

杨 斐,董 斌,徐文瑞,等. 基于地理信息技术的升金湖湿地生态服务价值[J]. 江苏农业科学,2020,48(19):288-293.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2020.19.059

# 基于地理信息技术的升金湖湿地生态服务价值

杨 斐,董 斌,徐文瑞,崔杨林,王裕婷,方 磊,彭 亮

(安徽农业大学理学院,安徽合肥 230036)

**摘要:**湿地作为人类不可或缺的自然资源和生态系统,有着不可替代的经济、社会和生态效益。升金湖湿地分布在安徽省,地处长江中下游,是我国一处重要的湿地,现已成为我国重要的越冬珍稀鹤类栖息地。综合利用遥感和地理信息技术,解译研究区 1986—2017 年 9 期 TM 遥感影像,并运用价值量评价法对其生态服务价值进行核算,根据核算结果分析各类型用地面积的变化对研究区生态服务价值动态变化可能产生的影响。结果表明,这 30 年间保护区内土地利用变化速度较快,随着各用地类型面积的变化,其生态服务价值也在不断变化,变化趋势不稳定;1986—2017 年湿地生态服务价值总量减少了 1700 万元,湿地生态环境受到了严重威胁。为了更好地保护湿地,有必要加大保护力度,合理配置湿地资源,制定生态补偿制度,实现湿地生态服务功能的重要目标。

**关键词:**升金湖;湿地;生态服务;价值评价;地理信息技术

**中图分类号:**X87 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2020)19-0288-05

湿地蕴藏着丰富的自然资源且具有重要的生态协调能力,还为人类的生产活动营造了良好的环境,湿地创造的价值难以估量<sup>[1]</sup>。湿地也是人类文明的重要载体,人类文明的衰落和湿地的消失有很大关系,例如楼兰古城的消失<sup>[2]</sup>。从生态系统服务的角度来看,湿地是全球单位面积最有价值的生态系统之一,对湿地生态系统服务的研究是一项多学科的工作,须要从不同角度了解其提供的生态服务和从中获得的巨大效益。20 世纪 90 年代后期,生态系统服务概念才被 Pearce 等的出版物<sup>[3]</sup>广泛关注,随后许多国家开展了关于生态服务价值评估的研究。例如,Pinke 采用多种方法对匈牙利湿地生态服务价值进行评估,建立了可持续土地利用系统<sup>[4]</sup>; Santosmartin 等评估了 1918—2006 年期间西班牙西南部 Donana 沼泽地和河口的土地利用转化中生态系统服务的变化<sup>[5]</sup>。随着我国社会经济的日益发展,我国湿地被大量开发,围湖造田、填海造

陆等造成湿地资源的严重破坏,根据近几年的调查统计数据显示,现存的天然湿地不足历史天然湿地的 1/3,如何更好地配置湿地资源成为目前人们面临的一大难题。本研究以升金湖湿地为例,从生态服务价值角度分析探讨升金湖湿地的土地合理利用规划和水鸟保护的重要性与必要性。

## 1 研究区概况

升金湖湿地在 1986 年被确立为省级自然保护区,1997 年又被确立为国家级自然保护区<sup>[6]</sup>;升金湖湿地地处 116°55′~117°15′E,30°15′~30°30′N 之间,位于安徽省池州市东至县和贵池区交界处,保护区总面积达 33 340 hm<sup>2</sup>,湖区面积为 13 280 hm<sup>2</sup><sup>[7]</sup>。由于升金湖优越的地理位置和气候条件,湖区水产资源和自然植被种类丰富,吸引了大量的珍稀候鸟每年来此过冬,是珍稀候鸟重要的越冬栖息地。通过对升金湖湿地生态服务价值的核算,对于如何制定生态补偿制度、合理利用湿地资源和保护生物多样性具有重大意义。

## 2 数据处理与研究方法

### 2.1 影像数据选取与处理

本研究选取了升金湖保护区近 30 年的 9 期(1986 年、1990 年、1995 年、2000 年、2004 年、2008 年、2011 年、2015 年和 2017 年) Landsat TM 遥感影像,选取的影像时期均在冬季。利用 ERDAS 9.3 软

收稿日期:2019-11-21

基金项目:国家自然科学基金(编号:41571101);安徽省智慧城市与地理国情监测重点实验室项目(编号:2016-K-04Z);北京林业大学精准林业北京市重点实验室及精准林业关键技术与装备研究项目(编号:2015ZCQ-LX-01)。

作者简介:杨 斐(1993—),男,安徽合肥人,硕士,主要从事土地信息技术与利用研究。E-mail:15656953665@163.com。

通信作者:董 斌,博士,教授,主要从事测绘地理信息技术及其生态环境应用研究。E-mail:dbhy123@sina.com。

件对选取的 9 期影像进行几何校正、波段融合、影像增强、监督分类及影像解译等预处理,并翻阅土地利用分类相关文献,结合研究区实际情况,在遥感目视解译时将土地类型共划分为八大类,分别是旱地、林地、泥滩地、芦苇滩地、草滩地、水田、水域、建设用地。分类后结合外业调绘结果对处理后的影像进行精度检验,Kappa 系数均大于 0.85,解译精度较高,满足本研究对解译精度的要求。最后通过 ARCGIS 软件统计各地类面积,并分析其面积变化。

## 2.2 土地利用变化分析方法

土地利用动态是通过定量的方式来表达土地利用变化的速率,并通过变化模型来分析研究区各类型用地演变的过程<sup>[8]</sup>。其数学表达式如下:

$$K_1 = (U_b - U_a); \quad (1)$$

$$K_2 = \frac{U_b - U_a}{U_a} \times T^{-1} \times 100\%。 \quad (2)$$

式中: $U_a$ 、 $U_b$  各表示研究初期和末期某一类型的土地面积; $T$  指研究区段之间的时间差值; $K_1$  为某一类型土地的变化幅度; $K_2$  指研究期内某一类型土地的变化速度。

## 2.3 湿地生态服务价值估算方法

目前,生态系统服务评估是生态系统可持续性研究的一个重点,它引起了许多生态学家和经济学家们的关注,而对生态服务价值进行定量分析的方法主要有价值量评价法、能值分析法和物质质量评价法 3 种<sup>[9]</sup>。其中,价值量评价法是从价值量的角度根据生态系统服务的变化把各生态服务功能进行量化,从而得到真实直观的数据,能够对不同生态系统的价值量进行定量评估与比较,同时将特定生态系统的各单项服务价值进行综合评估,适用性较强<sup>[10]</sup>;能值分析法能够把系统中不同类别的能量转

化为统一标准的能值来评价分析并定量比较,但它具有片面性<sup>[11]</sup>;物质质量评价法能够评价出不同生态系统中同一服务功能的价值量大小,但它很难对特定生态系统进行一个整体的评估<sup>[12]</sup>。所以本研究采用价值量评价法对升金湖湿地 1986—2017 年的生态系统服务功能价值进行核算,公式<sup>[13-14]</sup>为

$$ESV = \sum_{k=1}^n A_k \times V_k。 \quad (3)$$

式中: $ESV$  为研究区生态服务价值,元; $A_k$  指第  $k$  类用地类型面积,  $\text{hm}^2$ ;  $V_k$  指第  $k$  类用地单位面积生态服务价值系数,元/ $\text{hm}^2$ ;  $n$  为土地利用类型数目。

$$V_k = \sum_{i=1}^n C_{crop} \times f_{ij}。 \quad (4)$$

式中: $C_{crop}$  指单位面积生态系统提供的食物生产服务价值; $f_{ij}$  为第  $i$  种用地类型第  $j$  种生态服务价值的当量因子。

$$C_{crop} = \frac{1}{T} \sum_i \frac{m_i \times p_i \times g_i}{T_a}。 \quad (5)$$

式中: $i$  指农作物种类; $m_i$  为第  $i$  种粮食作物面积,  $\text{hm}^2$ ;  $p_i$  指第  $i$  种粮食作物的全国平均价格,元/kg;  $g_i$  指第  $i$  种粮食作物的单产,元/kg;  $T_a$  指某时段内研究区耕种总面积,  $\text{hm}^2$ 。

## 3 生态服务价值评估与分析

### 3.1 土地利用变化趋势分析

本研究基于研究区 9 期 TM 遥感影像,对其 1986 年、1990 年、1995 年、2000 年、2004 年、2008 年、2011 年、2015 年、2017 年共 9 期遥感数据进行分类解译,统计分析出该区域各土地利用类型面积(表 1),并对 9 期数据不同类型用地面积占比变化进行分析(图 1)。

表 1 研究区 1986—2017 年用地面积统计

年份	各地类面积( $\text{hm}^2$ )							
	旱地	林地	泥滩地	芦苇滩地	草滩地	水田	水域	建设用地
1986	10 198.16	6 163.52	2 665.63	3 308.87	2 989.71	1 520.53	5 355.41	1 141.45
1990	9 997.53	6 617.61	2 188.27	1 301.45	1 958.25	3 611.08	6 492.75	1 173.06
1995	12 869.85	4 078.53	1 012.08	1 162.73	2 239.58	2 893.25	7 798.41	1 294.56
2000	7 843.17	5 683.39	702.51	1 960.01	4 117.28	2 917.32	8 456.98	1 663.35
2004	5 505.71	2 229.87	5 129.37	1 214.09	6 225.97	3 548.37	7 215.45	2 299.17
2008	5 927.01	3 324.15	1 996.13	1 081.04	5 869.26	3 527.56	8 591.02	3 023.56
2011	5 882.27	4 280.51	2 082.53	1 763.86	5 529.97	2 005.25	9 203.18	2 616.86
2015	4 781.35	3 084.99	6 585.29	416.57	5 827.97	3 188.05	5 493.14	3 511.34
2017	3 829.51	3 597.12	3 877.29	617.26	4 130.19	4 831.73	7 919.81	3 537.08

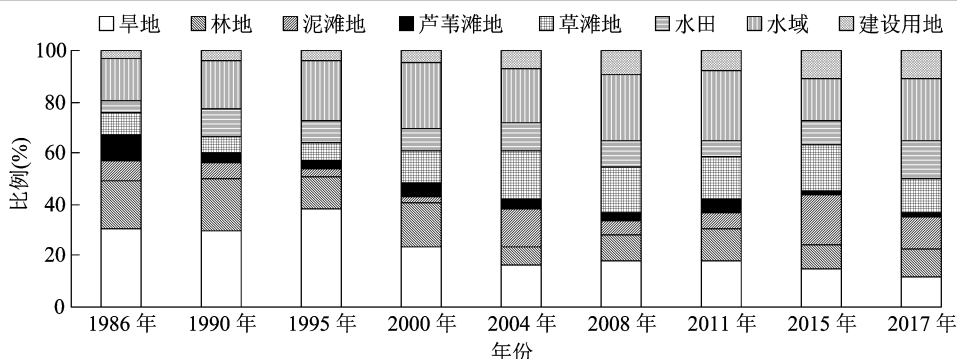


图1 研究区 1986—2017 年用地面积比例变化

由表 1 和图 1 可以看出,1986—2017 年保护区各类型用地面积变化较大;其中,旱地、林地、芦苇滩地面积整体呈下降趋势,其他类型用地面积整体呈上升趋势;面积变化最大的是旱地,其次是水田、芦苇滩地。1986 年升金湖保护区主要的土地类型是旱地、林地和水域,尤其是旱地,面积占比超过 30%;而到 2017 年,升金湖以水域和水田为主,旱地面积大幅减少。随着保护区人类生产生活的需要,建设用地面积不断增加,2017 年增加到 3 537.08 hm<sup>2</sup>;基础建设投入一直影响着土地利用类型的变化,尤其是 2000—2008 年,8 年间翻了一番,可见人类的生产生活需要对土地利用布局影响很大;水域面积的变化则受自然因素如气候、降水量等因素的影响较大,2017 年水田和水域面积都有大幅增加。人类活动越来越频繁导致保护区内土地利用类型不断变化,景观类型破碎化严重,从而导致升金湖湿地生态及保护区的生物资源受到一系列的影响。

### 3.2 生态服务功能价值计算

本研究基于 Pearce 等对全球生态服务功能进行的详细划分和评价,把生态服务划分为 15 种类型,并按照 10 种生物群系以货币的形式进行评估,将生态服务类型分为 4 种,分别是供给、调节、文化和支持<sup>[3,15]</sup>(表 2)。因未经修正的生态服务价值不能反映出特定区域生态系统因受外部干扰而发生的变化,本研究依据谢高地等制定的中国陆地生态系统单位面积生态服务价值当量因子表<sup>[16]</sup>,参照生态服务价值敏感性指数<sup>[17]</sup>并结合研究区自身的实际情况对研究区内不同用地类型的单位面积生态服务价值当量进行调整,从而确定研究区各类型用地修正后的生态服务价值当量因子表(表 3)。通过查阅安徽省池州市统计年鉴和升金湖湿地保护区管理局提供的数据,根据公式计算出研究区 9 期单

位面积农作物的产值和经济产值,并确定研究区各年度单位面积生态服务价值 1 个当量因子的值<sup>[18-19]</sup>(表 4)。

结合修正后的研究区生态服务价值当量因子表,并根据公式对研究区内 9 期不同类型用地的生态服务价值进行统计和分析,得到计算后的研究区生态服务功能价值总表(表 5)。

由表 5 可知,研究区 1986—2000 年的生态服务价值总量呈逐年增长的趋势,截至 2000 年共增长了 3 870 万元;其中草滩地、水田、水域生态服务价值均为整体增加趋势,尤其是水域,总增额为 4 180 万元,但旱地、林地、泥滩地、芦苇滩地和建设用地的生态服务价值总量整体均有小幅下降,特别是旱地面积的不断减少,导致其生态服务价值与 1986 年相比共下降 560 万元。2000—2004 年间研究区生态系统服务功能价值总量降幅较大,降幅达 4 850 万元。泥滩地、草滩地和水田生态服务价值量上升,其中泥滩地和草滩地生态服务价值增幅明显,分别增长了 120 万元和 330 万元;这段时间内林地和水域面积的大幅缩减,建设用地面积的上涨,导致林地、水域及建设用地的生态服务价值降幅明显,分别下降 2 600 万元、1 620 万元和 500 万元。2004—2011 年研究区生态服务功能价值总量呈稳步回升态势,共增长了 3 080 万元,其中水域的增幅最大,增幅为 2 180 万元;林地的生态系统服务功能价值增幅也比较明显,增幅为 1 460 万元;这一阶段生态服务价值的回升得益于政府对湿地管理和保护力度的加强。2011—2015 年,受各种因素影响生态服务价值总量又开始大幅下降,降额为 4 520 万元。除了泥滩地、草滩地和水田,其他各类型用地的生态服务价值均在不断减少;减少的原因之一是旱地、林地、芦苇滩地和水域面积的大幅缩减,其次是人类活动导致建设用地面积的增加。2015—2017

表 2 生态服务功能指标体系

编号	生态服务( +、- )	生态服务功能体现	承载土地利用类型
1	+ 原材料生产	总初级生产力中提取的原材料	耕地、园地、林地、水域
2	+ 食物生产	总初级生产力中提取的食物	园地、林地、耕地
3	+ 气体调节	大气化学成分调节	水域、林地、草地
4	+ 气候调节	全球温度、降水及其他生物调节作用	草地、水域、林地
5	+ 水文调节	调节水文循环过程	林地、水域、草地、耕地
6	+ 废物处理	流失养分恢复与过剩养分有毒物质分解	林地、草地
7	+ 科教文化	提供科研、文化等非商业用途	草地、建设用地、水域、林地
8	+ 土壤形成	成土过程	耕地、林地、草地
9	+ 维持生物多样性	授粉、生物控制、栖息地等资源	林地、草地、水域、耕地
10	+ 遗传资源	特有的生物材料和产品来源	林地、草地、水域
11	+ 娱乐休闲	提供休闲娱乐功能	林地、水域、建设用地
12	- 温室气体排放	CO <sub>2</sub> 、CH <sub>4</sub> 等温室气体排放	水域、耕地
13	- 环境污染	化肥、农药、地膜等污染物	耕地、水域
14	- 水资源污染	水体富营养化	水域、耕地
15	- 大气污染	SO <sub>2</sub> 等污染气体排放	建设用地、交通用地

注：“+”表示正服务价值；“-”表示负服务价值。

表 3 修正后的升金湖湿地生态服务价值当量因子

生态服务类型	旱地	林地	泥滩地	芦苇滩地	草滩地	水田	水域	建设用地
气体调节	1.75	3.50	0.10	1.19	0.80	0.50	0	-2.42
气候调节	1.51	2.70	0.10	1.24	0.90	0.89	0.46	-5.32
水源调节	1.15	3.20	0.30	1.06	0.80	0.60	20.38	-7.51
土壤形成	2.32	3.90	0.20	0.04	1.95	1.46	0.01	0.02
废物处理	1.31	1.31	0.86	1.58	1.31	1.64	18.18	-2.46
维持生物多样性	2.17	3.26	0.34	0.83	1.09	0.71	2.49	0.34
食物生产	1.78	0.10	0.03	0.50	0.30	1.00	0.10	0.01
原材料	1.33	2.60	0.02	0.37	0.05	0.10	0.01	0
科教文化	0.66	1.28	0.01	0.17	0.04	0.01	4.34	0.01
遗传资源	0.06	2.37	0.56	1.02	0.92	1.24	2.42	0
娱乐休闲	1.32	0.32	0.03	0.58	0.35	0.02	1.57	2.63

表 4 升金湖湿地 1 个生态服务价值当量因子的值

年份	种植面积 (hm <sup>2</sup> )	经济产值 (万元)	单位面积 产值(万元)	1 个当量 因子的值
1986	14 728.69	2 962.94	2 011.68	286.82
1990	15 163.61	3 219.71	2 123.31	298.97
1995	16 979.36	3 918.32	2 307.69	317.97
2000	14 861.23	3 062.14	2 060.48	292.89
2004	13 571.97	2 615.34	1 927.02	277.11
2008	13 198.31	2 612.82	1 979.67	282.39
2011	13 353.41	2 668.84	1 998.62	284.44
2015	12 639.21	2 532.54	2 003.72	285.37
2017	12 358.36	2 716.231	2 197.89	304.78

年,研究区生态服务功能总值有所上涨,共增长了 720 万元,主要源于人们对湿地的保护意识增强以及土地利用布局的优化。

3.3 敏感性指数分析

针对生态服务价值核算结果的不确定性,本研究通过引用经济学中常用到的弹性系数来计算其价值敏感性指数(the coefficient of sensitivity,CS),从而确定随着时间的推移,其生态服务价值对其价值系数的敏感度<sup>[20]</sup>。计算公式如下:

$$CS = \frac{(ESV_j - ESV_i)/ESV_i}{(VC_{jk} - VC_{ik})/VC_{ik}}。$$

(6)

式中:CS为敏感性指数;ESV为研究区生态服务价

表 5 研究区 1986—2017 年生态服务价值统计

年份	生态服务价值(万元)								
	旱地	林地	泥滩地	芦苇滩地	草滩地	水田	水域	建设用地	总计
1986	2 450	4 450	80	90	750	370	8 250	-400	16 040
1990	2 350	4 670	60	40	480	850	9 320	-500	17 270
1995	2 630	3 300	30	30	630	780	12 730	-600	18 630
2000	1 890	4 110	20	60	1 130	700	12 430	-430	19 910
2004	1 240	1 510	140	40	1 460	790	10 810	-930	15 060
2008	1 340	2 250	60	30	1 380	800	11 810	-1 270	16 400
2011	1 360	2 970	60	50	1 330	460	12 990	-1 080	18 140
2015	1 120	2 170	190	10	1 370	740	8 500	-1 380	13 620
2017	1 030	1 890	110	20	850	920	11 150	-1 630	14 340

值,元; $VC$  为生态服务价值系数; $i$  为最初的生态服务价值系数; $j$  为调整后的生态服务价值系数; $k$  表示土地利用类型。当  $CS < 1$  时, $ESV$  对  $VC$  缺乏弹性;当  $CS > 1$  时, $ESV$  对  $VC$  富有弹性。 $CS$  值越大,表明  $ESV$  对  $VC$  越敏感<sup>[21]</sup>,反之亦然。

本研究根据公式(6)把生态服务价值系数上下调整 50% 后,分别对保护区各年度生态服务价值敏感性指数进行计算,结果得知,升金湖湿地各年度不同用地类型的  $CS$  值均小于 1,说明随着时间的推移,研究区各年度生态服务价值对于生态价值系数均不敏感,所以本研究采用的生态价值系数合理。

4 结论与讨论

本研究综合利用遥感和地理信息技术和价值量评价法对研究区 1986—2017 年生态服务价值进行评估分析得出以下结果:1986—2017 年保护区各类型用地面积变化较大;其中,旱地、林地、芦苇滩地面积整体上呈下降趋势,其他各类型用地的面积均呈上涨趋势。1986—2017 年间,升金湖湿地内以耕地用途为主,尤其是 2000 年前耕地面积占比均达到 30% 以上,其次是水域和林地;其中旱地面积在不断减少,2004—2017 年间旱地面积不足 20%;各类型用地中水田面积的变化速率最大,其次是建设用地,分别为 7.02% 和 6.78%。升金湖湿地生态系统服务价值总量变化不稳定,2017 年较 1986 年的生态服务价值总量是下降的,下降总额为 1 700 万元。升金湖湿地土地利用结构的变化,如旱地、滩涂等面积的减少,建设用地面积的增加等都会对其区域生态、鸟类栖息地选择及生物多样性保护产生不同程度的影响,从而引起湿地生态服务价值的变动。

综上所述,升金湖保护区生态系统服务功能价

值的变化与其土地利用结构的变化息息相关。因为人类活动的过多干预,导致升金湖湿地出现围湖造田、水产资源破坏、过度养殖与放牧、水资源利用不合理、生态多样性减少等生态问题。升金湖保护区作为我国重要的湿地资源和越冬鹤类栖息地,政府应加强管理,合理规划土地利用布局,不仅要提升当地居民的生活水平,更要加强当地居民对湿地生态和生物多样性的保护意识。本研究通过对升金湖湿地生态服务价值变化的研究和分析,能为今后制定生态补偿制度、保护和恢复湿地生态功能提供重要依据。

参考文献:

[1] 吴玲玲,陆健健,童春富,等. 长江口湿地生态系统服务功能价值的评估[J]. 长江流域资源与环境,2003,12(5):411-416.

[2] 马占东,高航,杨俊,等. 基于多源数据融合的南四湖湿地生态系统服务功能价值评估[J]. 资源科学,2014,36(4):840-847.

[3] Pearce D W. Auditing the earth:the value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Environment Science & Policy for Sustainable Development,1998,40(2):23-28.

[4] Pinke Z. Modernization and decline:an eco-historical perspective on regulation of the Tisza Valley,Hungary[J]. Journal of Historical Geography,2014,45(45):92-105.

[5] Santosmartin F,Zorrilla-Miras P,Palomo I,et al. Protecting nature is necessary but not sufficient for conserving ecosystem services:a comprehensive assessment along a gradient of land-use intensity in Spain[J]. Ecosystem Services,2019,35:43-51.

[6] 盛书薇,董斌,李鑫,等. 升金湖国家自然保护区土地利用生态风险评价[J]. 水土保持通报,2015,35(3):305-310.

[7] 杨李,董斌,汪庆,等. 安徽升金湖国家级自然保护区水鸟生境适宜性变化[J]. 湖泊科学,2015,27(6):1027-1034.

[8] 杨慧琳. 基于 GIS 和 RS 的北湖公园地区土地利用动态变化及驱动力分析[J]. 经营管理者,2017(13):58-59.

[9] 刘晓辉,吕宪国,姜明,等. 湿地生态系统服务功能的价值评估[J]. 生态学报,2008,28(11):5625-5631.

高大响,黄小忠,陈智豪. 利用黄浆水降解甲基橙的条件优化及动力学分析[J]. 江苏农业科学,2020,48(19):293-299.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2020.19.060

# 利用黄浆水降解甲基橙的条件优化及动力学分析

高大响,黄小忠,陈智豪

(江苏农林职业技术学院,江苏句容 212400)

**摘要:**通过单因素试验、正交试验及动力学分析,研究不同条件对黄浆水降解甲基橙的影响,尤其考察温度、初始 pH 值及湿豆渣对反应速率的影响及其动力学关系。结果表明,黄浆水放置一段时间能生成较多脂质氢氧化物和自由基等活性成分,并且在低氧或缺氧状态下更有利于甲基橙脱色。抗氧化剂表没食子茶素没食子酸酯(EGCG)和壳聚糖对甲基橙脱色产生明显的抑制作用,在光照条件下,添加草酸铵能明显加快甲基橙的脱色速率。温度、pH 值和湿豆渣用量对甲基橙脱色均有显著影响效应,其脱色反应均符合准一级动力学关系。通过考察各因素对甲基橙脱色反应速率的影响发现,湿豆渣添加量的影响最显著,当甲基橙初始质量浓度为 8 mg/L 时,最佳脱色工艺为温度 35 ℃,pH 值 5,湿豆渣添加量 6 g/L。

**关键词:**黄浆水;甲基橙;脱色;抗氧化剂;草酸铵;湿豆渣;反应动力学

**中图分类号:**S188 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2020)19-0293-07

偶氮染料是合成染料中品种最多的一类,以甲基橙为代表的偶氮染料,被广泛应用于纺织、造纸、印染、制药和食品工业中,由此产生大量工业废水。由于偶氮染料结构复杂、化学性质稳定、毒性较大,大多数传统方法很难使其降解,从而造成严重的环境问题。目前,甲基橙染料废水的处理方法主要有超声法<sup>[1]</sup>、光催化法<sup>[2-3]</sup>、电化学氧化法<sup>[4]</sup>、Fenton 法<sup>[5-6]</sup>及生物酶法<sup>[7]</sup>。超声法、光催化法、电化学氧化法及 Fenton 法分别通过超声空化、紫外光、电催

化及引入化学试剂产生的自由基为主要氧化剂来氧化甲基橙等偶氮染料,这些方法存在技术复杂、设备投入大、运行费用高等问题。生物酶法主要利用漆酶的氧化作用来实现偶氮染料的生物脱色,从而消除有毒的芳香胺,但是漆酶只能对偶氮染料进行部分降解,并且对小分子偶氮染料的降解还需要介体。因此,找到一种廉价、实用的降解方法具有重要的现实意义。

脂氧合酶(lipoxygenase,简称 LOX)广泛分布于动植物体内,特别是在大豆种子中含量较高,豆制品加工过程中产生的废水(如大豆乳清废水)中含有较多高活性的 LOX<sup>[8-9]</sup>。LOX 可以通过分子内加氧的方式催化多不饱和脂肪酸氧化<sup>[10]</sup>。脂质过

收稿日期:2020-01-06

基金项目:江苏农林职业技术学院科技项目(编号:2019kj049)。

作者简介:高大响(1969—),男,安徽颍上人,硕士,副教授,主要从事农业生物技术方面的研究。E-mail:1183772425@qq.com。

[10]汪庆. 基于土地利用变化下的生态系统服务价值评估[D]. 合肥:安徽农业大学,2015.

[11]Alphan H, Yilmaz K T. Monitoring environmental changes in the mediterranean coastal landscape; the case of Cukurova, Turkey[J]. Environmngtal Management, 2005, 35(5): 607-619.

[12]赵景柱,肖寒,吴刚. 生态系统服务的物质质量与价值量评价方法的比较分析[J]. 应用生态学报, 2000, 11(2): 290-292.

[13]罗俊,王克林,陈洪松. 喀斯特地区土地利用变化的生态服务功能价值响应[J]. 水土保持通报, 2008, 28(2): 19-24.

[14]Turner S J. Landscape ecology concepts, methods and applications[J]. Landscape Ecology, 2005, 20(7): 1031-1033.

[15]Zhao S Q, Fang J Y, Miao S L, et al. The 7-decade degradation of a large freshwater lake in central Yangtze River, China[J]. Environmental Science & Technology, 2005, 39(2): 431-436.

[16]谢高地,张彩霞,张雷明,等. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进[J]. 自然资源学报, 2015, 30(8): 1243-1254.

[17]Guo Z W, Xiao X M, Gan Y L, et al. Ecosystem functions, services and their values - a case study in Xingshan County of China[J]. Ecological Economics, 2001, 38(1): 141-154.

[18]靳芳,余新晓,鲁绍伟. 中国森林生态服务功能及价值[J]. 中国林业, 2007, 26(4): 40-41.

[19]胥彦玲. 基于景观生态学的生态系统服务功能评价——以甘肃省为例[D]. 西安:西北大学, 2003.

[20]吴大千,刘建,贺同利,等. 基于土地利用变化的黄河三角洲生态服务价值损益分析[J]. 农业工程学报, 2009, 25(8): 256-261.

[21]李琳. 基于 3S 技术的现代黄河三角洲湿地生态服务功能价值评估研究[D]. 青岛:山东科技大学, 2011.