

孟岑,李裕元,许晓光等. 2013. 亚热带流域氮磷排放与养殖业环境承载力实例研究[J]. 环境科学学报, 33(2): 635-643

Meng C, Li Y Y, Xu X G, et al. 2013. A case study on non-point source pollution and environmental carrying capacity of animal raising industry in subtropical watershed[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 33(2): 635-643

亚热带流域氮磷排放与养殖业环境承载力实例研究

孟岑^{1,2}, 李裕元^{1,*}, 许晓光^{1,3}, 高茹^{1,2}, 王毅¹, 张满意¹, 吴金水¹

1. 中国科学院亚热带农业生态研究所 亚热带农业生态过程重点实验室, 长沙 410125

2. 中国科学院大学, 北京 100049

3. 西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 西安 710055

收稿日期: 2012-07-12 修回日期: 2012-08-06 录用日期: 2012-08-30

摘要: 畜禽养殖业粪便排放已经成为我国农村地区主要的农业面源污染源之一,也是制约养殖业良性发展的主要瓶颈. 本文以湖南省长沙县典型亚热带流域为研究单元,基于流域水环境定位观测、耕地氮(N)磷(P)消纳能力以及养殖业调查和土壤分析资料,初步分析了亚热带丘陵区的面源污染现状及畜禽养殖业的环境承载力. 结果表明,研究区金井河流域 134.4 km² 范围内 N、P 年负荷分别为 N 2.72 t·km⁻² 和 P 0.11 t·km⁻²,其中养殖粪便对水体总氮(TN)、总磷(TP)负荷的贡献率分别约为 42.2% 和 62.0%. 区内平均畜禽养殖密度为 3.46 AU·hm⁻² (相当于流域内年出栏生猪 24.39 万头),显著高于现有化肥用量条件下流域的实际承载力 1.13 AU·hm⁻² (相当于流域内年出栏生猪 6.35 万头),因此养殖密度过高是导致研究区水体 NP 负荷较高的主要原因. 区内 N、P 盈余量分别为 N 35.8 kg·hm⁻²、P 18.61 kg·hm⁻². 研究区基本不施用化肥条件下畜禽养殖业的最大环境承载力为 7.26 AU·hm⁻²,在有机肥占合理施肥量 30% 条件下,当地畜禽养殖业的环境承载力为 2.74 AU·hm⁻² (相当于流域内年出栏生猪 19.50 万头). 降低养殖密度、调整养殖业空间布局以及提高养殖废弃物的资源化利用率是防治当前面源污染的有效途径.

关键词: 亚热带流域; 畜禽养殖密度; 氮磷负荷; 环境承载力

文章编号: 0253-2468(2013)02-635-09 中图分类号: X32 文献标识码: A

A case study on non-point source pollution and environmental carrying capacity of animal raising industry in subtropical watershed

MENG Cen^{1,2}, LI Yuyuan^{1,*}, XU Xiaoguang^{1,3}, GAO Ru^{1,2}, WANG Yi¹, ZHANG Manyi¹, WU Jinshui¹

1. Key Laboratory of Agro-ecological Processes in Subtropical Region, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

3. College of Environment and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055

Received 12 July 2012; received in revised form 6 August 2012; accepted 30 August 2012

Abstract: The discharge of faeces from animal production is a major source of nitrogen (N) and phosphorus (P) pollutants in the subtropical region of China. To quantify the N and P load from animal production to hydro-systems in the region, surveys on pig density and N/P inputs to farmlands, soil N and P contents, and annual observations of the N and P flows in the streams and the terminal river were carried out in a hilly watershed (134.4 km²) in Changsha County, Hunan Province. It was showed that the total NP loads from the watershed to the terminal river was 2.72 t and 0.11 t·km⁻²·a⁻¹, respectively; within which 42.2% of the N and 62.0% of the P were loaded from animal production sites. The mean animal density in the watershed was currently 3.46 AU·hm⁻². The current NP inputs to farmlands was 35.8 kg and 18.6 kg·hm⁻² in the watershed. Based on an estimate for the environmental adaptation capacity (EAC) of N and P in the watershed, the current animal density was 2.4 times larger than the critical density (1.13 AU·hm⁻²) of the EAC for the watershed under the current N and P fertilizer inputs levels. Assuming that 30% of N discharge for animal production is re-used by farmlands, the animal density under the EAC can be set at 2.74 AU·hm⁻² (equivalent to 195 000 pigs for slaughter every year). Thus, we propose to reconstruct the agricultural systems by reducing animal production and establishing an integrating crop and animal farming systems.

Keywords: subtropical watershed; animal density; nitrogen and phosphorus load; environmental adaptation capacity

基金项目: 中国科学院创新团队(No. ZCX2-YW-407); 国家自然科学基金(No. 41171396)

Supported by the Innovation Team of Chinese Academy of Sciences (No. ZCX2-YW-407) and the National Natural Science Foundation of China (No. 41171396)

作者简介: 孟岑(1987—)男, E-mail: 691558706@qq.com; * 通讯作者(责任作者) E-mail: liyy@isa.ac.cn

Biography: MENG Cen(1987—) male E-mail: 691558706@qq.com; * Corresponding author E-mail: liyy@isa.ac.cn

1 引言(Introduction)

近 20 年来,中国的畜牧业产值年平均递增近 10%,增长速度明显高于种植业,全国畜牧业占农业总产值的比重已经从 1980 年的 18% 上升至 2009 年的 38%,部分城市郊区畜牧业产值已高达 50% 以上.在畜禽养殖业快速发展的同时,畜禽粪便的产生量也在急剧增加.据初步估测,目前全国畜禽养殖业粪便产生量 2.43 亿 t,尿液产生量 1.63 亿 t,其中仅有 3% 经过无害化处理,绝大部分直接排入河道或渗入地下水,导致粪便成为农村和城郊地区主要的环境污染源之一(Gerber *et al.*, 2005; 李荣刚等, 2000).有研究显示太湖流域畜禽粪便流入水体的氮(N)和磷(P)分别占总污染负荷的 10.98%、19.4%(李荣刚等, 2000).虽然畜禽粪便可以作为有机肥直接施用,但随着养殖规模的不断扩大,部分集约化养殖区粪便 N、P 产生量已远远超过当地农田可承载的安全警戒值,从而造成严重的环境问题(段勇等, 2007).畜禽排泄物给广大农村地区生态环境带来的环境问题日趋突出,已经成为养殖业持续良性发展的主要瓶颈.

根据环境 NP 本底信息、区域主要收支途径与强度、时空变化等特征,以流域为单元制订实施 NP 环境安全原地控制标准(环境承载力)是当前欧美通用的面源污染防控方法,如综合养分管理计划(CNMP)是专为畜禽养殖业制订的水质量保护计划,旨在控制 P 的施用,一方面确保 P 资源的可持续性,另一方面充分利用畜禽粪尿,提高土壤有机质,最大限度地实现高产和环境保护双赢(Caruso *et al.*, 2000).根据不同地区水体的受损严重程度分别制定各种污染物质的最大日负荷(TMDLs),其中 N、P 含量是该项目的重要指标(Sims *et al.*, 1999, Brian *et al.*, 2008).我国在畜禽粪便排放对环境的影响方面也开展了一些研究工作.沈根祥等(1994)对上海郊区农田畜禽粪便负荷量承受程度进行了预警分级,以期降低城郊养殖业的污染风险.段勇等(2007)从闽江流域畜禽养殖业入手研究得出闽江流域畜禽粪便负荷量平均为 22.95 t·hm⁻²,畜禽养殖已对流域环境产生污染风险.张维理(2004)的研究表明,畜禽养殖对太湖水体总磷(TP)贡献达到 35%,超过工业、农业等生产活动 TP 排放.但是,目前国内的研究主要集中在各大湖泊流域内畜禽养殖对水体的污染和农田畜禽粪便承

载量现状等方面,而针对流域控制目标的 NP 养殖承载力研究还很少见到(李帷等, 2007).

湖南省为我国畜牧业大省之一,目前年人均生猪生产出栏量 3.04 头,位居全国第一(谭美英等, 2011),但引起的环境问题也尤其突出,近年来出于水源和环境保护等原因,一些地方政府已不得不出台文件,以行政命令的形式限制部分区域养殖业的进一步发展(长沙县人民政府, 2011).这虽在环境保护方面有一定作用,但也在不同程度上牺牲了农民的利益.探讨这些区域的养殖环境承载力已经成为指导区域环境保护和养殖业健康发展的首要任务.基于此,本文通过对湖南红壤丘陵区典型流域畜禽养殖密度空间分布特征的分析,初步定量研究了基于土地 NP 消纳容量的畜禽养殖环境承载力,以期为亚热带农业区畜禽养殖业的合理布局、粪便的资源化利用以及农业面源污染的科学防控提供理论依据.

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 研究区概况

研究区金井河流域位于湖南省长沙市东北约 50 km 地处长沙县金井镇境内,为湘江一级支流捞刀河的上游,地理坐标为 27°55′~28°40′N、112°56′~113°30′E.流域面积 134.4 km²,其中林地与农田(主要为水田)为当地主要的土地利用方式,分别占 65.5% 和 26.6%.区内年平均降水量 1200~1500 mm,主要集中在 4~10 月,年平均气温 17.2°C,无霜期 274 d,年日照时数 1663 h,相对湿度 80% 左右,属于典型亚热带湿润季风气候.区内地势北高南低,海拔 43~460 m,属于典型南方红壤丘陵地貌类型.研究区内共有 15 个行政村或社区,总人口 4.2 万人,主要农作物为水稻和蔬菜,经济林主要为茶园,生猪养殖在该区有着悠久的历史传统,各村几乎家家户户都养,少则十余头,多则上百头.2010 年的调查结果显示区内 120 头以上的集约化养殖场有 100 余家.流域内主要土壤类型为红壤和水稻土,丘陵区土壤母质主要为花岗岩和板页岩风化物,平原区主要为河流冲积物.流域内的水系分布状况见图 1,主要水利设施有 I 中型水库一座(即金井水库),小 I 型水库 2 座,小 II 型水库 15 座,山塘 2422 口,总蓄水容量为 2150.38 万 m³.流域内人均水资源占有量为 1700 m³,低于国家(2200 m³)和湖南省(2700 m³)的人均水平(胡立中等, 2008),属于水资

源季节性短缺的区域.

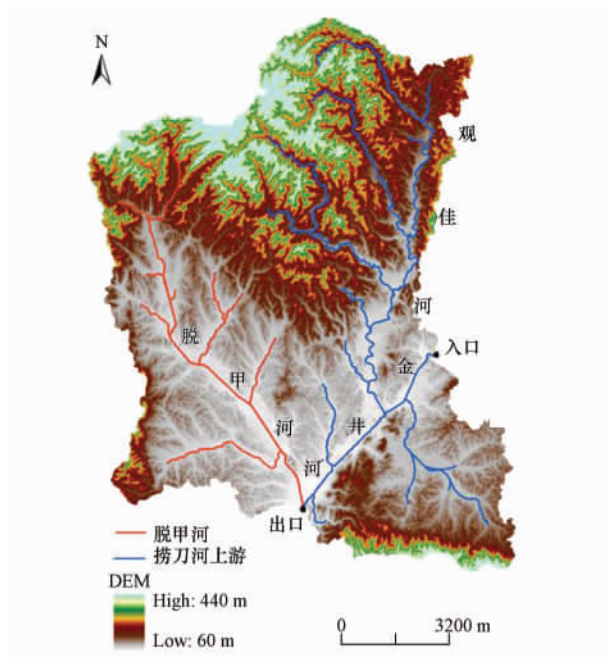


图1 金井河流域的地理位置及水系分布

Fig.1 Location and catchment distribution of Jinjing Watershed , the study area

2.2 社会经济数据收集

2009—2010 年课题组对金井全镇社会经济状况进行了全面抽样调查, 抽样数占各村家庭总数的 10%, 主要包括家庭成员及其经济状况(受教育程度、职业、经济来源)、土地类型与面积、粮食和经济作物产量与去向(自用和销售)、畜禽养殖的种类、年出栏数量、粪便处理情况(沼气、有机肥、直排)、化肥投入的品种与数量等数据, 最后统一汇总整理和分析. 部分数据(如各村的人口数量与耕地面积)主要来源于金井镇政府当年的统计年报, 本文畜禽养殖规模现状和土地利用数据为 2009—2010 两年调查结果的均值.

2.3 数据采集与方法

2.3.1 水文观测与水质测定 在研究区金井河干

流的入口(28°33′24.3″ N、113°24′22.5″ E) 和出口(28°31′3.74″ N、113°22′11.3″ E) 分别设置水文实时监测系统和水质采样点(见图 1), 系统每 10 min 自动采集记录流量数据, 据此计算流域研究时段内的逐日和累积径流量. 水质监测每月进行 3 次, 即每月的 8、18、28 日采集径流水样, 并及时分析其总氮(TN)、总磷(TP)含量, 结合流量数据采用公式(1)计算出研究区逐月的 NP 输移通量. 根据水质分析方法要求, 水样一般在采样后 24 h 之内进行室内分析, 不能及时分析的先将样品保存在 -18 °C 冰箱内, 分析时再解冻. 其中 TP 采用过硫酸钾消解-钼蓝比色法测定, TN 采用碱性过硫酸钾消解-流动注射仪法测定(国家环境保护总局 2002).

流域 N、P 年输出量计算公式为:

$$Q = \sum_{i=1}^n K(C_{ii} \times R_{ii} - C_{io} \times R_{io}) \times 10^{-6} \quad (1)$$

式中, Q 为研究区 N、P 年输出量(t); n 为采样次数; K 为采样间隔时间(d); C_{ii} 和 C_{io} 分别为流域入口和出口第 i 次观测的水体 TN、TP 浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); R_{ii} 和 R_{io} 为第 i 次采样时研究区入口和出口的日平均流量($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$).

2.3.2 畜禽养殖密度计算 由于不同畜种排泄量和粪尿养分含量差异很大, 为了便于统一计算, 参考有关文献(Kellogg *et al.* 2000; 谭美英等 2000), 将畜禽数量换算成国际通用的标准畜禽单元(AU)(见表 1). 畜禽养殖密度是指区域内单位耕地面积的平均畜禽单元数, 是区域畜禽粪便 NP 流失风险评价的计算依据和不同区域间畜禽养殖情况比较的重要指标, 其计算公式为:

$$D = (\sum_{i=1}^n N_i / e_i) / S \quad (2)$$

式中, D 为畜禽养殖密度($\text{AU} \cdot \text{hm}^{-2}$); N_i 为第 i 种畜禽年存栏量; e_i 为该种畜禽的单元畜禽数量; S 为耕地面积(hm^2).

表1 金井河流域主要畜禽种类及其氮磷排放参数

Table 1 Poultry and livestock species and parameters of nitrogen and phosphorus discharged in Jinjing Watershed

畜禽种类	单元畜禽数量 ^①	年出栏批数 ^②	年排泄量/($\text{t} \cdot \text{AU}^{-1}$)	粪尿 NP 含量/($\text{kg} \cdot \text{t}^{-1}$) ^③		猪粪尿当量系数	
				N	P	基于 N	基于 P
生猪	9.09	2	14.69	1.28	0.56	1.00	1.00
母猪	2.67	1	6.11	1.51	0.72	0.49	0.54
劳役牛	1	1	11.50	1.50	0.65	0.92	0.91
蛋鸡	250	1	11.45	8.38	1.70	5.10	2.37
肉鸡	455	5	14.97	7.31	1.32	5.28	2.41

注: ① 1 个畜禽单元等于 454 kg 畜禽活体重量; ② 湖南地区生猪生长平均时间为 180 d, 家禽为 80 d, 牛为 365 d; ③ 畜禽粪尿中 N、P 的含量是考虑了各种形式损失后的可利用量.

2.3.3 畜禽粪尿 N、P 可利用量计算 金井流域农户多建有沼气池, 畜禽粪便还田的主要形式是沼渣与堆沤肥. 粪便中 N 可利用率一般在 25% ~ 30% (GB/T 25246—2010). 而 P 的可利用率高于 N, 约为 85% ~ 86% (Gerbe *et al.*, 2005). 研究区畜禽粪便可用于农田量的计算公式如下:

$$N_e = \sum_{i=1}^n AU_i \times F_i \times C_i \quad (3)$$

式中 N_e 为施用于耕地的粪尿 N (P) 量 (kg); AU_i 为第 i 种畜禽年平均畜禽单元数 (AU); F_i 为第 i 种畜禽单位畜禽单元年排泄粪尿量 (t); C_i 为第 i 种畜禽粪尿中 N (P) 含量 ($\text{kg} \cdot \text{t}^{-1}$); n 为统计的畜禽种类数.

2.3.4 农田土壤养分收支平衡与流域畜禽环境承载力计算 农田盈余的养分有可能通过地表径流、挥发、渗漏等形式而对环境产生影响. 综合考虑养殖业和种植业的关系, 参考有关文献 (Tamminga *et al.*, 2003), 可对农田土壤养分的收支平衡进行定量估算, 其中养分输入包括化肥、有机肥 (经过堆肥等无害化处理并扣除各种损失后的畜禽粪便可利用量), 养分输出包括以农产品输出形式所带走的养分. 本文中农田养分平衡未包含大气沉降和人粪尿所输入的 N、P 养分. 流域农田土壤养分平衡 (盈余量) 的计算公式为:

$$B = N_e + N_f - \sum_{i=1}^m V_i \times M_i \quad (4)$$

式中: B 为流域内的 N (P) 盈余量 (kg); N_f 为流域内年施用化肥中的 N (P) 量 (kg); V_i 为流域内第 i 种作物的年产量 (kg); M_i 为第 i 种作物的 N (P) 吸收系数; i 为作物种类, m 为作物种类数.

参考相关文献 (Henkens *et al.*, 2001; Gerber *et al.*, 2005) 对研究区土壤养分平衡状况进行评级, 初步分为 5 级 (见表 2), 级别越高, 表示养分盈余水平越高.

表 2 亚热带流域土壤养分盈余分级标准

Table 2 Standard limits of soil nutrient surplus in subtropical watershed

养分种类	土壤养分 / ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)				
	I	II	III	IV	V
N	10	100	150	200	>200
P	4.4	8.8	17.6	35.2	>35.2

畜禽养殖业环境承载力是指在一定范围 (如流域或行政区域) 内, 在保证环境安全 (农田养分收支

基本平衡) 条件下, 单位面积农田所能消纳的养殖废弃物 (NP) 量所对应的畜禽养殖密度. 其计算公式如下:

$$E = (N_v - N_f) / (S \times c) \quad (5)$$

式中: E 为畜禽养殖业环境承载力 ($\text{AU} \cdot \text{hm}^{-2}$); N_v 为流域种植作物年带走的养分量; S 为耕地面积 (hm^2); c 为单元畜禽的年排泄物 NP 可利用量 (kg).

3 结果与分析 (Results and analysis)

3.1 金井河流域水体 NP 环境状况

从 2010 年 10 月开始连续 16 个月对研究区金井河出口断面的水质监测结果 (图 2) 表明, 流域出口 TN 含量变化范围为 $1.84 \sim 3.32 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均含量为 $2.08 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; TP 含量变化范围为 $0.03 \sim 0.19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均为 $0.09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 期间一共进行了 45 次采样监测, TN 总评劣于 III 类水质标准 (GB 3838—2002) 的次数高达 43 次, 占 95.6%, 劣于 V 类的为 23 次, 占 51.1%, V 类水占到总次数 28.9%. 根据地表水体富营养化中 TP 标准 (王明翠等 2002) 评测, 全部 45 次监测都为中度营养化及以上, 其中 64.4% 为中度营养化标准 ($0.02 \sim 0.1 \text{ mg}(\text{P}) \cdot \text{L}^{-1}$), 35.6% 达到了富营养化标准 ($> 0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). 可见, 监测点 TN 达到 V 类和劣 V 类的次数合计占到 80%, N 的营养化程度明显较高, 而 P

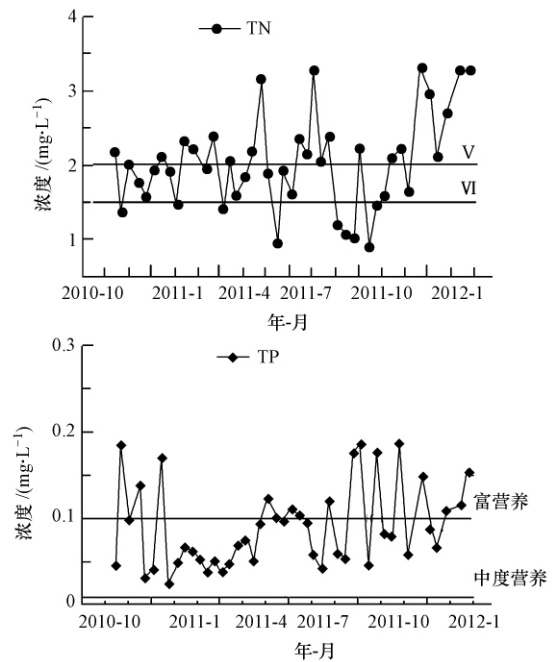


图 2 金井河地表水总氮 (TN) 总磷 (TP) 浓度动态变化

Fig. 2 The changes in TP and TN concentrations of surface water in Jinjing Watershed

的富营养化程度略低,但也普遍达到中营养化程度以上.因此,研究区水体富营养化现象明显,水环境问题十分突出.

根据金井河总口监测断面的流量和 NP 浓度,对 2011 年全年的 NP 输移总量进行了初步估测,结果显示研究区 134.4 km² 范围内 TN、TP 输移量分别为 367.3 t、15.3 t,N、P 负荷(输移强度)分别为 2.72 t·km⁻² 和 0.11 t·km⁻².而流域内畜禽养殖粪便 N、P 进入水体的估计量分别约为 154.8 t 和 9.5 t,约占输移总量的 42.2%(N)和 62.0%(P),表明研究区畜禽粪尿排放对水体 TP 环境的影响大于对水体 TN 的影响,这与国内外其它地区的研究结果基本一致(张维理等 2004; Brian *et al.* 2008).李荣刚等(2000)的研究结果表明,苏南太湖地区 TP 对水体环境影响巨大,畜禽粪尿中 TP 污染物占到了水体总量的 86.4%,而 TN 约为 12% 左右.而根据中国农科院土肥所推算,即使只有 10% 畜禽粪便由于堆放或溢满场地进入水体,对流域水体 N 富营养化的贡献率也可达 10%,P 可达 10%~20%(张维理等 2004).可见,畜禽粪尿流失对水体环境污染最大的主要是 TP,而 P 浓度过高是发生水体富营养化的主要原因(Shindler *et al.*, 1977; Slomp *et al.* 2011).因此金井流域畜禽养殖对流域水体构成了巨大的环境压力和富营养化风险.

畜禽 TN 对水环境负荷贡献率低于 TP 的主要

原因可能在于 NP 本身在生态系统中具有不同的循环特征.大量的研究表明,虽然 NP 在生态系统物质循环过程中都可以被植物或微生物吸收利用,但无机 N 可以在水体流动过程中通过氨挥发和反硝化等生化作用直接逸出,从而降低水体中 N 的相对含量,一些水处理技术也正是基于 N 素的这一典型特征,而 P 则不会产生挥发,而是容易被泥沙颗粒吸附固定而沉入底泥,并可能形成二次污染(Sims *et al.*, 1999),因此水体 TP 的去除难度相对较大,只能通过水生植物吸收或和微生物固定以后移出水体(韩例娜等 2011).从金井河流域的水质动态变化来看,尽管养殖业对水体 P 负荷的贡献率高于 N,但是从目前的输移通量来看,TN 污染负荷要明显高于 TP,因此金井河流域目前的治理重点应该首先是控制 TN 的排放.

3.2 金井河流域畜禽养殖密度的空间分布

对金井全镇养殖状况的全面调查结果表明,全流域 134.4 km² 内畜禽养殖密度相对较高,平均达 3.46 AU·hm⁻²,约相当于生猪 24.3 头·hm⁻²,显著高于欧洲(0.91 AU·hm⁻²)(Brian *et al.* 2008)和国内其它地区的养殖密度,如吉林(1.91 AU·hm⁻²)、辽宁(1.64 AU·hm⁻²)和黑龙江省(0.73 AU·hm⁻²)(李唯等 2005),甚至高于欧洲养殖大国荷兰的水平(3.29 AU·hm⁻²)(Brian *et al.* 2008).从流域内畜禽养殖密度的村际空间分布(图 3a)来看,不同区

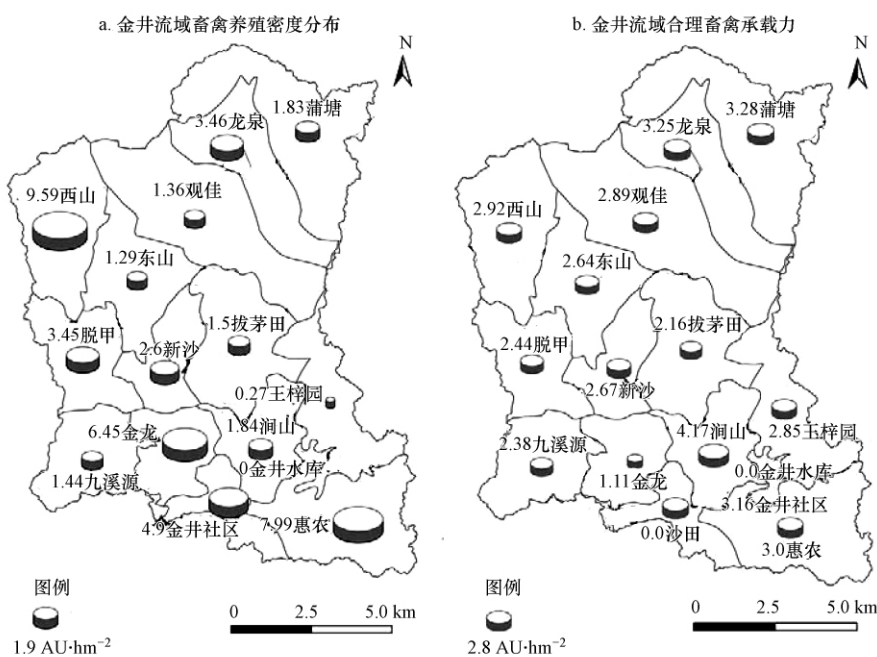


图 3 金井流域畜禽养殖密度现状及环境承载力空间分布(2010 年)

Fig. 3 Spatial distribution of livestock density and environmental carrying capacity in Jinjing Watershed in 2010

域也有较大的差异,养殖密度最高的为西山、惠农和金龙3个耕地面积较小的丘岗区村庄,分别达到了 9.59 、 7.99 、 $6.45 \text{ AU}\cdot\text{hm}^{-2}$,而耕地面积较大的村庄,如王梓园,养殖密度反倒最小,仅为 $0.27 \text{ AU}\cdot\text{hm}^{-2}$.这显然造成一种不利的局面,即土地面积大对畜禽粪便消纳能力强的村庄养殖业不发达,有机肥源少;而土地面积小的村庄,养殖业多、有机肥源多,但不能得到充分利用,向环境排放必然对环境构成严重威胁.可见,从流域环境管理的角度出发,平衡养殖业的空间分布是十分必要的,这不仅有利于农村环境保护,更能促进资源的高效利用.

3.3 流域农田土壤养分平衡与畜禽养殖业环境承载力分析

3.3.1 流域农田土壤养分平衡 对金井河流域 NP 平衡分析的结果表明,TN 年平均盈余量为 $35.81 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,TP 为 $18.62 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,总体处于 II 级和 IV 级,TN 略有盈余,TP 盈余水平较高.从空间分布来看,西南部的脱甲河和东南部的金井水库两个小流

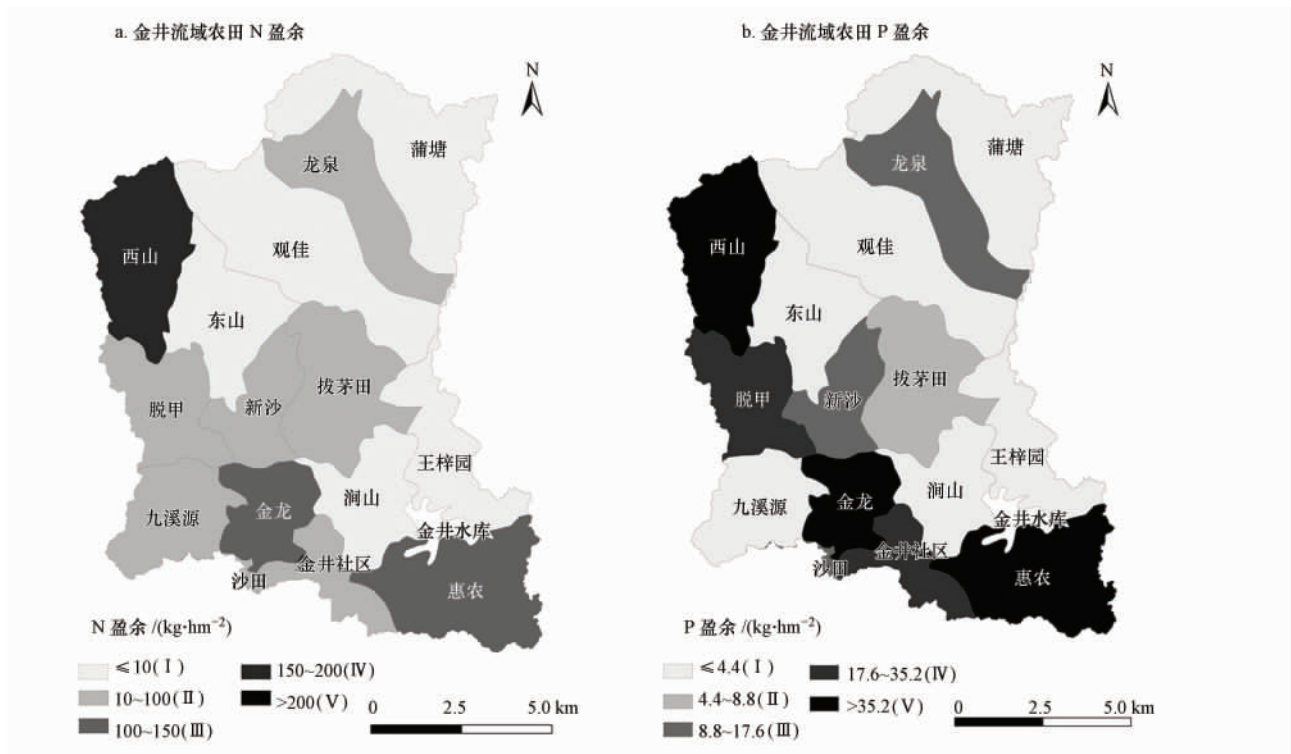
域 NP 盈余偏高,而北部的观佳小流域 NP 盈余则相对较低,NP 盈余水平空间分布基本一致(图4).以盈余水平较高的西山村为例,该村 N、P 盈余水平均为全区最高,N 为 $155.08 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,达到了 IV 级,而 P 为 $66.04 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,达到了 V 级. Pearson 相关分析结果显示,NP 盈余水平高低与养殖密度呈显著正相关关系 [$r=0.871$ (N) 和 0.804 (P) $p<0.01$]表明养殖密度越大,NP 盈余水平越高,环境负荷就越大.因此在目前尚没有形成养殖粪便工厂化处理的条件下,控制养殖密度仍是降低区域环境负荷的主要途径.

NP 盈余会导致其向环境的不断扩散,NP 盈余的最直接体现就是耕作土壤 NP 含量的显著提高和向环境迁移风险的增大.比较发现,研究区 NP 盈余水平的空间分布与耕作土壤铵态氮、有效磷(Olsen-P)含量的空间分布(图4)具有较好的一致性, Pearson 相关分析结果(表4)显示,研究区各村农田土壤有效 NP 的平均含量与 NP 盈余水平有着显著

表4 金井农田氮磷盈余与土壤养分的 Pearson 相关性分析($n=13$)
Table 4 Pearson correlation analysis between N P surplus and soil nutrients($n=13$)

养分类型	<i>r</i>				
	TN	NH_4^+-N	NO_3^--N	TP	Olsen-P
N	0.081	0.811**	0.473	—	—
P	—	—	—	0.790*	0.925**

注: * 和 ** 分别表示在置信度为 0.05 和 0.01 时相关性达到显著.



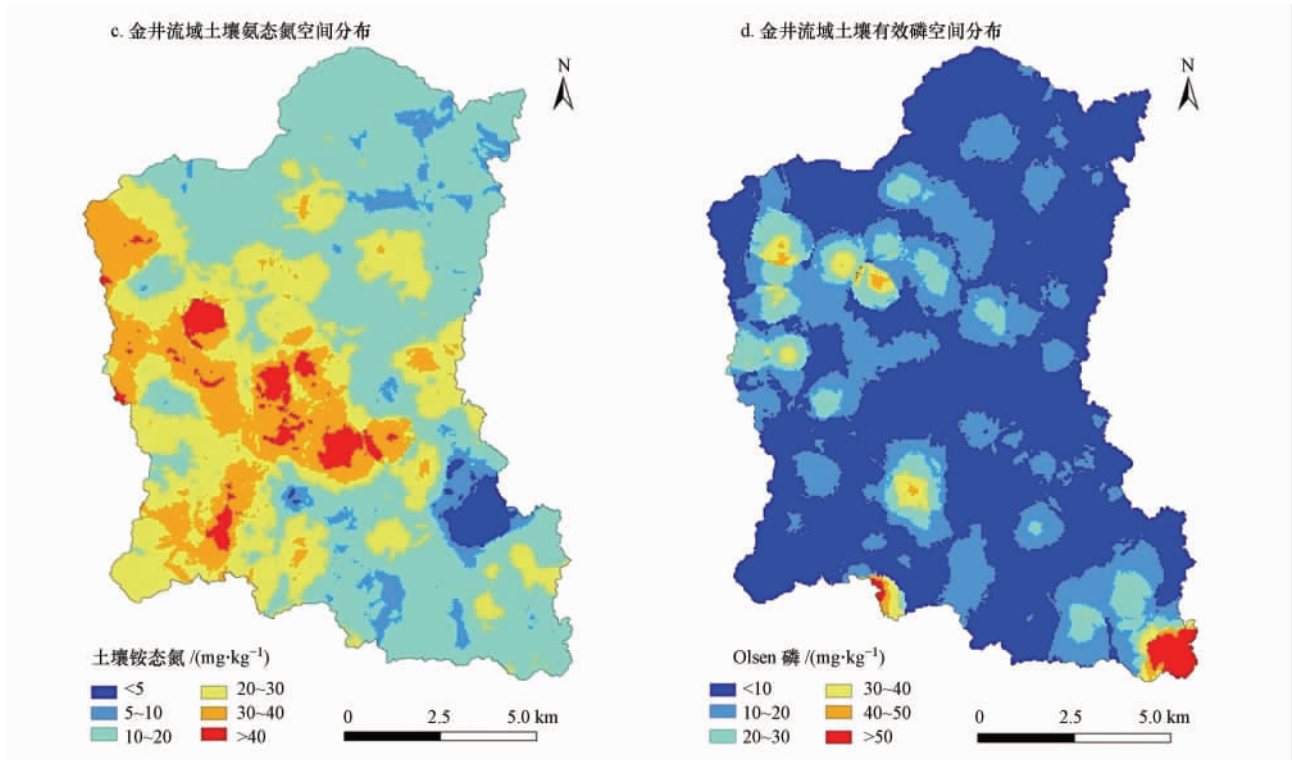


图4 金井河流域农田土壤养分盈余、土壤铵态氮与 Olsen 磷含量的空间分布(2010)

Fig.4 Spatial distributions of soil nutrient surplus, $\text{NH}_4\text{-N}$ and Olsen-P contents in Jinjing watershed in 2010

的正相关关系.可见养殖业的空间格局对土壤养分状况也有着直接的影响,养殖业密集区土壤 NP 养分的累积也是包括水体在内的环境富营养化的重要体现.

3.3.2 金井河流域畜禽养殖业环境承载力分析
不同地区、不同养殖环境下畜禽承载力有所不同.在不考虑农田非粪便养分输入前提下,欧洲最大畜禽承载力(养殖密度)为 $2.0 \text{ AU}\cdot\text{hm}^{-2}$ (Sibbesen *et al.*, 1995),我国东北地区吉林、辽宁为 2.21 、 $2.15 \text{ AU}\cdot\text{hm}^{-2}$ (李帷等 2007),而本文结果显示,金井流域最大畜禽养殖承载力为 $7.26 \text{ AU}\cdot\text{hm}^{-2}$,远远高于欧洲和我国东北地区.这主要是因为欧洲和我国东北地区多处于温带和寒温带,种植制度多为 1 年 1 熟或者两熟,复种指数一般 < 1.5 ,而金井流域地处我国亚热带湿润地区,水热丰沛,为双季稻适宜区,复种指数一般为 > 2.5 ,适合多熟种植,因此养分需求量大,土地可以消纳更多的畜禽粪尿.

畜禽粪便所提供 NP 养分的比例与农作物的需求比例并不一致,且习惯上主要从 N 含量的角度考虑畜禽粪便的施用量,而事实上畜禽粪便一般 P 含量相对较高,因此极易造成农田 P 的过量累积 (Kellogg *et al.*, 2000).另外一些研究也表明,施用

畜禽有机肥会明显降低土壤对 P 的吸附容量,增加 P 在土壤中的移动性,从而增加 P 向环境迁移的风险 (Ohno *et al.*, 1996; Hooda *et al.*, 2001).因此畜禽粪便安全容量的确定应该以 P 的用量作为参照标准更具有环境学意义 (Sutton *et al.*, 1994; Eghball *et al.*, 1994).

表5 金井流域畜禽养殖环境承载力与流域年生猪出栏头数
Table 5 Environmental carrying capacity of ABI and numbers for slaughter every year in Jinjing watershed

项目	养殖密度	畜禽养殖环境承载力		
		最大	现有	合理
均值/($\text{AU}\cdot\text{hm}^{-2}$)	3.46	7.26	1.13	2.74
生猪出栏总数/(万头 $\cdot\text{a}^{-1}$)	24.39	51.21	6.35	19.50

注:最大畜禽养殖环境承载力:养殖粪肥有机肥替代全部化肥用量;现有畜禽养殖环境承载力:现有化肥施用状况下农田最大承载力;合理畜禽养殖环境承载力:以现有化肥用量的 30% 由养殖粪肥有机肥来替代.

统计结果表明,金井流域目前的化肥 N、P 投入量分别为 842.37 t 、 196.35 t .根据公式 5,在土地面积和产量相对稳定的前提下,有机肥投入比例对流域养殖业环境承载力具有正相关关系,有机肥占肥料投入的比例越高,则承载力就越高.综合考虑当

地的施肥习惯、作物 NP 需求平衡以及群众对有机肥接受的心理过程,初步确定以现有化肥 P 用量的 30% 由有机肥替代,结果表明金井河流域畜禽养殖业的合理环境承载力为 $2.74 \text{ AU} \cdot \text{hm}^{-2}$, 相当于全流域生猪年出栏量 19.50 万头。流域现有畜禽养殖密度 $3.46 \text{ AU} \cdot \text{hm}^{-2}$ (实际生猪出栏量为 24.39 万头(表 5)), 远远超出流域目前的环境承载力 ($1.13 \text{ AU} \cdot \text{hm}^{-2}$ 相当于生猪出栏量 $6.35 \text{ 万头} \cdot \text{a}^{-1}$), 可见畜禽养殖密度过高是导致金井流域 NP 负荷较高与水环境恶化的重要原因。

4 结论与讨论(Conclusions and discussion)

4.1 结论

1) 金井河流域 NP 输出年负荷为 $\text{N } 2.72 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2}$ 和 $\text{P } 0.11 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2}$, 其中畜禽养殖对流域水体 TN、TP 贡献率分别为 $\text{N } 36.7\%$ 和 $\text{P } 57.7\%$ 。

2) 流域农田养分盈余及耕地土壤 NP 养分含量均与畜禽养殖密度呈显著正相关 ($p < 0.05$), 意味着养殖业是导致研究区环境富营养化的重要原因。

3) 流域平均畜禽养殖密度为 $3.46 \text{ AU} \cdot \text{hm}^{-2}$, 显著高于现有化肥用量条件下流域的实际承载力 $1.13 \text{ AU} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。在有机肥占合理施肥量 30% 条件下, 流域畜禽养殖业的环境合理承载力为 $2.74 \text{ AU} \cdot \text{hm}^{-2}$, 相当于研究区年出栏生猪 19.50 万头。

4.2 讨论

目前国际通用的养殖环境承载力概念(见公式 5) 主要体现了耕地对养殖废弃物的消纳能力, 在耕地面积与产量基本稳定的条件下, 有机肥在投入肥料中所占的比例是决定承载力高低的主要因素。事实上, 种植制度是决定化肥投入量的关键, 比如对于欧洲、我国东北地区以及本研究区而言, 假定其复种指数分别为 1.2、1.2 和 2.5, 则可以计算出 3 个区域基本消除种植制度影响下的最大环境承载力分别为 2.0、2.2 和 2.9, 三者基本接近, 进一步印证了本文结果的可靠性。但是, 当我们将养殖环境承载力概念扩展到流域尺度以后, 发现原先的计算公式存在很大的缺陷, 由于不同的地形地貌和森林农田比例会影响水资源的再分配, 而这些 NP 含量较低的地表水或地下水又会“稀释”养殖业对水环境的负面影响, 从而在一定程度上提高流域的养殖环境承载力, 而目前的评价方法无法体现研究区非耕地(如林地与草地)和地形地貌等因素对环境承载力的影响, 因此如何定量描述地形地貌、土地利

用构成等因素对流域养殖业环境承载力的影响, 对于科学评价畜禽养殖业的流域环境效应以及指导养殖业的合理布局均具有重要的理论意义, 需要进一步深入研究。

责任作者简介: 李裕元 (1965—), 男, 博士, 副研究员。E-mail: liyy@isa.ac.cn. Tel: 15274981497. 研究方向: 农区氮磷污染物迁移监测与防控。

参考文献(References):

- Caruso B S. 2000. Comparative analysis of New Zealand and US approaches for agricultural nonpoint source pollution management [J]. *Environmental Management*, 25(1): 9-22
- 长沙县人民政府. 2011. 长沙县畜禽养殖转产扶助鼓励暂行办法实施细则[N/OL]. 2011-11-14. http://www.csx.gov.cn/xxgk/bmjg/zx/lkz/tzgg/201011/t20101114_43969.html
- 段勇, 张玉珍, 李延凤, 等. 2007. 闽江流域畜禽粪便的污染负荷及其环境风险评价[J]. *生态与农村环境学报*, 23(3): 55-59
- Dowd B M, Press D, Huertos M L. 2008. Agricultural nonpoint water source pollution policy: The case of California's Central Coast [J]. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 128(3): 151-161
- Eghball B, Power J F. 1994. Beef cattle feedlot manure management [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49: 113-122
- GB 3838-2002, 2002. 地表水环境质量标准[S]. 北京: 中国标准出版社
- GB/T 25246-2010, 2010. 畜禽粪便还田技术规范[S]. 北京: 中国标准出版社
- Gerber P, Chilonda P, Franceschini G, et al. 2005. Geographical determinants and environmental implications of livestock production intensification in Asia [J]. *Bioresource Technology*, 96(2): 263-276
- 韩例娜, 李裕元, 石辉, 等. 2012. 水生植物对农田排水沟渠氮磷迁移生态阻控效果比较研究[J]. *农业现代化研究*, 33(1): 117-120
- Henkens P L C M, Van Keulen H. 2001. Mineral policy in the Netherlands and nitrate policy within the European Community [J]. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 49: 117-134
- Hooda P S, Truesdale V W, Edwards A C, et al. 2001. Manuring and fertilization effects on phosphorus accumulation in soils and potential environment implications [J]. *Advances in Environmental Research*, 5: 13-21
- 胡立中, 翟亮. 2008. 长沙县 2007 年大旱之思考 [J]. *湖南水利水电*, (1): 61-63
- Kellogg R L, Lander C H, Moffitt D C, et al. 2000. Manure nutrients relative to the capacity of cropland and pastureland to assimilate nutrients: spatial and temporal trends for the United States [C]. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service and Economic Research Service
- 李荣刚, 夏源陵, 吴安之, 等. 2000. 江苏太湖地区水污染物及其向水体的排放量 [J]. *湖泊科学*, 12(2): 147-153

- 李帷, 李艳霞, 张丰松, 等. 2007. 东北三省畜禽养殖时空分布特征及粪便养分环境影响研究[J]. 农业环境科学学报, 26(6): 2350-2357
- 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 2002. 水和废水监测分析方法(第4版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社
- Ohno T, Crannell B S. 1996. Green and animal manure-derived dissolved organic matter effects on phosphorus sorption[J]. Journal of Environmental Quality, 25: 1137-1143
- 沈根祥, 汪雅谷, 袁大伟. 1994. 上海市郊农田畜禽粪便负荷量及其警报与分级[J]. 上海农业学报, (10): 6-11
- Sibbesen E, Runge-Metzger A. 1995. Phosphorus balance in European agriculture: Status and policy[A]. //Tiessen H. Phosphorus in the Global Environment: Transfers, Cycles, and Management[C]. New York: Wiley. 43-57
- Sims J T, Goggin N, McDermott J. 1999. Nutrient management for water quality protection: integrating research into environmental policy[J]. Water Science and Technology, 39(12): 291-298
- Slomp C P. 2011. Phosphorus cycling in the estuarine and coastal zones: sources, sinks, and transformations [J]. Treatise on Estuarine and Coastal Science, 5: 201-229
- Sutton A L, Jones D D, Joern B C, et al. 1994. Animal manure utilization[J]. Journal of Soil and Water Conservation (nutrient management special supplement), 49: 57-61
- Tamminga S. 2003. Pollution due to nutrient losses and its control in European animal product [J]. Livestock Production Science, 84: 101-111
- 谭美英, 武深树, 邓云波, 等. 2011. 湖南省畜禽粪便排放的时空分布特征[J]. 中国畜牧杂志, 47(14): 43-48
- 王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 2002. 湖泊富营养化评价方法及分级标准[J]. 中国环境监测, 18(5): 47-49
- 张克强, 高怀友. 2004. 畜禽养殖业污染物处理与处置[M]. 北京: 化学工业出版社
- 张维理, 武淑霞, 冀宏杰, 等. 2004. 中国农业面源污染形势估计及控制对策(I): 21 世纪初期中国农业面源污染的形势估计[J]. 中国农业科学, 37(7): 1008-1017