应性和自我修复能力。河口型在全湖区域分布相对较少，本研究两个河口型样点之一S3九孔桥河口位于太湖西北部竺山湾区域，连接太湖与大溇运河；S18汤庄位于太湖西部，属西部沿岸区域，连接太湖与大浦河。S3点位存在大面积滩地，且现存湖滨恢复工程，如湖底及湖面铺设有黑色橡胶围隔、水生及岸带植物(主要为芦苇)恢复等，实现了良好的修复效果，该点位春、夏、秋季的EHCI指数分别为63.97、50.97、59.89。而另一河口型S18点位处基本无滩地，其春、夏、秋季的EHCI指数分别为48.34、27.07、35.71，其生态健康评价结果远劣于属同一湖滨类型的点位S3，主要是由于该点位滩地面积小，无岸带植物分布，挺水植物分布稀疏，且浮游植物密度高。

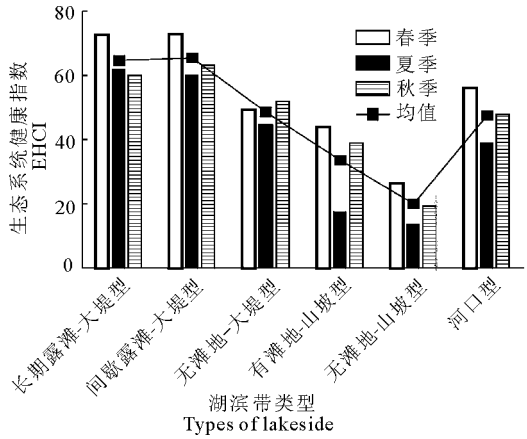


**图6 不同类型湖滨带生态系统健康指数**

**Fig.6 EHCI index of different lakeside ecological systems in Taihu lakeside zone**

## 3 讨论

太湖不同湖滨带类型的生态修复需以健康湖滨带微地貌景观结构为目标，并充分考虑湖滨带在流域中的生态环境功能以及人类对湖滨带的利用方式，在太湖湖滨带划分类型的基础上，结合湖滨带生境条件、具体气候水文条件以及植被分布现状等因素，采用复合技术手段，从生境条件修复以及生物恢复方面，构思不同类型的太湖湖滨带生态修复模式。

### 3.1 大堤型

湖滨带被大堤隔断，形成生境隔离，经太湖现场查勘，考虑到太湖风浪季节变化因素(王震等，2016)，对于水位高、吹程远、湖面风大浪高的北部湖滨带，应首先考虑合适的消浪措施，如种植带状挺水植物、抛石、甚至围隔，有效消浪是减弱湖滨带生态系统水力冲击的重要措施，同时能为水生植物生长提供稳定的基质；需要增加湖滨处水力停留时间，打造有利于水生植物生长繁殖的水文条件。若大堤内部存在滩地，可视滩地面积着手于构建人工湿地，修

复乔灌草带、挺水植物带、浮叶植物带。若拟于工程位置建设围隔，还可考虑围隔区域内采取生态系统综合整治法，孔优佳等(2017)于漏湖湖滨带围隔区内恢复生产者(水生植物)和消费者(鲢、鳙、细鳞鲴、三角帆蚌)，不仅使湖滨水质得到良好的改善，通过水生动物滤食作用，还对蓝藻爆发也有一定的抑制效果。

### 3.2　山坡型

根据中国环境科学研究院湖泊工程技术中心 2009－2011 年资料(叶春等，2012)以及本研究实地探勘，山坡型湖滨带多位于竺山湾、梅梁湾区域，这两个区域同为蓝藻密集区。本次评价结果显示，山坡型湖滨带生态系统健康评价中，得分率最低的指标为水体叶绿素含量，此处地势陡峭，坡度多在 35° 以上，水深浪急。该类型湖滨带生态功能应以防浪固岸为主，以块石或碎石为基底于湖底铺 10 cm 深度。由于此类湖滨带多位于蓝藻“重灾区”，可在蓝藻爆发季节采取一定针对性措施，如利用滤食性鱼类摄食蓝藻、大麦秸秆化感作用抑制蓝藻生长以及围隔打捞等。

### 3.3　河口型

河口型湖滨带在全湖范围内占比较低，在考虑到不同河流的性质，协调闸控、行洪、行船和正常径流净化之间关系的基础上，根据本研究中 S3 与 S18 样点对比，河口型湖滨带生态修复核心是恢复河口足够面积的三角洲湿地，配置以挺水植物为主的植物群落，并注意防浪固土措施(如前置木桩带护岸、透水土工布等)，湿地可净化入湖河流水质，并兼顾改善河口景观，增加生物多样性，为鱼类产卵、育肥、觅食提供栖息地等其它生态功能。

**参考文献**

成水平，夏宜琤，1998. 香蒲、灯心草人工湿地的研究Ⅲ. 净化污水的机理[J]. 湖泊科学，(2)：66－71.

邓婷婷，叶春，李春华，2013. 我国湖滨带的现状及其生态修复研究进展[A]. //中国科学技术协会，湖北省人民政府. 健康湖泊与美丽中国——第三届中国湖泊论坛暨第七届湖北科技论坛集[C]. 武汉.

郭红岩，王晓蓉，朱建国，2004. 太湖一级保护区非点源磷污染的定量化研究[J]. 应用生态学报，15(1)：136－140.

黄漪平，孙顺才，1993. 太湖[M]. 北京：海洋出版社：3－9.

孔优佳，徐东炯，刘其根，等，2017. 漏湖湖滨带生态修复技术初步研究[J]. 水生态学杂志，38(2)：17－24.

李春华，叶春，赵晓峰，等，2012. 太湖湖滨带生态系统健康评价[J]. 生态学报，(12)：3806－3815.

王化中，强凤娇，陈晓暾，2015. 模糊综合评价中权重与评价原则的重新确定[J]. 统计与决策，(8)：24－27.

王玲玲，曾光明，黄国和，等，2005. 湖滨湿地生态系统稳定性评价[J]. 生态学报，(12)：3406－3410.

王太俊，1993. 太湖环湖大堤工程及其在流域综合治理中的功能[J]. 湖泊科学，(3)：195－204.

王震，吴挺峰，邹华，等，2016. 太湖不同湖区风浪的季节变化特征[J]. 湖泊科学，28(1)：217－224.

许文杰，许士国，2008. 湖泊生态系统健康评价的熵权综合健康指数法[J]. 水土保持研究，15(1)：125－127.

杨一鹏，蒋卫国，何福红，2004. 基于 PSR 模型的松嫩平原西部湿地生态环境评价[J]. 生态环境，(4)：597－600.

叶春，李春华，陈小刚，等，2012. 太湖湖滨带类型划分及生态修复模式研究[J]. 湖泊科学，(6)：822－828.

尤洋，许志兰，王培京，等，2009. 温榆河生态河流健康评价研究[J]. 水资源与水工程学报，(3)：19－24.

张雯，2017. 太湖湖滨带生态现状及其健康评价[D]. 上海：华东师范大学.

郑焕春，张光生，成小英，2008. 五里湖湖滨带水体富营养化程度的灰色聚类法评价[J]. 中国农学通报，(4)：403－407.

Jerry M S, Mariano B, Annalee Y, 2001. Developing Ecosystem health indicators in Centro Habana: A Community based approach[J]. Ecosystem health, 7(1): 15－26.

Lee B J, 1982. An ecological comparison of the McI-larg method with other planning initiatives in the Great Lakes Basin[J]. Landscape planning, 9: 147－169.

Lemly A D, Dimmick J F, 1982. Structure and dynamics of zooplankton communities in the littoral zone of some North Carolina lakes[J]. Hydrobiologia, 88(3): 299－307.

Moiseenko T, Gashkina N, Sharova Y, 2008. Ecotoxicological assessment of water quality and ecosystem health: A case study of the Volga River[J]. Ecotoxicology And Environmental Safety, 71(3): 837－850.

Xu F L, Dawson R W, Tao S, 2001. A method for lake ecosystem health assessment: an ecological modeling method (EMM) and its application[J]. Hydrobiologia, 443(1/3): 159－175.

(责任编辑　万月华)

# Ecosystem Health Assessment and Eco-Restoration Mode Discussion for Lakeside Zone of Taihu Lake

ZHANG Wen, HUANG Min-sheng, ZHANG Ting-hui, CUI He, HU Wei, MA Ming-hai, CHEN Qi, HAN Li

(School of Ecological Environmental Sciences, East China Normal University, Shanghai 200062, P.R.China)

**Abstract**: The lakeside zone can increase or decrease pollution inputs to lakes, and is important component and indicator of ecosystem health. In this study, we evaluated the ecological health of different lakeside zones along Taihu Lake using an ecological health comprehensive index (EHCI). In April (spring), August (summer) and October (autumn) of 2015, a systematic sampling and field investigation was conducted at 18 sites within six lakeside zone types around Taihu Lake. The data was systematically analyzed and an EHCI was developed that included 14 indices representing water quality, sediment quality, vegetation condition and several biophysical parameters. The ecological status of the six lakeside zone types was analyzed and ranked according to the EHCI. The seasonal EHCI for the lakeside zones decreased and then increased, indicating that the ecological health of the lakeside zone declines during the summer. In spring, 56% of the sampling sites were healthy, 28% in summer and 45% in autumn. The average EHCIs of seven regions of the Taihu lakeside zone ranked as follows: Gonghu Lake (69.51)>East Taihu (65.55)>Zhushan Bay (59.42)>South Bank (48.06)>Wuli Lake (47.63)>West Bank (37.04)>Meiliang Bay (32.53). The Meiliang Bay and the West Bank ecosystems were unhealthy, and the major negative factors were high chlorophyll levels, low plant coverage and small beach areas. The EHCIs of the six different lakeside types around Taihu Lake followed the order: levee with intermittent exposed beach (65.39)>levee with long-term exposed beach (64.80)>levee without beach (48.66)>estuary type (7.66)>hillside with beach (33.40)>hillside without beach (19.86). Several suggestions on eco-restoration methods for different lakeside zone types were proposed based on the field investigation and assessment results.

**Key words**: Taihu Lake; lakeside zone; ecosystem; health assessment; eco-restoration modes