

星海湖湿地土地利用变化及其生态需水研究

魏琪琪¹, 钟艳霞², 贺婧², 罗玲玲², 齐娅荣³

(1. 宁夏大学地理科学与规划学院, 宁夏 银川 750021;

2. 宁夏大学生态环境学院, 宁夏 银川 750021;

3. 宁夏大学土木与水利工程学院, 宁夏 银川 750021)

摘要:对星海湖的生态需水量进行估算,为当地水资源合理配置、维持生态功能及制定星海湖湿地生态恢复方案提供科学参考。利用GIS-遥感技术解译影像,提取1996、2005、2008、2011、2014及2018年等年份土地利用类型面积,通过水量平衡原理、FAO56Penman-Monteith法开展星海湖湿地湖泊及周边植被生态需水研究。结果表明:(1)星海湖土地利用格局以水域为主,建设用地、草地次之。水域面积整体呈现增长态势,从3.02 km²(占比6.42%)增加至20.22 km²(占比43.11%);建设用地面积呈现增长态势,从5.56 km²(占比11.83%)增加至10.80 km²(占比23.02%);(2)星海湖湿地生态需水总量整体呈增长态势,仅在2014年有所下降,在2018年生态需水总量达到最高,最小生态需水总量为13 449.80×10⁴ m³,适宜生态需水总量为13 674.34×10⁴ m³;1996年生态需水总量最低,最小生态需水总量为2 177.11×10⁴ m³,适宜生态需水总量为2 314.37×10⁴ m³。合理的土地利用配置及管理,对水资源合理规划管理及局部生态环境改善、维护区域生态安全具有重要意义。

关键词:星海湖; 干旱区湖泊湿地; 土地利用; 生态需水

中图分类号:X171.1

文献标志码:A

文章编号:1674-3075(2022)03-0027-08

湖泊湿地作为自然界中具有独特生态结构和功能的生态系统,对自然环境有多方面的作用力,是人类最重要的生存环境和资本之一(颜欣和沈守云,2014)。由于自然及人为因素的强烈干扰,湿地生态系统愈发脆弱,进而导致湿地的生态安全受到威胁(兰芳芳和陶雪松,2014)。近年来,不少学者就湿地生态安全问题展开研究(秦鹏等,2020;吴健生等,2017;廖柳文和建新,2016),并以生态需水概念引导区域生态安全建设(Horne et al,2017)。关于生态需水的研究多集中在河流、林草地、湖泊等生态系统类型,其中,湖泊生态需水更具有典型的时空性、复杂性和综合性(张建永等,2017)。研究表明(曾凯,2019;张华等,2014),计算湖泊湿地生态需水,能够为水资源的合理利用及生态环境保护提供科学依据,对水资源科学利用、管理,及湖泊湿地的修复保护意义重大。

我国存在大面积的干旱半干旱区,降雨量小、日照时间长、蒸发量大,加之人为因素的干扰,湖泊湿地生境受到威胁,严重影响生态安全建设(颜雄等,2017)。一直以来,土地利用格局都是人类社会经济发展与生态系统之间的桥梁(Tang et al,2020; Peng et al,2015),区域内土地利用格局的改变,也将影响区域内生态系统及生态需水量的变化(Zhao et al,2019)。星海湖作为干旱区典型的城市湖泊湿地,其生态安全极度脆弱,经多年恢复整治后生态环境得以改善,但由于土地利用类型快速转变及区域内水资源严重匮乏、供需不平衡等问题,其生态安全受到严重威胁,需要对水资源进行合理配置。本文基于不同时期的遥感影像数据,对星海湖不同时期的生态需水量进行估算,以期为当地水资源合理配置、生态功能维持及星海湖湿地生态恢复方案制定提供科学参考,为其生态安全构建奠定基础。

1 研究区域概况

星海湖位于东经105°58'~106°59',北纬38°22'~39°23',隶属宁夏回族自治区石嘴山市大武口区,湿地总面积约43 km²,水域面积约23 km²,境内地势呈西南向东北部倾斜。星海湖地处半干旱荒漠区,典型大陆性气候,由于贺兰山的屏障作用,西北冷空气难以长驱直入,形成了日照充足、干旱少雨、多风、冬季寒冷漫长、夏季炎热短促、无霜期短的气候特征。星海湖湿地年平均气温7.6 °C,全年降雨量约172.5 mm,

收稿日期:2021-04-19 修回日期:2022-05-05

基金项目:国家自然科学基金“基于人类-湿地耦合的西部典型城区湖泊湿地生态服务价值评估及生态安全构建”(41561106)。

作者简介:魏琪琪,1996年生,女,硕士研究生,主要从事环境地理与全球变化研究。E-mail:842452910@qq.com

通信作者:钟艳霞,1973年生,女,博士,教授,博士生导师,主要从事干旱区环境变化与管理等研究。E-mail:419363129@qq.com

年均蒸发量约 1 756.8 mm, 日照时间长, 历年平均日照总时数为 2 800~3 200 h。

星海湖湿地是古黄河自西向东游移过程中所形成的自然湖泊湿地, 原为长胜墩拦洪库, 常年以来, 该区域垃圾横堆、沼泽遍布。2003 年政府起对星海湖湿地进行了恢复性综合整治改造工程, 经恢复库区、整治航道等一系列改造措施后, 逐步形成如今的水系新格局(图 1)。

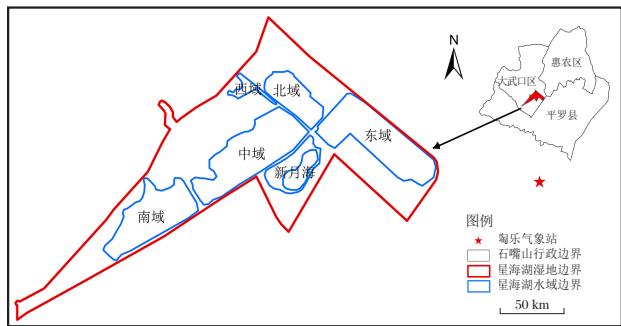


图 1 研究区域示意

Fig.1 Location of the study area

2 数据来源和研究方法

2.1 遥感数据

根据星海湖湿地改造变化的重要时间节点、影像质量、云量、成像时间等选取 6 期 Landsat 卫星遥感影像(1996、2005、2008、2011、2014 及 2018 年), 影像数据来源于地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>), 见表 1。

表 1 卫星遥感影像收集信息

Tab. 1 Information on the satellite remote images used in this study

卫星	传感器	分辨率/m	条带号	行编号	时间
Landsat8	OLI	30/15	129	33	2018/5/4
Landsat8	OLI	30/15	129	33	2014/7/28
Landsat5	TM	30	130	33	2011/8/12
Landsat5	TM	30	130	33	2008/8/3
Landsat5	TM	30	129	33	2005/8/4
Landsat5	TM	30	129	33	1996/4/21

2.2 气象数据

气象数据采用距石嘴山市最近的陶乐气象站 1996、2005、2008、2011、2014 及 2018 年月平均风速、气温、水汽压、相对湿度、降水量等, 来源于中国气象科学数据共享服务网(<http://data.cma.cn/>)。

2.3 研究方法

2.3.1 遥感解译及分析 结合中国科学院土地利用分类标准(GB/T 21010—2017)、土地利用现状分类及

湿地规划方案, 对遥感影像进行几何校正与配准预处理, 采用人机交互解译法将土地利用类型分为建设用地、水域、林地、草地、耕地、湿地植被、未利用地共 7 类, Kappa 系数均大于 90%, 满足研究需求。

土地利用转移矩阵是采用矩阵的形式, 定量反映各地类之间的转换关系, 能够具体表现出该区域土地利用变化的结构特征与各地类变化的方向(谭远模等, 2020), 其数学表达式为:

$$S_{ij} = \begin{bmatrix} S_{11} & \cdots & S_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ S_{n1} & \cdots & S_{nn} \end{bmatrix} \quad (1)$$

式中: S_{ij} 为研究期初与研究期末的土地利用状态, n 为土地利用利用类型数。

借助 ArcGIS10.2 对 6 期土地利用类型现状图进行叠加分析, 得到各期土地利用类型面积转移矩阵。

2.3.2 生态需水估算 星海湖湿地地处干旱气候区, 干旱少雨, 蒸发强烈, 年均蒸发量为年均降水量的 11 倍, 考虑到区域实况, 本文将分别计算星海湖湿地的湖泊生态需水与植被生态需水, 总生态需水量为两者之和。

(1) 湖泊生态需水。根据水量平衡原理, 星海湖湿地各水文过程的水量变化保持平衡, 采用张华(2014)提出的生态需水估算模型, 数学表达式为:

$$EWR_0 = ET(t) + L(t) - P(t) \quad (2)$$

式中: EWR_0 为 t 时段内湖泊生态需水量(m^3); $ET(t)$ 为 t 时段内湖泊水面蒸发耗水量(m^3); $L(t)$ 为 t 时段内湖泊渗漏需水量(m^3); $P(t)$ 为 t 时段内湖泊降水补给量(m^3)。

星海湖湿地是全国蒸发量最大的地区之一。蒸发量随季节而变化, 11 月到翌年 2 月各月的蒸发量较小, 12 月中旬出现最小值, 故本研究只计算星海湖无冰期(3~11 月)的蒸发量。 $ET(t)$ 的计算采用李万义(2000)定义的水面蒸发量计算模型, 其数学表达式为:

$$ET(t) = E_a \times A_p \quad (3)$$

式中: E_a 为水面蒸发量(mm/d); A_p 为 t 时段内湖泊的面积(m^2);

$$E_a = [0.1 + 0.24(1 - U^2)^{0.5}](e_a - e_s)W^{\frac{0.85W}{W+2}} \quad (4)$$

式中: e_s 和 e_a 分别为实际和饱和水气压(kPa); W 为水面以上 1.5 m 处风速(m/s); U 为相对湿度, 以小数计。

湖泊渗漏需水量为湖泊的渗漏系数与湖泊面积乘积, k 为隔水岩层(亚粘土层)渗漏系数, 经验值为

0.01(mm/d)(张华等,2014),其数学表达式为:

$$L(t) = k \times A_p \quad (5)$$

湖泊降水补给量为湖泊年降雨量与湖泊面积乘积, p 为降水量(mm),其数学表达式为:

$$P(t) = p \times A_p \quad (6)$$

根据风速、气温、降水量等气象数据,计算星海湖湿地水域面积的月均蒸发量、渗漏量,再由陶乐气象站观测到的1996、2006、2008、2011、2014、2018年6个时期降水量计算月均降水补给量,由月均数据计算年蒸发量、年渗漏量和年降水补给量。将年蒸发量、年渗漏量、年降水补给量代入式②中,得到星海湖湿地不同时期湖泊生态需水量。

(2)植被生态需水。植被生态需水主要受到植被类别、土壤水分以及气候要素的影响,在干旱区内尤为明显。植被类型包括草地、林地、湿地植被、耕地。本文采用FAO56Penman—Monteith公式(Allen et al,2005)来计算星海湖湿地范围内的植被生态需水量,其数学表达式为:

$$ET = ET_0 \times K_c \times K_s \times A_p \quad (7)$$

式中:ET为 t 时段内植被需水量; ET_0 是天然植被的潜在蒸散量,由气候条件决定,根据改进后的Penman—Monteith公式计算; K_c 为植被系数,与植被种类和生长阶段有关; K_s 为土壤水分限制系数,与土壤中的水量和土壤种类相关; A_p 为不同植被类型面积(由影像解译得出)。其中 ET_0 计算公式为:

$$ET_0 = \frac{0.408\Delta(R_n - G) - \gamma \frac{9000U_2(e_a - e_s)}{T + 273}}{\Delta + \gamma(1 + 0.34U_2)} \quad (8)$$

式中: Δ 为温度与饱和水汽压形成的曲线斜率(kPa/°C),是温度的函数; γ 为干湿表常数(kPa/°C), e_s 和 e_a 分别为实际和饱和水气压(kPa); G 为土壤热通量[MJ/(m²·d)](文中土壤热通量值取值为0), R_n 为植被表面净辐射量[MJ/(m²·d)], U_2 为在高2 m处的平均风速(m/s), T 为平均温度(°C)。

由于植被系数及土壤水分系数难以通过实测手段获得,本文通过参阅相关文献,确定草地需水系数为0.45,林地为0.56,耕地为0.39(Zhao et al,2019;李金燕和张维江,2014;李金燕,2018),湿地植被为0.98(张云亮等,2014)。

武永利等(2010)通过对黄丘陵区不同土壤类型的水分参数,以及林地最小生态需水定额和适宜生态需水定额的定义研究成果,确定了不同土壤类型的修正系数。星海湖湿地保护区属山洪冲淤积土壤,土层较厚,多为亚沙土和砂壤土、粘土,确定最小生

态需水定额和适宜生态需水定额下的土壤水分修正系数分别为0.5564、0.9038。

3 结果与分析

3.1 土地利用变化

1996—2018年星海湖土地利用类型及面积动态变化见图2、图3,研究区内土地利用变化情况显著。其中建设用地面积逐年增加,从1996年的5.56 km²增长至2018年的10.8 km²,各年面积比例分别为11.83%、18.85%、19.39%、22.02%、21.98%、23.02%;水域面积整体呈增长态势,仅在2014年有所波动,从1996年的3.02 km²增长至2018年的20.22 km²,各年面积比例分别为6.42%、20.60%、44.45%、44.66%、35.95%和43.11%;林地面积占比较小但整体呈增长态势,其增长速度较快,面积增长约18.17倍;耕地、草地、湿地植被面积均呈现先增加后减少态势,耕地、湿地植被面积均在2005年达到最高(耕地8.31 km²,湿地植被5.76 km²),草地面积在2008年达到最高(10.85 km²);未利用地面积整体呈现减少态势,仅在2014年有所波动,面积共减少约26.07 km²。

各地类之间相互转换,互为补给源,转出面积大于补给面积,地类面积减少,反之地类面积增加。1996—2018年耕地转变情况见表2。原有耕地大多向水域、草地、建设用地转变,现有耕地由未利用地开垦而来;湿地植被、草地、未利用地发生显著变化,主要流向为水域。湿地植被共转出0.36 km²,均转为水域;草地共转出1.43 km²,其中51.18%转为水域;未利用地共转出26.60 km²,其中51.53%转为水域,导致星海湖湿地水域面积大幅度增加。

1996—2018年星海湖湿地土地利用变化现状见图4。1996—2005年,未利用地转出最多,耕地、草地次之。未利用地共转出约25.95 km²,其中21.75%转为草地,28.78%转为耕地;从地类补给来源上看,湿地植被增加最多,约4.65 km²未利用地转为湿地植被,占总转入量的82.40%。2005—2008年,湿地植被共转出5.67 km²,91.61%转为水域;耕地共转出7.76 km²,其中43.88%转为水域;2008—2011年,转出面积最多为草地(10.85 km²),其次为湿地植被(0.72 km²),其中61.77%湿地植被向建设用地转变,22.91%湿地植被向水域转变,66.41%草地向未利用地转变。2011—2014年,地类转出最多的为水域(20.57 km²),其次为草地(2.33 km²),主要去向为未利用地,其中93.21%水域转为未利用地,75.67%草地转为未利用地,其他地类变化不大。2014—2018年,未利用地转出约3.82 km²,其中80.78%转为水域。

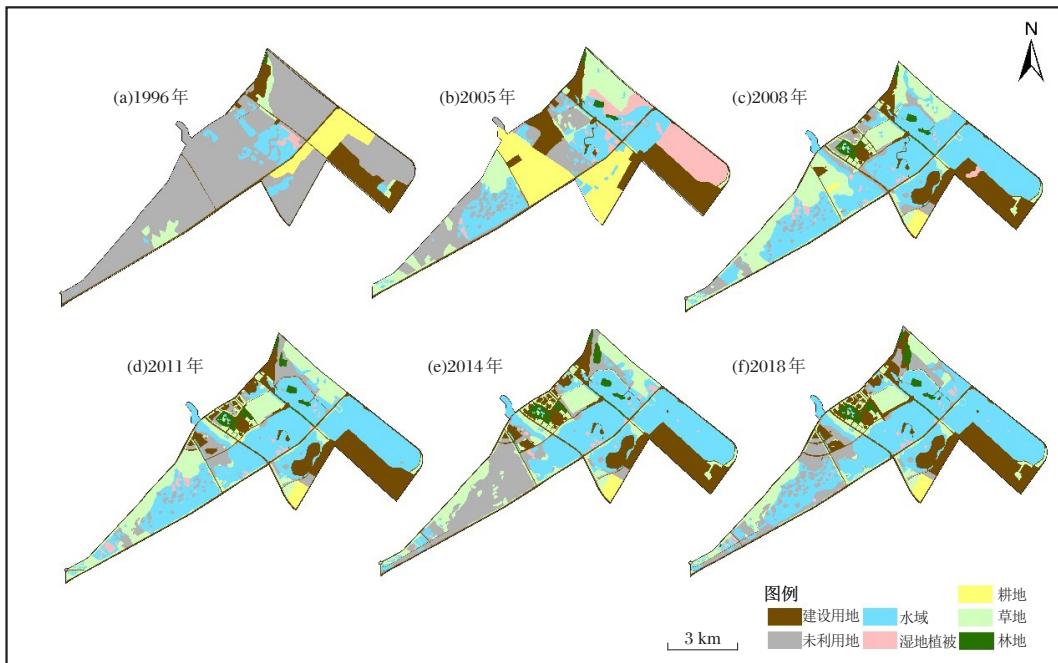


图 2 1996–2018 年星海湖湿地土地利用类型现状

Fig.2 Land use types in the Xinghai Lake wetland (1996–2018)

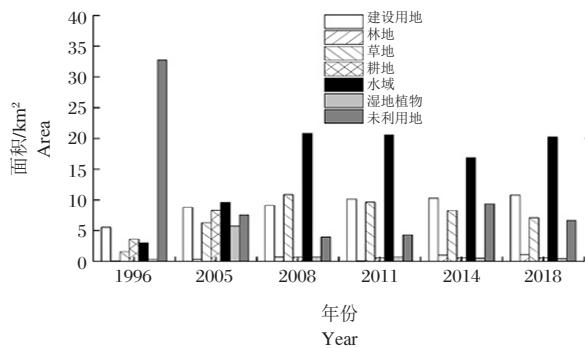


图 3 1996–2018 年星海湖土地利用类型面积动态变化

Fig.3 Dynamic changes in the land use types in Xinghai Lake wetland (1996–2018)

3.2 星海湖气象特征

星海湖 1996–2018 年湿地主要气象数据变化见图 5。近 20 年平均降水量约 184.83 mm，降水量分配不均，雨季降水量为旱季降水量的 66 倍左右，平均风速约 2.10 m/s，平均气温约 9.46℃。

3.3 生态需水量

3.3.1 湖泊生态需水量 星海湖湿地不同时期湖泊生态需水量见表 3。1996–2018 年，星海湖湿地湖泊生态需水量总体呈增长趋势，共增加约 $11\ 132.91 \times 10^4 \text{ m}^3$ ，仅在 2014 年有所减少。年蒸发量、年渗漏量与湖泊生态需水量变化情况一致，年降水补给量先增后减又增加，分别在 2008 年与 2018 年达到峰值。

3.3.2 植被生态需水量 根据气象数据及植被面积

(由影像解译得出)计算不同时期星海湖湿地不同类型植被的生态需水量，将其相加得到不同时期星海湖植被需水量，结果见表 4。

从研究区域生态环境现状需水量及配置来看，设定 2 种情况来讨论生态需水问题，即植被最小生态需水量及植被适宜生态需水量。由表 4 可知，星海湖湿地植被最小和适宜生态需水量在 1996–2005 年迅速增加，最高值分别为 $963.99 \times 10^4 \text{ m}^3$ 和 $1\ 565.88 \times 10^4 \text{ m}^3$ ，在 2005 年后趋于稳定且逐年减少，最低值分别为 $359.62 \times 10^4 \text{ m}^3$ 和 $584.16 \times 10^4 \text{ m}^3$ 。星海湖湿地林地最小和适宜生态需水量由 1996 年的 2.84×10^4 、 $4.62 \times 10^4 \text{ m}^3$ 增长至 2018 年的 49×10^4 、 $79.59 \times 10^4 \text{ m}^3$ ；草地的生态需水量在 1996–2005 年增长迅速，其他年份波动不大；耕地的最小和适宜生态需水量整体呈减少趋势，由 1996 年的 123.38×10^4 、 $200.42 \times 10^4 \text{ m}^3$ 缩减至 2018 年的 17.69×10^4 、 $28.74 \times 10^4 \text{ m}^3$ ；而湿地植被的生态需水量在 1996–2005 年迅速增加，其余年份趋于稳定且逐年降低。

3.3.3 总生态需水量 根据湖泊生态需水量及植被需水量，计算星海湖湿地不同时期的生态需水量，见表 5。星海湖湿地生态需水量整体呈增长态势，仅在 2014 年有所下降，在 2018 年生态需水量达到最高，维持星海湖周边生态环境不再退化的最小生态需水量为 $13\ 449.80 \times 10^4 \text{ m}^3$ ，星海湖周边生态环境的适宜生态需水量为 $13\ 674.34 \times 10^4 \text{ m}^3$ ；1996 年生态需水

表2 1996–2018年星海湖湿地土地利用转移矩阵

Tab.2 Land use transfer matrix for Xinghai Lake wetland (1996–2018)

1996年	2018年							
	草地/km ²	耕地/km ²	建设用地/km ²	林地/km ²	湿地植被/km ²	水域/km ²	未利用地/km ²	转出率/%
草地/km ²	0.16		0.28	0.13		0.73	0.28	89.90
耕地/km ²	0.25		0.18		0.02	3.15	0.02	100.00
建设用地/km ²	0.22		4.51	0.07		0.14	0.31	14.06
林地/km ²			0.01	0.04			0.01	26.78
湿地植被/km ²						0.36		98.85
水域/km ²	0.34		0.34	0.09	0.03	2.13	0.08	29.50
未利用地/km ²	6.13	0.56	5.05	0.75	0.40	13.71	5.98	81.65
转入率/%	97.74	100.00	56.52	96.09	99.09	89.49	10.34	

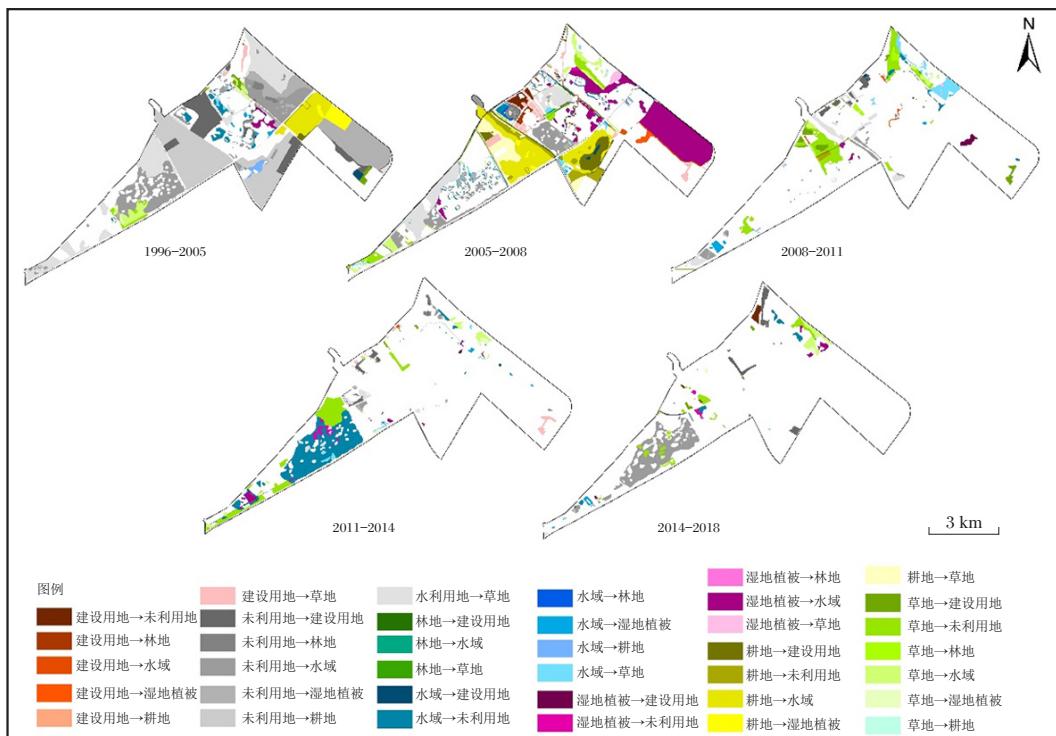


图4 1996–2018年星海湖湿地土地利用变化现状

Fig.4 Land use changes in Xinghai Lake wetland (1996–2018)

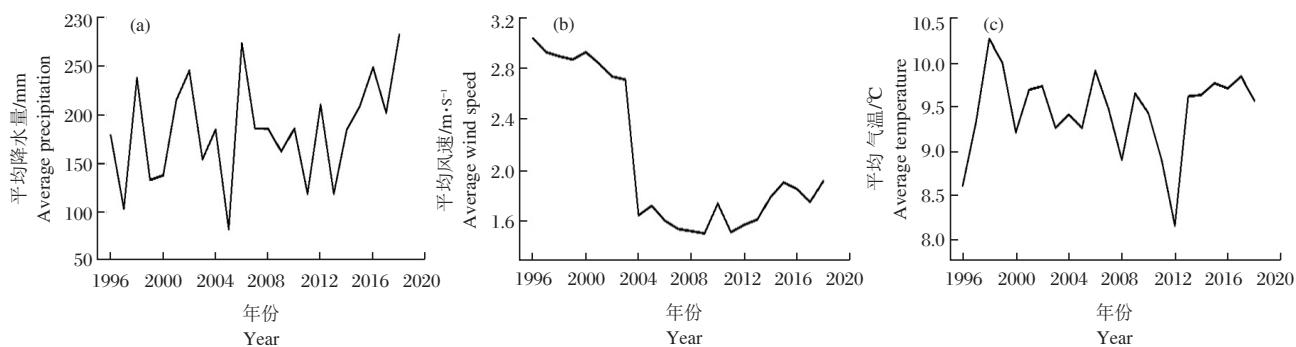


图5 1996–2018年星海湖湿地主要气象数据年际变化

Fig.5 Interannual changes in the meteorology of Xinghai Lake wetland (1996–2018)

表 3 星海湖湿地不同时期湖泊生态需水量 10^4 m^3

Tab.3 Ecological water requirement of Xinghai Lake in different years

参数	1996年	2005年	2008年	2011年	2014年	2018年
年蒸发量	2010.23	6430.30	11578.58	11980.03	10890.75	13654.30
年渗漏量	1.10	3.51	7.09	7.51	6.15	7.38
年降水补给量	54.07	79.62	388.02	245.44	312.44	571.50
湖泊生态需水量	1957.27	6354.18	11197.65	11742.11	10584.46	13090.18

表 4 星海湖湿地不同时期植被生态需水量 10^4 m^3

Tab. 4 Vegetation ecological water requirement of Xinghai Lake wetland in different years

年份	生态需水量					
	林地	草地	耕地	湿地植被	总量	
1996	最小	2.84	62.35	123.38	31.26	219.84
	适宜	4.62	101.28	200.42	50.77	357.10
2005	最小	14.75	229.30	262.58	457.37	963.99
	适宜	23.95	372.47	426.53	742.93	1565.88
2008	最小	27.71	338.34	18.93	49.03	434.02
	适宜	45.01	549.60	30.76	79.65	705.01
2011	最小	3.51	324.16	16.46	53.89	398.02
	适宜	5.69	526.55	26.73	87.54	646.52
2014	最小	44.77	283.49	16.78	37.28	382.32
	适宜	72.72	460.50	27.26	60.55	621.03
2018	最小	49.00	256.27	17.69	36.66	359.62
	适宜	79.59	416.28	28.74	59.54	584.16

表 5 星海湖湿地不同时期生态需水量 10^4 m^3

Tab. 5 Ecological water requirement of Xinghai Lake wetland in different years

年份	最小生态需水量	适宜生态需水量
1996	2177.11	2314.37
2005	7318.18	7920.07
2008	11631.67	11902.67
2011	12140.12	12388.63
2014	10966.78	11205.49
2018	13449.80	13674.34

量最低,最小生态需水量为 $2177.11 \times 10^4 \text{ m}^3$,适宜生态需水量为 $2314.37 \times 10^4 \text{ m}^3$ 。

4 讨论

1996–2018年星海湖湿地土地利用格局发生了显著变化,其改变将影响区域内的生态需水量(丰华丽等,2002)。1996–2005年,未利用地大幅减少以及耕地与湿地植被增加,导致这一时期植被生态需水量迅速增加,这是由于2003年的星海湖湿地恢复整治工程刚刚开展,大面积未利用地转化为耕地、湿地植被、

草地等;2005–2008年整治工程进一步开展,湿地内植被、淤泥被清理,植被及耕地面积减少,区域内植被生态需水量随之大幅减小;2008年后,基本水系格局已形成,区域内耕地、湿地植被、草地面积波动不大,因而植被生态需水量在2008年后处于相对稳定的状态。1996–2018年,星海湖湿地湖泊生态需水量整体呈增长态势,仅在2014年有所减小,这可能由于在星海湖湿地治理过程中,对已整治湿地管理不善,湖面干涸、部分草地撂荒所致。因此,合理的土地资源管理制度在一定程度能够改善区域生态环境。

2003年开展的星海湖湿地综合整治工程,在一定程度上改善了星海湖的生态环境,为星海湖湿地城市建设作出一定贡献,但由于区域水资源匮乏及土地管理不当,也造成了一定问题:不断扩大的湖面面积造成湖面蒸发耗水量增加,从而导致星海湖生态需水量急速增加。由于星海湖所在的石嘴山市水资源匮乏(宁夏回族自治区水利厅,2019),降水补给量明显不足,难以满足不断增加的生态需水量,在2018年,石嘴山市总地表水资源量仅1.479亿 m^3 ,地下水资源量仅2.682亿 m^3 ,且石嘴山市地表供水大多由黄河水提供(2018年度石嘴山市地表水源供水量10.877亿 m^3 ,其

中黄河水占93.12%),依靠当地水资源难以满足社会经济、工农业及生态需水要求。星海湖湿地面积仅占全市面积的1%,生态需水量却占地表水资源的90%左右,该区域所能提供的水资源难以满足星海湖生态需水,湖泊生态系统的安全稳定面临较大威胁,应根据该地区可提供的生态需水量来科学合理地建设湿地,城市湖泊湿地建设需要考虑“以水定城、以水定地、以水定人、以水定产”,过度的开发并不能建设良好的生态系统,湖泊生态系统补水不足将会导致生态系统恶化,从而严重影响区域生态安全。随着城市扩张及经济、人口的快速增长,工业废水和城市废水日益增加,星海湖还面临水质污染、富营养化等严重问题(杨海江等,2018),如何采取全面、科学、合理的土地利用管理措施,使得当地水资源可以满足生态需水量,并进一步改善水质,让湖泊休养生息,不单单以扩湖开发手段解决星海湖治理问题,也将是今后研究需进一步考虑的问题。

参考文献

- 丰华丽,王超,朱光灿,2002. 土地利用变化对流域生态需水的影响分析[J]. 水科学进展,(6):757-762.
- 兰芳芳,陶雪松,2014. 甘肃石羊河湿地景观生态特征及生态建设策略[J]. 湿地科学与管理,10(3):20-23.
- 李金燕,张维江,2014. 宁夏地区中南部干旱区域林草植被生态需水量研究[J]. 水土保持通报,34(2):276-280.
- 李金燕,2018. 宁夏中部干旱带盐池县植被生态需水规律研究[J]. 干旱区地理,41(5):1064-1072.
- 李万义,2000. 适用于全国范围的水面蒸发量计算模型的研究[J]. 水文, (4):13-17,63.
- 廖柳文,秦建新,2016. 环长株潭城市群湿地生态安全研究[J]. 地球信息科学学报, 18(9):1217-1226.
- 宁夏回族自治区水利厅,2019-10-25.2018宁夏水资源公报[R/OL].[2021-04-19]. http://www.slt.nx.gov.cn/xxgk_281/fdzdgknr/gbxx/szygb/202105/P020210508609357172284.
- 秦鹏,张志辉,刘庆,2020. 黄河三角洲滨海湿地生态安全评价[J]. 中国农业资源与区划, 41(8):145-153.
- 谭远模,谢思梅,谢荣安,2020. 土地利用时空变化与城市化发展分析[J]. 测绘通报, (4):139-142,146.

- 吴健生,张茜,曹祺文,2017. 快速城市化地区湿地生态安全评价——以深圳市为例[J]. 湿地科学,15(3):321-328.
- 武永利,马雅丽,栾青,2010. 晋西黄土丘陵区植被生态需水研究[J]. 干旱区资源与环境, 24(6):153-158.
- 颜欣,沈守云,2014. 我国湿地生态系统保护现状浅析[J]. 现代园艺,(7):74-75.
- 颜雄,魏贤亮,魏千贺,等,2017. 湖泊湿地保护与修复研究进展[J]. 山东农业科学, 49(5):151-158.
- 杨海江,钟艳霞,罗玲玲,等,2018. 基于贝叶斯的星海湖湿地水质评价及特征分析[J]. 节水灌溉, (4):92-95, 104.
- 曾凯,2019. 基于不同目标的典型闸控河湖生态需水计算研究[D]. 武汉:长江科学院.
- 张华,张兰,赵传燕,2014. 极端干旱区尾闾湖生态需水估算——以东居延海为例[J]. 生态学报, 34(8):2102-2108.
- 张建永,王晓红,杨晴,等,2017. 全国主要河湖生态需水保障对策研究[J]. 中国水利,(23):8-11, 15.
- 张云亮,齐广平,曾晓春,2014. 基于水量平衡法的黄河兰州银滩湿地生态需水分析[J]. 甘肃农业大学学报, 49(1):129-133,139.
- Allen R G, Pereira L S, Smith M, et al, 2005. FAO-56 Dual Crop Coefficient Method for Estimating Evaporation from Soil and Application Extensions[J]. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 131(1) :2-13.
- Horne A, Webb A, Stewardson M, et al, 2017. Water for the environment: policy, science, and integrated management [M]. London: Elsevier Press.
- Peng J, Liu Y X, Wu, J S, et al, 2015. Linking ecosystem services and landscape patterns to assess urban ecosystem health: A case study in Shenzhen City, China[J]. Landscape and Urban Planning, 143:56-68.
- Tang J X, Li Y M, Cui S H, et al, 2020. Linking land-use change, landscape patterns, and ecosystem services in a coastal watershed of southeastern China[J]. Global Ecology and Conservation,23:e01177.
- Zhao F, Li H, Li C H, et al, 2019. Analyzing the influence of landscape pattern change on ecological water requirements in an arid/semiarid region of China[J]. Journal of Hydrology, 578: 124098.

(责任编辑 郑金秀)

Land Use Changes and Ecological Water Requirement of Xinghai Lake Wetland

WEI Qi-qi¹, ZHONG Yan-xia², HE Jing², LUO Ling-ling², QI Ya-rong³

- (1. School of Geography Science and Planning, Ningxia University, Yinchuan 750021, P.R. China;
2. School of Ecological Environment, Ningxia University, Yinchuan 750021, P.R. China;
3. School of Civil and Water Conservancy Engineering, Ningxia University, Yinchuan 750021, P.R. China)

Abstract : Xinghai Lake wetland is a typical urban lake wetland in an arid region, and its ecological environment and ecological water requirement are affected by land use changes and related policies. In recent years, the ecological security of the Xinghai River wetland has been seriously threatened by rapidly changing land use patterns and the severe lack of water resources in the region. In this study, we selected Xinghai Lake wetland for research and estimated the ecological water requirement of the wetland in different years, aiming to provide a scientific basis for environmental protection, rational use and optimal allocation of regional water resources. Remote sensing imagery of the Xinghai Lake wetland in 1996, 2005, 2008, 2011, 2014 and 2018 were selected as the base data and GIS remote sensing technology was used to interpret images and extract the areal extent of land use types for each of the years included. The ecological water demand of Xinghai Lake wetland and surrounding vegetation from 1996 to 2018 were then determined using the water balance and FAO56 Penman-Monteith method. Results show that: (1) The changes in land use types were dramatic. The current land use pattern of Xinghai Lake wetland was dominated by standing water, followed by construction land and grassland. The overall area of water and construction land trended upward, with an increase in water area from 6.42km² in 1996 (6.42%) to 43.11km² in 2018 (43.11%) and an increase in construction land area from 5.56 km² (11.83%) in 1996 to 10.80 km² in 2018 (23.02%). (2) The ecological water requirement of Xinghai Lake Wetland also presented an overall upward trend, declining only in 2014 and peaking in 2018, with a minimum ecological water requirement of 13 449.80×10⁴ m³, and a suitable ecological water requirement of 13 674.34×10⁴ m³. In 1996, the ecological water requirement was the lowest, with a minimum ecological water requirement of 2 177.11×10⁴ m³, and a suitable ecological water requirement of 2 314.37×10⁴ m³. Rational scientific land use allocation and management are crucial for meeting the ecological water requirement, improving the local ecological environment and maintaining regional ecological integrity, and will be an important area of research in the future.

Key words: Xinghai Lake; lake wetland in arid area; land use; ecological water requirement