

流域陆地生态系统水体净化服务表征及驱动力分析

刘 洋^{1,2}, 吕建树³, 毕 军⁴

(1. 济南大学商学院, 济南 250002; 2. 山东龙山绿色经济研究中心, 济南 250002;
3. 山东师范大学地理与环境学院, 济南 250014; 4. 南京大学环境学院, 南京 210046)

摘 要: 陆地生态系统的水体净化服务能过滤地表径流中的污染物, 有助于防控流域非点源污染。准确表征该服务的时空变化特征, 定量探索其驱动机制则是生态系统服务应用的前提。论文以太湖流域典型地区为例, 利用空间分布式的生物物理模型, 研究流域陆地水体净化服务的空间格局与时间演变特征, 并借助GIS空间统计方法及面板数据模型分析其主导驱动力。结果显示: 2000—2010年间研究区59.19%、58.27%的面积分别为氮、磷净化服务的弱降低区。2000—2005年与2005—2010年两个时间段内研究区氮净化服务先下降后略有上升, 其中苏州市区增幅最大; 磷净化服务为下降趋势, 以无锡和苏州市区降幅最大。气候因素和水网密度对水体净化服务具有显著正影响, 而负向驱动力则存在差异。为此应采取适当的措施调整主导因素, 提高陆地生态系统的水体净化服务, 减少氮、磷排放, 为流域非点源污染治理及水环境管理提供支撑。

关 键 词: 陆地生态系统; 水体净化服务; 时空变化; 驱动力; 太湖流域

生态系统服务作为联系自然生态系统与人类福祉的重要纽带, 已成为人类可持续发展面临的重要议题之一。流域是自然过程和人类活动相互作用强烈的复合生态系统, 产生多种生态系统服务。其中, 陆地生态系统的水体净化服务可减少地表径流中的氮、磷营养盐, 调节区域非点源污染, 有助于流域水环境健康和可持续发展。目前有关流域陆地生态系统的水体净化服务研究主要集中于对该服务的评价、制图及价值化(Andrew et al, 2015; Chen et al, 2018; La Notte et al, 2018), 与其他服务的关系识别(Hu et al, 2018; Xiao et al, 2018; 赵文武等, 2018), 管理实践应用(Guswa et al, 2014; Wong et al, 2015; Grizzetti et al, 2016), 不同管理方式下该服务物理量及价值量变化(Ouyang et al, 2016; Pennington et al, 2017; Qi et al, 2019)以及驱动力分析(Kirsten et al, 2018; Nazmul et al, 2019)等。

尽管已有研究取得了一定成果, 但由于水文循

环和水陆交互作用的复杂性(Grizzetti et al, 2016), 导致水体净化服务的时空评价存在不足, 如替代指标选取的差异性、量化方法的多样性及研究数据的精准度等对量化结果的影响(Guswa et al, 2014), 尤其是空间异质性显著的地区尺度上。在驱动力分析方面, 已有研究多集中于对土地利用、城市化、气候变化等单一驱动力分析(Gao et al, 2017; 陈晓红等, 2018; Jorda-Capdevila et al, 2019), 较少考虑多因素的综合作用机制和主导驱动力识别, 从而阻碍了水体净化服务在管理实践中的应用。

中国流域普遍面临水质退化、水资源短缺、土壤侵蚀等问题, 而以氮、磷为主的非点源污染则是多数流域治理的重点和难点(Zhou et al, 2017)。为此, 本文结合中国流域的现实问题, 采用空间精细化的生物物理模型、经验统计模型等多种方法, 在区域尺度上对流域陆地生态系统的水体净化服务进行精确的时空演变研究, 并在驱动因子空间栅格

收稿日期: 2018-10-04; 修订日期: 2019-02-02。

基金项目: 国家自然科学基金项目(41701604, 41601549); 山东省自然科学基金项目(ZR2017BD003); 济南大学博士基金项目(16010023)。[Foundation: National Natural Science Foundation of China, No. 41701604 and 41601549; Natural Science Foundation of Shandong Province, No. ZR2017BD003; Doctoral Foundation of University of Jinan, No. 16010023.]

第一作者简介: 刘洋(1986—), 女, 山东济南人, 副教授, 硕士生导师, 主要从事生态系统服务与生态补偿研究。

E-mail: liuyang0531py@126.com

引用格式: 刘洋, 吕建树, 毕军. 2019. 流域陆地生态系统水体净化服务表征及驱动力分析[J]. 地理科学进展, 38(4): 588-599. [Liu Y, Lv J S, Bi J. 2019. Characterizing water purification services and quantifying their driving factors in watershed terrestrial ecosystems. Progress in Geography, 38(4): 588-599.] DOI: 10.18306/dlkxjz.2019.04.011

化的基础上,定量分析主导影响因素及驱动机制,为区域水环境管理政策的制定提供科学参考和技术支撑。

1 研究区域与数据

1.1 研究区概况

研究区为太湖流域的典型地区,位于长江三角洲的核心区域——太湖流域的江苏省,包括苏州市、无锡市、常州市、镇江市及南京市的部分区域(图1)。同时,该区域又属于太湖流域水利分区中的湖西区、武澄锡虞区、阳澄淀泖区及太湖区,是独立的水利分区,便于数据收集及生态环境模拟。研究区是中国经济最发达、城市化水平最高的地区之一;气候温暖湿润,也是中国重要的粮食产区;土地利用/覆被类型以耕地为主,其次为水体和城镇用地(图2)。目前,该区面临的主要水环境问题是水质退

化,尤其是农业非点源污染已成为流域首要水环境问题(Reidsma et al, 2012; Liu et al, 2013)。因此,研究该区生态系统的水体净化服务对区域水环境管理具有重要意义。

1.2 数据来源及处理

研究数据为2000、2005及2010年的气象、土壤、土地及社会经济等数据。其中,气象数据来源于中国气象数据共享平台(<http://data.cma.cn>),包括研究区及其周边200 km范围内40个气象站点的降雨量、气温及太阳辐射等,并采用普通克里格法进行插值。DEM数据(30 m×30 m)来源于地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn>),利用ArcGIS中水文分析模块进行处理。用于计算植被覆盖度(NDVI)的TM遥感影像同样来源于地理空间数据云平台,并借助ENVI软件进行计算。土地利用、道路及河流矢量数据来源于地球系统科学数据共享平台(<http://www.geodata.cn>);而土壤理化数据、最大深度

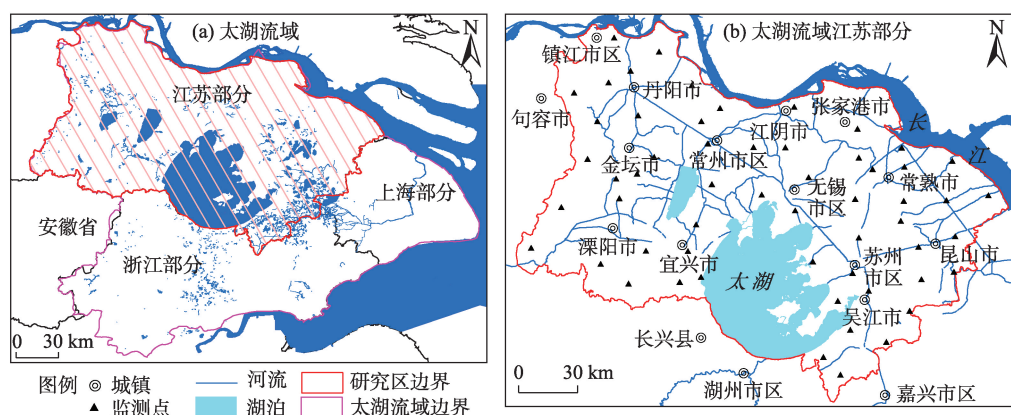


图1 研究区概况

Fig.1 Basic situation of the study area

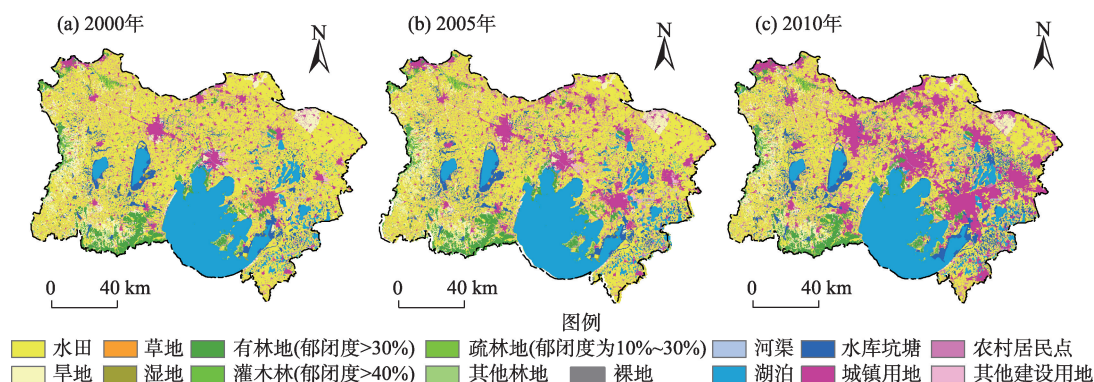


图2 研究区土地利用/覆被

Fig.2 Land use and land cover of the study area

及植被有效含水量等数据(100 m×100 m)的来源于中国科学院南京土壤研究所(Shi et al, 2010)。人口和GDP的栅格数据来源于中国科学院地理科学与资源研究所(闫庆武等, 2005),并结合研究区各乡镇的统计数据修正。农业及其他相关社会经济统计数据来源于研究区各县(市、区)统计年鉴^①。此外,用于模型计算的水文、水质数据来源于溧阳、宜兴、吴江等县(市、区)的水文局和环境监测站点(图1)。为便于后续计算分析,通过投影变化、栅格化及重采样等操作将所有空间数据统一到30 m的分辨率。

2 研究方法

2.1 水体净化服务模型

流域陆地生态系统通过植被、土壤等生态要素吸收径流中的营养盐,以减少随着径流排放到河流、湖泊等水域中的污染物,达到净化水质的目的。因此可利用陆地生态单元的氮输出量(Nitrogen Export, NE)与磷输出量(Phosphorus Export, PE)2个反向指标表征流域生态系统的氮、磷营养盐净化服务,其输出量值越低表示相应的水体净化服务

越高,反之亦然。

常用计算模型主要有InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs)、ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services)、LUCI (Land Utilisation and Capability Indicator)、SWAT (Soil and Water Assessment Tool)及VIC(Variable Infiltration Capacity)等。其中,InVEST模型具有界面友好、数据较易获取、输出结果可视化及便于情景分析等优势(白杨等, 2013)。该模型中的营养盐净化模块通过地表径流模拟,结合不同地类的氮、磷营养盐输出系数与滤除系数,计算研究区氮、磷输出量。本文中各地类的氮、磷输出系数与滤除系数主要参考前人研究(段亮等, 2006; 李恒鹏等, 2007; 闫丽珍等, 2010),并结合专家咨询意见及InVEST指导手册最终确定,如表1所示。模型原理如下所示:

$$Exp_x = ALV_x \prod_{y=X+1}^X (1 - E_y) \quad (1)$$

式中: Exp_x 为上游栅格 x 输出到下游水体的氮、磷营养盐输出量; E_y 代表每个下游栅格 y 的过滤效率; X 代表营养盐从产生到下游水体的运输路径; ALV_x 为校正的栅格 x 的营养盐输出值,其计算公式如下:

表1 研究区InVEST模型参数值

Tab.1 Parameter values of the InVEST model in the study area

地类	编码	根系长度/mm	蒸散系数	氮输出系数/(kg/hm ²)	氮滤除率/%	磷输出系数/(kg/hm ²)	磷滤除率/%
水田	1	700	0.85	19.40	30	1.22	30
旱地	2	800	0.60	14.70	40	0.59	40
有林地	3	7000	1.00	2.12	80	0.15	80
灌木林	4	6000	1.00	2.12	70	0.15	70
疏林地	5	5500	0.90	3.12	60	0.18	60
其他林地	6	3000	0.85	2.62	50	0.16	50
草地	7	2000	0.65	3.20	48	0.20	40
河渠	8	800	0.95	0.001	5	0.001	5
湖泊	9	1000	1.00	0.001	5	0.001	5
水库坑塘	10	1000	1.00	0.001	5	0.001	5
湿地	11	6000	0.95	2.00	80	0.05	80
城镇用地	12	1	0.65	12.00	5	2.10	5
农村居民点	13	1	0.30	20.00	10	2.50	5
其他建设用地	14	1	0.20	6.00	0.01	1.50	0.01
未利用地	15	1	0.22	1.45	5	0.045	5

① 包括江阴、宜兴、武进、溧阳、金坛、常熟、张家港、昆山、吴江、太仓、丹徒、丹阳、句容、溧水、高淳,以及无锡市区、常州市区、苏州市区、镇江市区2001、2006及2011年的统计年鉴。为避免行政区划变化的影响,将各县(市、区)边界统一到2010年的行政边界,对应的乡镇数据也进行了调整。

$$ALV_x = HSS_x \times pol_x \quad (2)$$

$$HSS_x = \frac{\lambda_x}{\lambda_w} \quad (3)$$

$$\lambda_x = \log\left(\sum_{u=1}^U Y_u\right) \quad (4)$$

式中: pol_x 为栅格 x 的营养盐输出系数; HSS_x 为水文敏感分值; λ_x 为栅格 x 的径流系数; λ_w 则是研究区内平均径流系数; $\sum_{u=1}^U Y_u$ 是汇入栅格 x 及所有上游栅格的总产水量, 可通过 InVEST 中的水量供给模块求得, 所需数据包括降雨量、植被有效含水量与土壤最大深度的栅格数据, 根系长度及蒸散系数等参数。其中, 降雨量栅格数据为研究区气象站点降雨矢量数据的插值, 植被有效含水量与土壤最大深度的栅格数据来源于中国科学院南京土壤研究所 (Shi et al, 2010), 根系长度参考黄林等 (2012)、吕刚等 (2013) 的研究结果, 蒸散系数参考纪迪等 (2013) 和吕文等 (2013) 的研究成果, 并结合 InVEST 指导手册确定, 具体如表 1 所示。

2.2 驱动力分析方法

在自然-社会-经济复合系统中, 生态系统服务驱动力错综复杂, 通过咨询相关领域专家, 考虑研究数据的可得性, 选取与生态系统服务供给密切相关的 43 个驱动因子进行分析。为消除驱动因子量纲及空间尺度来源的影响, 运用最值标准化方法, 结合镇级行政区的面积比, 对数据进行了标准化处理。在建立驱动力数据集的基础上, 检验驱动力变量之间的多重共线性, 以避免驱动力分析模型的参数估计误差。首先利用斯皮尔曼相关分析法计算驱动力变量之间的相关性; 然后对相关性超过 0.8 的 2 个变量保留其一 (Jose-Manuel et al, 2011), 去除 InVEST 模型中已含的参数变量, 确保驱动力分析结果的准确性。例如, 年均降雨量与年均相对湿度的相关性超过 0.8, 由于 InVEST 模型的输入参数中包括降雨量, 因此将其删除, 而保留年均相对湿度。最终, 12 个驱动因子被排除, 保留 31 个驱动因子用于后续模型分析, 并将其分为 10 个大类, 如表 2 所示。

运用 ArcGIS 软件生成研究区的 10000 个随机点, 将水体净化服务和驱动力的栅格值赋予这些点, 形成水体净化服务为因变量、驱动因素为自变量的数据集。由于该数据是综合了横截面和时间序列的随机点数据, 可以采用面板回归的混合效应模型进行驱动力分析。为减少异方差的影响, 使结

果具有可比性, 本文对所有变量进行对数化处理, 并在回归过程中进行稳健性检验。面板回归分析均在 Stata 13.1 平台实现。

3 结果与分析

3.1 水体净化服务模型验证

参考 Hou 等 (2016) 和 Yan 等 (2018) 的研究, 通过与前人研究数据进行对比以验证模拟结果。已有研究数据涉及不同空间尺度, 分别为无锡市 (夏敏等, 2013)、昆山市 (王小治等, 2009)、大浦镇 (王宁等, 2008) 以及常州东南部环太湖 3 个村庄 (Huang et al, 2013) 的氮、磷非点源负荷。Sharps 等 (2017) 与 Redhead 等 (2017) 的研究表明, 氮磷输出系数、滤除率、水文输入值等参数是 InVEST 模型的敏感因子。因此根据验证结果, 在合理的范围内不断调试这些参数, 直到偏差控制在 20% 之内。

此外, 通过将氮、磷净化服务的空间布局 (图 3) 与研究区土地利用/覆被状况 (图 2) 进行对比, 以进一步验证模型结果的准确性。结果表明, 氮、磷净化服务的高值区均分布在林地、草地等生态用地, 而低值区则存在明显差异, 分别位于耕地、农村居民点及城镇用地。由于化肥施用、畜禽养殖等农业活动的影响, 使得氮、磷负荷的空间分布与耕地、农村居民点等农业用地紧密相关 (吴攀等, 2015)。同时, 农村生活污染和城镇污水导致磷富集, 进而影响农村居民点和城镇用地的磷净化服务, 从而使磷输出量在这些地区分布明显 (Salvia-Castellvi et al, 2005; Mekonnen et al, 2018)。

3.2 水体净化服务指标的空间分布与变化

2000—2010 年研究区各期水体净化服务指标的空间分布格局如图 3 所示。其中, 绿色、红色、黄色分别表示服务供给的高值区、低值区及中值区。总体来看, 氮净化服务的高值区 (氮输出量的低值区) 主要分布在研究区周边、南部及湖体周围的林地、湿地等生态用地, 低值区 (氮输出量的高值区) 在中部和北部的耕地、农村居民点等地区较为突出, 而中值区分布广泛。通过对比研究区土地利用/覆被状况 (图 2) 可知, 磷净化服务的高值区 (磷输出量的低值区) 主要分布在研究区周边的林地、草地、湿地等生态用地, 低值区 (磷输出量的高值区) 则零散分布于建设用地区域, 中值区分布广泛且呈逐年增加趋势。

表2 水体净化服务的驱动力
Tab.2 Driving factors of water purification services

驱动力类别	驱动力简称	驱动力指标	单位
气候因素	SUN	日照百分率	%
	ARH	年均相对湿度	%
	TEM	年均气温	℃
地形因素	ALT	高程	m
	SLOP	坡度	°
水文因素	WATER	水网密度	hm ² /km ²
土壤因素	TN	土壤表层(0~20 cm)的总氮含量	mg/m ³
	TP	土壤表层(0~20 cm)的总磷含量	mg/m ³
	TK	土壤表层(0~20 cm)的总钾含量	mg/m ³
	SOM	土壤表层(0~20 cm)的有机质含量	mg/m ³
	BULK	土壤容重	g/cm ³
	SAND	土壤表层(0~20 cm)的砂粒(0.05~2.0 mm)含量百分比	%
	SILT	土壤表层(0~20 cm)的粉砂(0.002~0.05 mm)含量百分比	%
	CLAY	土壤表层(0~20 cm)的粘粒(<0.002 mm)含量百分比	%
植被覆盖度	NDVI	植被覆盖指数	[-1, 1]
人口经济情况	POP	人口密度	人/km ²
	GDP	单位面积国内生产总值	万元/km ²
建设用地密度	URBDENS	城镇建设用地密度	hm ² /km ²
	VILLDENS	农村居民点密度	hm ² /km ²
	ROADENS	道路密度	km/km ²
农业发达程度	AGRIPOP	农业人口密度	人/km ²
	AGRIGDP	单位面积农业生产总值	万元/km ²
	AGRPOWER	农业机械总动力	kW/hm ²
	FARINCM	农民年收入	元/人
植被用地状况	ARABLE	单位面积耕地比例	%
	FOREST	单位面积林地比例	%
	GRASS	单位面积草地比例	%
	WETLAND	单位面积湿地比例	%
区位可达性	DISWAT	离水体的距离	m
	DISURB	离城镇的距离	m
	DISVILL	离农村的距离	m

由图3可知,2000—2010年间研究区水体净化服务的空间分布发生了较为显著的变化,且变化强度具有较为显著的空间异质性。在 ArcGIS 中将2010年和2000年每种服务指标的栅格数据相减,得到其空间变化格局,再根据相应的变化程度,将其划分为5个等级,如图4所示。

结果表明,氮输出量变化等级中,强减少区(<-11.01 kg/hm²)碎片化分布,仅在研究区东部集中,占统计面积的4.02%;弱减少区(-11.00~0 kg/hm²)主要位于区域建设用地及其附近,占25.05%;弱增加区(0~11.00 kg/hm²)广泛分布于整个研究区,

占59.19%;强增加区(>11.01 kg/hm²)零星分布于区域东部,仅占1.19%。磷输出量变化等级中,强减少区(<-1.11 kg/hm²)零星分布,占统计面积的2.29%;弱减少区(-1.10~0 kg/hm²)与研究区原有城镇建设用地分布相近,占17.14%;弱增加区(0~1.10 kg/hm²)分布范围最广,占58.27%;强增加区(>1.11 kg/hm²)分布于研究区建设用地的外围扩展区,占10.23%。总之,研究区氮、磷输出量的弱增加区面积均最大,表明区域水体净化服务普遍存在弱降低的趋势。

3.3 水体净化服务指标的时间演变分析

借助 ArcGIS 的统计分析模块得到研究区各时

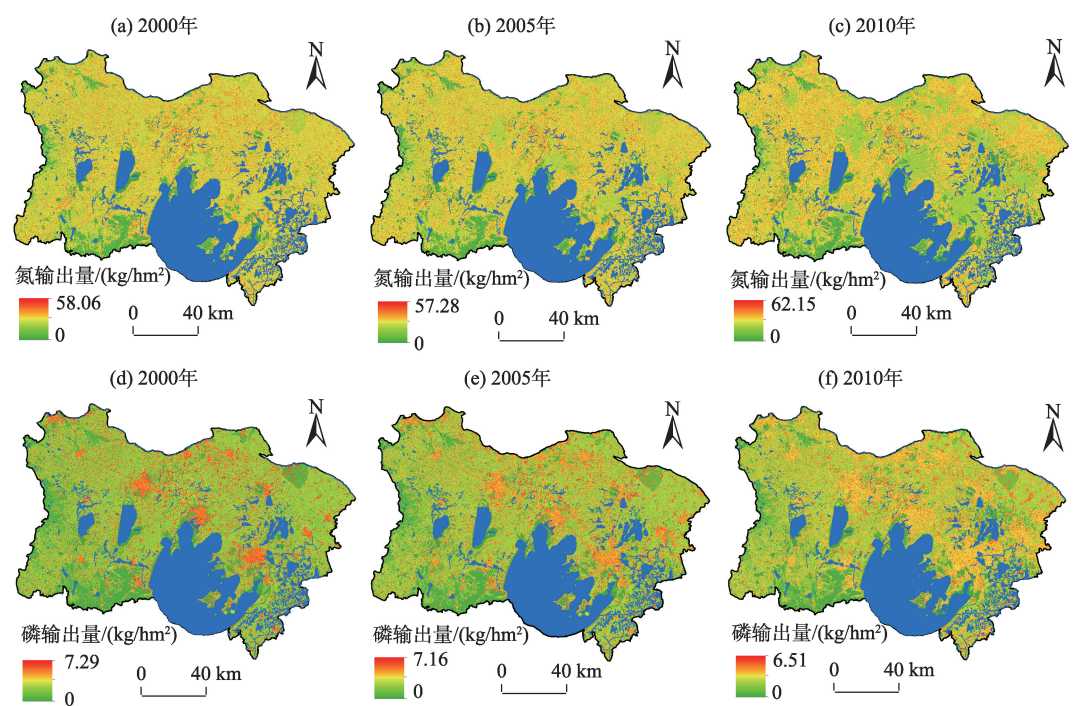


图3 2000—2010年水体净化服务指标的空间分布
Fig.3 Spatial distribution of water purification service indicators, 2000–2010

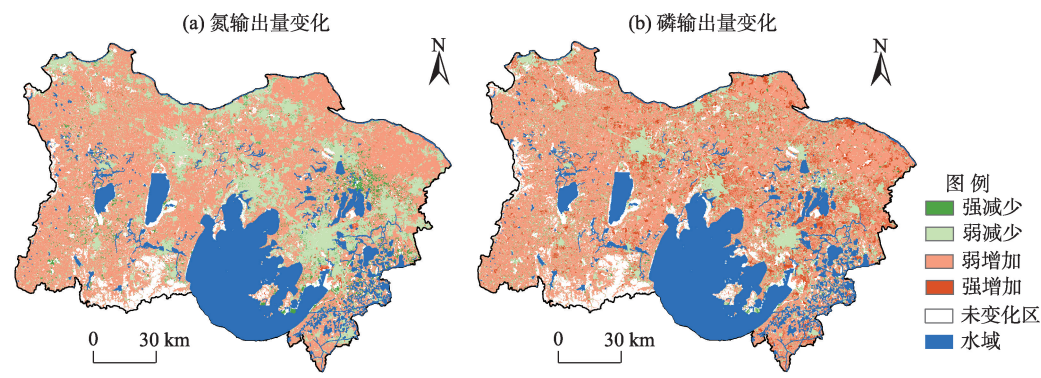


图4 水体净化服务指标的空间变化格局
Fig.4 Spatial variation pattern of water purification service indicators

期的氮、磷输出总量,并以此计算各期相对基期(2000年)的变化率,从而分析区域水体净化服务的整体变化趋势(图5)。可见,磷输出量一直在增加,而氮输出量在2005年后开始下降,表明2种水体净化服务总体变化不同,磷净化服务处于下降趋势,而氮净化服务的降低程度有所缓解。

基于2010年县级行政分区的矢量数据,利用GIS统计分析模块得到2000—2005、2005—2010年2个时间段各区服务指标的变化量,如图6所示。其中2000—2005年间各区的氮输出量均增加,且宜兴、溧阳、丹阳的增加量最大,表明氮净化服务的降低程度最大;溧水、高淳、句容及镇江市的市辖区由

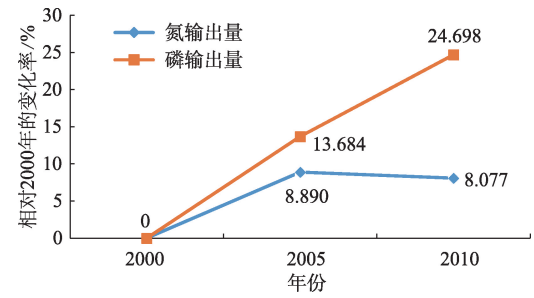
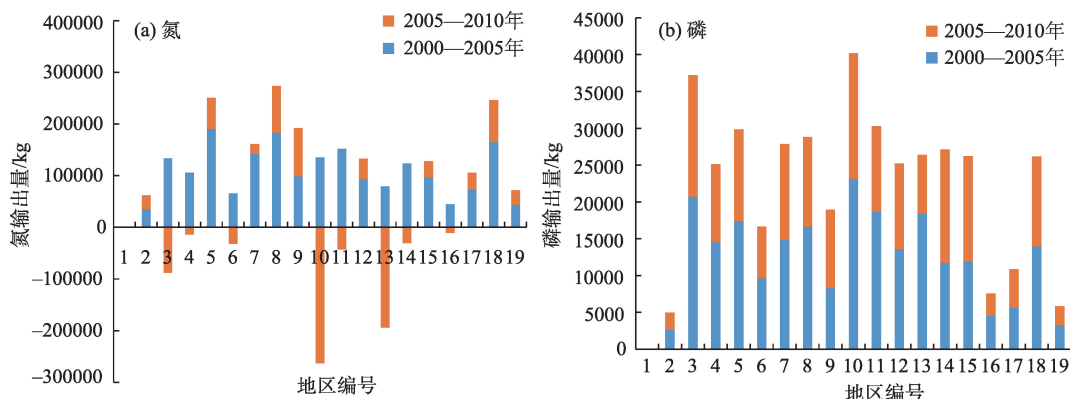


图5 研究区水体净化服务指标总量变化趋势
Fig.5 Trend of change of the total value of water purification service indicators in the study area

于所占面积较小,其增加程度也最小;2005—2010年间,无锡市区、江阴、常州市区、苏州市区、常熟、



注:编号1~19依次代表南京市溧水、高淳,无锡市的市辖区、江阴、宜兴,常州市的市辖区、武进、溧阳、金坛,苏州市的市辖区、常熟、张家港、昆山、吴江、太仓,镇江市的市辖区、丹徒、丹阳、句容。

图6 研究区各县级行政区的氮、磷输出量变化

Fig.6 Nitrogen and phosphorus export variation in counties and districts of the study area

昆山、吴江及镇江市区的氮输出量则呈现减少趋势,以苏州市区减少程度最大,表明氮净化服务增加程度最大。2个时间段各地区的磷输出量均增加,其中无锡市区和苏州市区增幅最大,表明磷净化服务的降低程度最大;其次是常熟、宜兴、昆山、吴江;而溧水、高淳、句容增加程度则最小。

3.4 水体净化服务的驱动力分析

2种水体净化服务的驱动力分析结果如表3所示。其中,氮驱动力回归模型拟合的 R^2 为0.819, F 值在0.01的水平上显著,说明模型拟合较理想。自变量 t 值多在1%的水平上显著,说明多数驱动力对氮输出量的解释力较强。从回归系数来看,气候因素对氮输出量的作用程度最大,尤其是相对湿度,其系数值达到-7.022;水网密度也是促进生态系统水体净化功能的重要因素,回归系数为-6.382;促进氮输出量增加的主要因素是农村居民点和耕地比例,回归系数分别为2.198和1.324;其他农业因子对氮输出量的影响也为正,但仅有农业人口密度通过了0.05水平的显著性检验。该回归结果说明:区域农业活动对生态系统的氮净化服务具有负面影响,尤其是农村住宅用地扩展、农耕活动增加及农业人口密度增大。土壤因素对氮输出量的影响均较为显著,其中土壤总氮含量、有机质含量及砂粒含量的回归系数为正,表明这些因素对生态系统的氮输出量增加有促进作用;植被覆盖度和林地比例对氮输出量的影响为负,表明提高地区生态植被用地可以有效地促进氮净化服务,减少区域氮输出量。此外,氮输出量还受到区位因素的显著影响,其中离水体、城镇距离的回归系数为正,

而离农村距离的回归系数为负,表明离农村越近,氮输出量越大,这进一步验证了农村居民点对氮净化服务的负作用。

磷驱动力回归模型拟合的 R^2 为0.792,其 F 值在0.01的水平上显著,多数自变量的 t 值也在1%的水平上显著。从回归系数来看,对磷输出量作用程度最大的驱动力也是气候因素中的相对湿度因子,其系数值为-6.017,表明相对湿度每增加1%,区域磷输出量将减少6.017%;水网密度也是重要的负向因素,其回归系数表明水网密度每增加1个百分点,磷输出量会减少4.144%;城镇建设用地密度、农村居民点及耕地比例对磷输出量增加有显著的促进作用,回归系数分别为3.444、2.242和1.159;土壤因素中,总钾含量、粉砂含量和粘粒含量的回归系数为负,表明这些因素对磷输出量具有消极作用,其含量的增加将提高生态系统净化磷的服务功能;与氮输出量相似的是,植被覆盖度、林地和湿地比例对磷输出量的影响也为负,进一步表明提高地区生态植被用地,尤其是林地和湿地,可对生态系统磷净化服务有促进作用。此外,磷输出量也受到区位因素的影响,其中离水体的回归系数为正,表明离水体越近,磷输出量越低;而离城镇和农村距离的回归系数为负,表明离其越近,磷输出量越高,生态系统的磷净化服务越低,这也间接说明研究区城镇和农村居民生活均对生态系统功能产生压力,降低了生态系统的磷净化服务。

4 结论与讨论

生态系统服务的时空变化表征有助于识别其

表3 研究区水体净化服务指标变化的驱动力回归结果

Tab.3 Regression analysis results of driving factors of water purification services variation in the study area

驱动力类型	驱动力	氮输出量变化的回归结果			磷输出量变化的回归结果		
		回归系数	标准差	t值	回归系数	标准差	t值
气候因子	日照百分率	-3.935***	0.513	-7.660	-2.258***	0.419	-5.390
	相对湿度	-7.022***	0.531	-13.220	-6.017***	0.435	-13.840
	年均气温	-4.313***	0.840	-5.130	-2.365***	0.687	-3.440
地形因子	高程	-0.582***	0.025	-22.970	-0.537***	0.021	-25.930
	坡度	0.003	0.004	0.760	0.000	0.005	-0.060
水文因子	水网密度	-6.382***	0.476	-13.420	-4.144***	0.480	-8.630
土壤因子	土壤表层总氮含量	0.149***	0.028	5.410	0.123***	0.023	5.410
	土壤表层总磷含量	-0.202***	0.029	-7.050	0.164***	0.023	7.010
	土壤表层总钾含量	-0.205***	0.043	-4.740	-0.153***	0.036	-4.300
	土壤表层有机质含量	0.148***	0.038	3.890	0.193***	0.053	3.650
	土壤容重	-0.320*	0.185	1.730	0.131	0.084	1.570
	土壤表层砂粒含量比	0.217***	0.072	-3.020	0.163***	0.059	-2.750
	土壤表层粉砂含量比	-0.360***	0.052	6.910	-0.253***	0.043	5.910
	土壤表层粘粒含量比	-0.097**	0.043	-2.230	-0.128***	0.036	-3.510
植被因子	植被覆盖指数	-0.281**	0.126	-2.220	-0.012**	0.006	-2.080
人口经济因子	单位面积GDP	0.009	0.010	0.860	0.004	0.009	0.430
	人口密度	0.001	0.005	0.140	0.002	0.002	1.220
建设用地密度	城镇用地密度	-3.008	1.936	-1.550	3.444**	1.584	2.170
	农村居民点密度	2.198***	0.514	4.270	2.242***	0.526	4.260
	道路密度	-0.005	0.004	-1.270	-0.006**	0.003	-2.030
农业发展因子	农业人口密度	0.194**	0.101	2.930	0.162**	0.082	-1.970
	农业GDP	0.050	0.061	0.820	0.031	0.045	0.690
	农业机械总动力	0.022	0.044	0.500	0.022	0.036	0.610
	农民年收入	0.041	0.069	0.590	0.016	0.055	0.280
植被用地因子	耕地比例	1.324***	0.212	6.240	1.159***	0.353	3.280
	林地比例	-0.375***	0.065	2.890	-0.123**	0.217	-2.030
	草地比例	-2.343	1.499	-1.560	-1.972	1.221	-1.610
	湿地比例	-0.411	0.428	-0.960	-0.831**	0.467	-2.100
区位可达性因子	离水体的距离	0.459***	0.006	77.680	0.081***	0.019	4.350
	离城镇的距离	0.016***	0.004	4.160	-0.039***	0.003	-12.140
	离农村的距离	-0.025***	0.003	-7.830	-0.065***	0.003	-23.850
	常量	4.402	11.333	0.390	-3.238	9.212	-0.350

注:***、**和*分别表示变量在1%、5%和10%的统计水平上显著。

数量、位置及热点区,为生态环境保护、土地利用规划提供定量、直观及动态的决策信息。本文以太湖流域江苏省为案例区,利用生物物理模型和GIS空间分析方法表征了流域陆地生态系统的水体净化服务。结果显示,氮、磷净化服务具有较明显的空间异质性和总体下降的时间变化性,其中磷净化服务的下降趋势更显著,表明区域存在潜在的生态风险。Xu等(2016)的研究发现,1985—2010年间太湖流域水体净化服务以20.9%的中度退化为主,增加

了流域生态风险程度。Li等(2016)采用生态系统服务供给率与供需比2个指标进行研究,结果也表明2000—2010年太湖流域的生态系统服务显著降低。Chen等(2018)的研究结果则表明2000—2010年间太湖流域的氮、磷净化服务轻微下降,且氮、磷服务分布高值区主要为流域周边的生态功能区,与本文的模拟结果具有一定的相似性。总之,这些研究从不同视角,运用多种方法对流域层面的水体净化服务进行模拟,其结果也间接验证了本文服务表

征的准确性。

模型选择是水体净化服务表征的基础。在生态系统服务量化模型中, InVEST 和 ARIES 模型主要运用年份数据量化水体净化服务, 而 SWAT 等水文模型则需逐日的水文数据以模拟水质的变化过程; VIC 模型仅适合大尺度研究区, 难以进行站点层面的评价, 而 InVEST 模型多用于国家和区域尺度研究, 在局地尺度则需要更精准的数据校正。总之, 应基于研究问题分析, 根据模型尺度特征和研究数据类型确定表征模型。也有研究(Keeler et al, 2013; Sharps et al, 2017)认为, 尽管模型所需数据、输出形式存在差异, 但模拟结果却存在一定的相似性。本文重在分析流域水体净化服务在不同年份的空间格局及其变化情况, 因此选择区域尺度上广泛应用的 InVEST 模型进行服务表征。此外, 考虑到研究数据的可得性和多期结果的对比性, 本文仅以精确度较高的 2000—2010 年数据为例进行模拟, 未来应在获取相同精度新数据的基础上, 尝试更长时间序列的研究。

由于实际监测数据普遍难以获取, 使得生态系统服务模型验证相对困难(Hou et al, 2016)。Sepelt 等(2011)对 153 篇相关文献进行综述, 发现仅有 18% 的研究尝试全面验证模型, 不到 1/3 的研究进行了不确定性评价。Ochoa 等(2017)的研究也发现, 在 65 篇公开发表的文章中仅有 12.9% 的研究利用统计软件进行模型验证, 26 篇采用地图资料对比、专家咨询等其他方法进行验证。考虑到研究区范围及数据获取情况, 本文通过对比不同空间尺度上的前人研究数据进行模型验证。未来可结合实地监测数据, 在排除点源污染的基础上, 对比模拟数据, 进一步校验模型。此外, 该模型也存在一些不足, 不能分析季节性及更短时间尺度上的服务特征, 仅考虑了植被及土壤对污染物的过滤作用, 而忽略了生态系统中污染物被吸收、降解的化学或生物效应(Sun et al, 2018), 导致水体净化服务可能被低估(Sharps et al, 2017)。因此, 未来可进行该模型的扩展研究, 根据研究区实际情况对模型结构进行改进, 并尝试整合验证模块, 有效结合专家知识, 以提高模拟的精准度, 拓展模型的适用范围。

水体净化服务的研究结果可用于流域水环境管理及相关政策制定。通过本文的研究可明确多种水体净化服务的变化程度, 对下降明显的服务采取更加严格的污染物减排措施, 减少人类活动对该类生态系统净化功能的影响。从空间分布来看, 水

体净化服务的高值区和低值区是流域及行政区层面管控的热点地区, 应进一步加强对高值区的保护, 促进服务的持续供给, 同时重点监控低值区的氮、磷排放情况。此外, 服务显著下降区也是非点源污染治理的关键区(Yan et al, 2018), 应结合氮磷拦截技术、生态系统修复工程、环境保护奖罚制度等措施进行管控。

生态系统服务的驱动力分析一直是研究难点, 本文在驱动因子空间栅格化的基础上, 借助面板回归方法定量分析了水体净化服务变化的主导驱动力, 以期为区域非点源污染治理及生态系统管理等相关政策的制定提供技术与信息支撑。驱动力研究表明, 通过采取气候适应性的政策措施可协同管理氮、磷净化服务, 但由于驱动力存在一定的差异性, 也应采取不同的管控措施。对于氮净化服务, 农村居住地、农耕活动及农业人口密度是重要驱动力, 因此通过完善农村生产生活条件, 引导农户个体行为, 以降低农业活动对生态系统的影响, 例如合理规划农村宅基地建设、建立配套的污水处理设施, 以及有效施肥、耕作等田间管理措施等。对于磷净化服务, 城镇建设用地和农村居民点的影响相对显著, 通过调整相关建设地上的生产生活行为可在较大程度缓解人类对区域生态系统的压力, 从而减少区域磷排放。

参考文献(References)

- 白杨, 郑华, 庄长伟, 等. 2013. 白洋淀流域生态系统服务评估及其调控 [J]. 生态学报, 33(3): 711-717. [Bai Y, Zheng H, Zhuang C W, et al. 2013. Ecosystem services valuation and its regulation in Baiyangdian Basin: Based on InVEST model. *Acta Ecologica Sinica*, 33(3): 711-717.]
- 陈晓红, 周宏浩. 2018. 城市化与生态环境关系研究热点与前沿的图谱分析 [J]. 地理科学进展, 37(9): 1171-1185. [Chen X H, Zhou H H. 2018. Research hotspots and prospects of urbanization and ecological environment relationship based on visual knowledge mapping. *Progress in Geography*, 37(9): 1171-1185.]
- 段亮, 段增强, 夏四清. 2006. 太湖旱地非点源污染定量研究 [J]. 水土保持通报, 26(6): 40-43. [Duan L, Duan Z Q, Xia S Q. 2006. Quantification of non-point pollution from uplands in Taihu Lake Catchment. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 26(6): 40-43.]
- 黄林, 王峰, 周立江, 等. 2012. 不同森林类型根系分布与土壤性质的关系 [J]. 生态学报, 32(19): 6110-6119. [Huang L, Wang F, Zhou L J, et al. 2012. Root distribution in the

- different forest types and their relationship to soil properties. *Acta Ecologica Sinica*, 32(19): 6110-6119.]
- 纪迪, 张慧, 沈渭寿, 等. 2013. 太湖流域下垫面改变与气候变化的响应关系 [J]. 自然资源学报, 28(1): 51-62. [Ji D, Zhang H, Shen W S, et al. 2013. The response relationship between underlying surface changing and climate change in the Taihu Basin. *Journal of Natural Resources*, 28(1): 51-62.]
- 李恒鹏, 杨桂山, 黄文钰, 等. 2007. 太湖上游地区面源污染氮素入湖量模拟研究 [J]. 土壤学报, 44(6): 1063-1069. [Li H P, Yang G S, Huang W Y, et al. 2007. Simulating fluxes of non-point source nitrogen from upriver region of Taihu Basin. *Acta Ecologica Sinica*, 44(6): 1063-1069.]
- 吕刚, 魏忠平, 高英旭, 等. 2013. 不同土地利用类型植物根系与土壤抗蚀性关系研究 [J]. 干旱地区农业研究, 31(2): 111-115. [Lv G, Wei Z P, Gao Y X, et al. 2013. Study on relationship between plant roots and soil anti-erodibility of different land utilization types. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 31(2): 111-115.]
- 吕文, 杨桂山, 万荣荣, 等. 2013. 太湖流域春季不同土地利用类型蒸散速率的比较 [J]. 水土保持通报, 33(5): 202-209. [Lv W, Yang G S, Wan R R, et al. 2013. Comparison study on evapotranspiration characteristics of different land-use types in Taihu Lake Watershed. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 33(5): 202-209.]
- 王宁, 郭红岩, 王晓蓉, 等. 2008. 太湖河网地区农村非点源氮负荷: 以宜兴市大浦镇为例 [J]. 生态学杂志, 27(4): 557-562. [Wang N, Guo H Y, Wang X R, et al. 2008. Nitrogen load from rural non-point source in river network region, Taihu Lake: A case study from Dapu Town in Yixing City. *Chinese Journal of Ecology*, 27(4): 557-562.]
- 王小治, 王爱礼, 尹微琴, 等. 2009. 太湖流域农业非点源污染优先识别区研究: 以昆山为例 [J]. 农业环境科学学报, 28(9): 1874-1879. [Wang X Z, Wang A L, Yin W Q, et al. 2009. Application of agricultural non-point source pollution potential index in typical area of Taihu: A case study in Kunshan City. *Journal of Agro-Environment Science*, 28(9): 1874-1879.]
- 吴攀, 秦伯强, 于革, 等. 2015. 太湖上游流域经济发展对废水排放及入湖总磷的影响 [J]. 湖泊科学, 27(6): 1107-1114. [Wu P, Qin B Q, Yu G, et al. 2015. Effects of economic development on wastewater discharge and influent total phosphorus load in the upstream of Lake Taihu Basin. *Journal of Lake Science*, 27(6): 1107-1114.]
- 夏敏, 班伟, 赵冰雪. 2013. 太湖流域非点源污染负荷估算系统的设计与应用 [J]. 水土保持通报, 33(3): 197-201. [Xia M, Ban W, Zhao B X. 2013. Design and application of non-point source pollution load estimating system in Taihu Lake Basin. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 33(3): 197-201.]
- 闫丽珍, 石敏俊, 王磊. 2010. 太湖流域农业面源污染及控制研究进展 [J]. 中国人口·资源与环境, 20(1): 99-107. [Yan L Z, Shi M J, Wang L. 2010. Review of agricultural non-point pollution in Taihu Lake and Taihu Basin. *China Population, Resources and Environment*, 20(1): 99-107.]
- 闫庆武, 卞正富, 赵华. 2005. 人口密度空间化的一种方法 [J]. 地理与地理信息科学, 21(5): 45-48. [Yan Q W, Bian Z F, Zhao H. 2005. A method of spatialization of population density. *Geography and Geo-Information Science*, 21(5): 45-48.]
- 赵文武, 刘月, 冯强, 等. 2018. 人地系统耦合框架下的生态系统服务 [J]. 地理科学进展, 37(1): 139-151. [Zhao W W, Liu Y, Feng Q, et al. 2018. Ecosystem services for coupled human and environment systems. *Progress in Geography*, 37(1): 139-151.]
- Andrew M E, Wulder M A, Nelson T A, et al. 2015. Spatial data, analysis approaches, and information needs for spatial ecosystem service assessments: A review [J]. *GIScience & Remote Sensing*, 52(3): 344-373.
- Chen J, Cui T, Wang H, et al. 2018. Spatio-temporal evolution of water-related ecosystem services: Taihu Basin, China [J]. *PeerJ*, 6: e5041. doi: 10.7717/peerj.5041.
- Gao J, Li F, Gao H, et al. 2017. The impact of land-use change on water-related ecosystem services: A study of the Guishui River Basin, Beijing, China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 163: S148-S155.
- Grizzetti B, Lanza D, Lique C, et al. 2016. Assessing water ecosystem services for water resource management [J]. *Environmental Science & Policy*, 61: 194-203.
- Guswa A J, Brauman K A, Brown C, et al. 2014. Ecosystem services: Challenges and opportunities for hydrologic modeling to support decision making [J]. *Water Resources Research*, 50(5): 4535-4544.
- Hou Y, Li B, Müller F, et al. 2016. Ecosystem services of human-dominated watersheds and land use influences: A case study from the Dianchi Lake Watershed in China [J]. *Environmental Monitoring & Assessment*, 188(11): 1-19.
- Hu Y, Peng J, Liu Y, et al. 2018. Integrating ecosystem services trade-offs with paddy land-to-dry land decisions: A scenario approach in Erhai Lake Basin, Southwest China [J]. *Science of the Total Environment*, 625: 849-860.
- Huang L, Ban J, Huang Y, et al. 2013. Multi-angle indicators system of non-point pollution source assessment in rural areas: A case study near Taihu Lake [J]. *Environmental Management*, 51(4): 939-950.
- Jorda-Capdevila D, Gampe D, Huber V G, et al. 2019. Impact and mitigation of global change on freshwater-related ecosystem services in southern Europe [J]. *Science of the To-*

- tal Environment, 651: 895-908.
- Jose-Manuel A M, Susana S S, Calabuig E D L. 2011. Modeling the risk of land cover change from environmental and socio-economic drivers in heterogeneous and changing landscapes: The role of uncertainty [J]. *Landscape & Urban Planning*, 101(2): 108-119.
- Keeler B, Dalzell B J, Pennington D, et al. 2013. Comparing SWAT and InVEST models for water yield and nutrient export: When is a simple model good enough for decision support? [R]. American Geophysical Union, Fall Meeting 2013. San Francisco: American Geophysical Union: 1135.
- Kirsten H, Michel L, Stefano A. 2018. How ecological feedbacks between human population and land cover influence sustainability [J]. *PLOS Computational Biology*, 14(8): e1006389.
- La Notte A, Dalmazzone S. 2018. Sustainability assessment and causality nexus through ecosystem service accounting: The case of water purification in Europe [J]. *Journal of Environmental Management*, 223: 964-974.
- Li J, Jiang H, Bai Y, et al. 2016. Indicators for spatial-temporal comparisons of ecosystem service status between regions: A case study of the Taihu River Basin, China [J]. *Ecological Indicators*, 60: 1008-1016.
- Liu M, Huang G H, Liao R F, et al. 2013. Fuzzy two-stage non-point source pollution management model for agricultural systems: A case study for the Lake Tai Basin, China [J]. *Agricultural Water Management*, 121: 27-41.
- Mekonnen M M, Hoekstra A Y. 2018. Global anthropogenic phosphorus loads to freshwater and associated grey water footprints and waterpollution levels: A high-resolution global study [J]. *Water Resources Research*, 54(1): 345-358.
- Nazmul H, Antje B, Lars R. 2019. Interactions between freshwater ecosystem services and land cover changes in southern bangladesh: A perspective from short-term (seasonal) and long-term (1973-2014) scale [J]. *Science of The Total Environment*, 650: 132-143.
- Ochoa V, Urbina-Cardona N. 2017. Tools for spatially modeling ecosystem services: Publication trends, conceptual reflections and future challenges [J]. *Ecosystem Services*, 26: 155-169.
- Ouyang Z Y, Zhang H, Xiao Y, et al. 2016. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital [J]. *Science*, 352: 1455-1459.
- Pennington D N, Dalzell B, Nelson E, et al. 2017. Cost-effective land use planning: Optimizing land use and land management patterns to maximize social benefits [J]. *Ecological Economics*, 139: 75-90.
- Qi W, Li H, Zhang Q, et al. 2019. Forest restoration efforts drive changes in land-use/land-cover and water-related ecosystem services in China's Han River Basin [J]. *Ecological Engineering*, 126: 64-73.
- Redhead J W, May L, Oliver T H, et al. 2017. National scale evaluation of the InVEST nutrient retention model in the United Kingdom [J]. *Science of the Total Environment*, 610-611: 666-677.
- Reidsma P, Feng S Y, Van Loon M, et al. 2012. Integrated assessment of agricultural land use policies on nutrient pollution and sustainable development in Taihu Basin, China [J]. *Environmental Science & Policy*, 18(4): 66-76.
- Salvia-Castellvi M, Iffly J F, Borghet P V, et al. 2005. Dissolved and particulate nutrient export from rural catchments: A case study from Luxembourg [J]. *Science of the Total Environment*, 344(1-3): 51-65.
- Seppelt R, Dormann C, Eppink F V, et al. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: Approaches, shortcomings and the road ahead [J]. *Journal of Applied Ecology*, 48(3): 630-636.
- Sharps K, Masante D, Thomas A, et al. 2017. Comparing strengths and weaknesses of three ecosystem services modelling tools in a diverse UK river catchment [J]. *Science of the Total Environment*, 584-585: 118-130.
- Shi X Z, Wang H J, Warner E D, et al. 2010. Cross-reference for relating Genetic Soil Classification of China with WRB at different scales [J]. *Geoderma*, 154(1): 344-350.
- Sun X, Crittenden J C, Li F, et al. 2018. Urban expansion simulation and the spatio-temporal changes of ecosystem services, a case study in Atlanta metropolitan area, USA [J]. *Science of the Total Environment*, 622-623: 974-987.
- Wong C P, Jiang B, Kinzig A P, et al. 2015. Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy [J]. *Ecology Letters*, 18(1): 108-118.
- Xiao S, Lu Z, Feng L, et al. 2018. Analyzing spatio-temporal changes and trade-offs to support the supply of multiple ecosystem services in Beijing, China [J]. *Ecological Indicators*, 94: 117-129.
- Xu X, Yang G, Tan Y, et al. 2016. Ecological risk assessment of ecosystem services in the Taihu Lake Basin of China from 1985 to 2020 [J]. *Science of the Total Environment*, 554-555: 7-16.
- Yan Y, Guan Q, Wang M, et al. 2018. Assessment of nitrogen reduction by constructed wetland based on InVEST: A case study of the Jiulong River Watershed, China [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 133: 349-356.
- Zhou Y, Ma J, Zhang Y, et al. 2017. Improving water quality in China: Environmental investment pays dividends [J]. *Water Research*, 118: 152-159.

Characterizing water purification services and quantifying their driving factors in watershed terrestrial ecosystems

LIU Yang^{1,2}, LV Jianshu³, BI Jun⁴

(1. Business School, University of Jinan, Jinan 250002, China; 2. Shandong Longshan Green Economic Research Center, Jinan 250002, China; 3. School of Geography and Environment, Shandong Normal University, Jinan 250014, China; 4. School of the Environment, Nanjing University, Nanjing 210046, China)

Abstract: Water purification services of the terrestrial ecosystem can filter out pollutants in surface runoff, which helps to reduce emissions into the water body. Therefore, improving these services is an effective way to control non-point source pollution in watersheds, and accurately quantifying the spatiotemporal characteristics and driving factors of change of the services is the precondition for such improvement. Purification services for nitrogen and phosphorus are two typical water purification services, which can be quantified by nitrogen and phosphorus exports as the reverse proxy indicators. Taking a representative area of the Taihu Lake Basin in 2000–2010 as a case, we used the nutrient purification model in the Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST) tool to quantify nitrogen and phosphorus indicators of terrestrial ecosystem. The spatial pattern and temporal variation of purification services for nitrogen and phosphorus were characterized by the spatial analysis method in ArcGIS. In order to quantify the driving factors of change of the services, we developed a panel data model based on 31 selected factors and GIS spatial statistics methods. The results show that there were obvious spatial heterogeneities between nitrogen and phosphorus indicators and change over time. Both nitrogen and phosphorus purification services showed a spatial characteristic of widely weak decrease from 2000 to 2010, with the areal ratios of 59.19% and 58.27%, respectively. With regard to the temporal variation of service amount, nitrogen purification service of the study area first reduced then increased slightly during 2000–2005 and 2005–2010, and the increase in Suzhou urban district, Wuxi urban district, and Kunshan City were obvious. Phosphorus purification service was always in decline during 2000–2005 and 2005–2010, and the urban districts of Wuxi and Suzhou experienced the largest reduction. Water purification services are influenced by multiple driving factors in the physical, social, and economic domains. Climatic factors and water network density had significant positive influences on these two services, while the negative driving factors differed. Arable land proportion, village density, and agricultural population density had major negative effects on nitrogen purification service; while urban land density mainly impacted negatively on phosphorus purification service. Therefore, appropriate measures should be implemented to improve these two water purification services according to the driving factor analysis. Climate change adaptation policy can contribute to synergistically manage nitrogen and phosphorus purification services. Meanwhile, different control measures should be taken because of the varied driving factors between nitrogen and phosphorus purification services. Improving production and living conditions in rural areas and guiding individual behaviors of farmers can help to reduce the impact of agricultural activities on nitrogen purification service. Adjusting production and daily living activities in urban areas can reduce phosphorus emissions and enhance the phosphorus purification service of the terrestrial ecosystem. This study can provide support for non-point source pollution control and water management in watersheds.

Keywords: terrestrial ecosystem; water purification services; spatiotemporal variation; driving factor; Taihu Lake Basin