

浙江省农田养分平衡的时空变化及环境风险分析¹

姜 茜, 孙炜琳, 朱立志

(中国农业科学院农业经济与发展研究所, 北京 100081)

【摘要】: 为评价浙江省农业生产对环境的影响, 采用 2000~2014 年统计年鉴的农业生产数据, 建立农田养分平衡模型, 对氮 (N)、磷 (P) 养分输入强度和利用效率的变化趋势进行分析, 并以地级市为单位分析养分盈余率的空间差异。结果表明: 2000~2014 年期间, N 输入强度基本保持稳定, 利用效率提高了 1.4%; P 输入强度增加了 20.5%, 但利用效率下降幅度达 17.5%。N、P 养分的平均利用效率分别为 0.36 和 0.28, 利用效率均偏低。化肥是养分的首要来源。对各市养分盈余率进行空间和时间序列趋势分析发现, 金华和温州是 N、P 养分盈余最为严重的城市, 湖州是唯一 N、P 盈余率均显著增加的城市。P 污染风险的大小和影响范围均大于 N 污染风险。为此, 建议浙江省降低化肥施用量, 特别减少 P 素施用量, 提高养分利用效率, 着重加强金华、温州、湖州等重点区域的污染控制, 以此降低农业面源污染风险。

【关键词】: 养分平衡; 养分利用效率; 农业面源污染; 空间分析; 时间序列趋势分析

【中图分类号】: X501 **【文献标识码】**: A **【文章编号】**: 1004-8227 (2018) 02-0335-10

【DOI】: 10.11870/cjlyzyyhj201802012

农业源已在全球范围成为水体 N、P 污染物的重要来源^[1, 2]。在我国, 化肥施用量的增加、种养结构的不合理使得农业面源 N、P 污染问题尤为严峻^[3], 根据第一次全国污染源普查公报, 农业源是我国水体 N、P 污染物最主要的来源。

科学评价农业生产造成的环境影响是提高农业生产环境效益、保证农业可持续发展的基础, 农田养分平衡分析是常用的评价方法^[2, 4]。OECD 将养分平衡状况作为农业环境评价指标之一, 用于指导各成员国的农业生产^[5]。养分平衡分析通过养分输入量和输出量之间的差值反映农业生产对环境的影响。差值为负表示存在养分亏缺, 会导致土壤肥力下降; 差值为正表示存在养分盈余, 会带来污染风险。养分盈余量不是农业生产真正排放到环境中的污染物质, 但它能够反映最大可能污染物排放量, 是农业面源污染风险大小的重要指标^[6]。养分盈余量增加会导致农业面源污染风险的增大^[7], 有研究表明通过地表径流和淋溶流失的养分量随着养分盈余量的增加而增大^[8, 9]。宏观尺度下的农田养分平衡状况, 有助于把握农业环境的整体现状, 为相关决策制定提供重要支持^[7, 10]。N、P 污染具有累积性, 因此要全面判断农业生产对环境的影响, 需对一段时间内的养分平衡状况进行动态变化分析^[11]。养分平衡分析方法中参数取值较为固定, 适合进行长时间的序列分析^[12, 13]。

本文采用养分平衡分析方法, 研究浙江省 N、P 养分平衡状况的变化趋势和分布情况, 并分析其带来的环境影响, 为制定更有针对性的农业面源污染防治措施提供依据和建议。

1、材料与方法

¹[收稿日期]: 2017-04-19; [修回日期]: 2017-06-05

[基金项目]: 中国农业科学院科技创新工程 (ASTIP-IAED-2017-07)

[作者简介]: 姜 茜 (1985~), 女, 博士, 助理研究员, 主要从事农业面源污染控制策略方面研究. E-mail: jiangqian02@caas.cn

1.1 研究区域

浙江省地处我国东南沿海的长江三角洲（118~123° E，27.2~31.5° N），面积 $10.18 \times 10^4 \text{ km}^2$ ，下辖 11 个地级市，是我国经济发展最快、最发达的省份之一。属亚热带季风气候区，降雨量充沛，加之境内地理特征丰富，有平原、丘陵、盆地和山区等多种地形，地势起伏较大（图 1），容易形成地表径流，产生冲刷侵蚀，农业面源污染的风险较高^[14]。境内江河众多，自北向南依次分布有八大水系，北部平原地区河网密布，京杭运河也由此穿过（图 1）。根据 2015 年浙江省环境状况公报^[15]，浙江省的八大水系、平原河网和京杭运河的部分河段存在着不同程度的 N、P 污染，钱塘江水系位于金华境内的河段、椒江水系的干流和支流永宁江、甌江水系干流中下游河段污染较为严重，海港、近海海域以及部分湖泊，均处于不同程度的营养化状态。

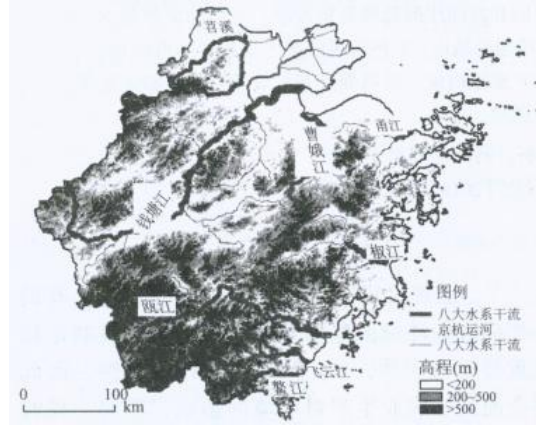


图 1 浙江省地形和主要河流分布

1.2 数据来源

官方机构公布的农业生产数据包含的信息更为全面和客观，通常作为宏观尺度养分平衡分析的基础数据^[6]。本文中采用的主要数据包括浙江省所辖 11 个地级市的农作物产量（包括粮食、油料、蔬菜、水果和茶叶）、化肥施用量、畜禽的存栏量和出栏量、耕地面积、果园和茶园面积，数据来自于浙江省各地级市的统计年鉴，时间范围为 2000~2014 年。统计年鉴中的耕地面积发布到 2006 年为止，2007~2014 年耕地面积从各市国土资源局公布的土地利用变化情况中获得。

1.3 养分平衡分析

本研究假定施用的化肥、用于还田的秸秆，以及畜禽养殖产生的排泄物全部以养分的形式均匀施入农田，将农作物的生长利用为唯一的养分输出途径，建立养分平衡分析模型，计算公式见式（1）和式（2）。

$$Q_B = Q_{in} - Q_{harvested} \quad (1)$$
$$Q_{in} = Q_{fertilizer} + Q_{livestock} + Q_{straw} + Q_{irrigation} + Q_{atmosphere} + Q_{biofixation} \quad (2)$$

式中： Q_{in} 是输入农田的养分量；输入农田的养分来源除化肥（ $Q_{fertilizer}$ ）、畜禽排泄物（ $Q_{livestock}$ ）、秸秆还田（ Q_{straw} ）外，还包括通过灌溉水（ $Q_{irrigation}$ ）、大气沉降（ $Q_{atmosphere}$ ）和生物固氮（ $Q_{biofixation}$ ）进入农田的养分量； $Q_{harvested}$ 代表农作物生长吸收的养分量； Q_B 是养分盈余量，是农作物种植和畜禽养殖过程中的最大可能污染物排放量。

1.3.1 化肥

通过施用化肥输入农田的养分量 $Q_{\text{fertilizer}}$ 计算公式如式（3）所示。

$$Q_{\text{fertilizer}} = \alpha \times NP + \beta \times NC \quad (3)$$

式中：NP 是施用氮肥或磷肥的折纯量；NC 是施用复合肥的折纯量； α 代表氮肥或磷肥中纯 N 或纯 P 含量，氮肥 α 取值为 1，磷肥 α 取值为 0.44 (P_2O_5 中的 P 素所占比例)； β 代表复合肥中纯 N 或纯 P 含量。李书田等^[16]指出长江中下游区复合肥的氮(N)、磷(P_2O_5)、钾(K_2O)比例为同一类型，刘钦普^[17]调查获得安徽省复合肥为 N、 P_2O_5 、 K_2O 比例相等的普通型，浙江省与安徽省同属长江中下游地区，且两省相邻，因此本文按照 N： P_2O_5 ： K_2O =1：1：1 的比例折算浙江省复合肥中纯 N 和纯 P 含量。

1.3.2 畜禽排泄物

作为肥料还田利用是处理畜禽排泄物的常用处理方式^[18]。我国也一直推行种养结合，通过农田消纳，实现养殖废弃物循环利用，以减少环境污染。还田利用的方式主要有两种，一种是沼气发酵，产生的沼气用作燃料，副产品沼渣和沼液作为肥料还田^[19]；另一种是直接堆肥，生产有机肥料进行还田。畜禽排泄物作为肥料施用于耕地时，需要考虑土壤的承载力，不合理的施用会导致水体污染^[20, 21]。畜禽排泄物产生的养分量 $Q_{\text{livestock}}$ 计算公式见式（4）。

$$Q_{\text{livestock}} = \sum_i NL_i \times cl_i \quad (4)$$

式中： i 代表饲养畜禽的种类； NL_i 是各类畜禽的年饲养量； cl_i 是各类畜禽排泄物中 N 或 P 的含量 ($kg \cdot t^{-1}$)，参照《第一次全国污染源普查畜禽养殖业源产排污系数手册》取值。2015 年就农业废弃物处理模式赴浙江省进行过实地调研。浙江省是我国唯一的生态循环农业试点省，高度重视畜禽污染防治工作，通过“811”环境污染整治行动、“五水共治”等战略决策，倒逼养殖业转型升级。大型养殖场均建有沼气罐、堆肥车间等设施，产生的沼渣、沼液和堆肥产物，无偿提供给周边农户使用，或者再加工为商品有机肥出售；中小型养殖场配套有消纳土地的，畜禽粪便就近消纳，没有配套消纳土地的，依托于大型养殖场的处理设施就近统一进行处置，无法实现处置的，全部关停。浙江省畜禽排泄物基本全部能够实现还田利用，因此本文提出前面畜禽养殖产生的排泄物全部以养分的形式均匀施入农田的假设。

1.3.3 秸秆

通过秸秆还田进入农田的养分量 Q_{straw} 计算公式如式（5）。

$$Q_{\text{straw}} = \eta \sum_i r_i \times Y_i \times cs_i \quad (5)$$

式中： i 代表农作物种类； η 是秸秆还田比例，根据浙江省秸秆还田的实际执行情况，取值为 0.7； r_i 是草谷比，参照李书田等^[16]、毕于运等^[22]和魏赛等^[23]的研究结果取值； Y_i 代表农作物产量，与 r_i 相乘得到秸秆总量； cs_i 代表各类农作物秸秆中 N 或 P 的含量，参照李书田等^[16]的研究结果取值。

1.3.4 灌溉水

通过灌溉水输入农田的养分量 $Q_{\text{irrigation}}$ 计算公式如式（6）所示。

$$Q_{\text{irrigation}} = c_i \times AI \quad (6)$$

式中： c_i 为灌溉水输入农田的养分强度，由于缺乏对浙江省农田灌溉水中所含 N、P 量的研究数据，本文取文献中的平均值进行计算，分别为 $12.1 \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $0.65 \text{ kg} \cdot \text{P} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[16]；AI 为有效灌溉面积。

1.3.5 大气沉降

通过大气沉降输入农田的养分总量 $Q_{\text{atmosphere}}$ 计算公式如式（7）。

$$Q_{\text{atmosphere}} = ca \times AF \quad (7)$$

式中： ca 为大气沉降输入的养分强度，浙江地区每年通过大气沉降输入农田的养分量分别为 $24.03 \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $0.58 \text{ kg} \cdot \text{P} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[7]；为耕地面积。

1.3.6 生物固氮

生物固氮包括共生固氮和非共生固氮两类。共生固氮源于豆科植物和根瘤菌，受地区、品种等的影响，豆科植物的固氮能力存在差异，取文献中的平均值进行计算^[24]。浙江省种植的豆科植物主要是大豆和花生，二者的固氮能力分别为 113 和 $95 \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。非共生固氮来源于水田中的蓝藻和旱地中的自生固氮菌，水田的固氮能力为 $30 \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{hm}^{-2}$ ，旱地的固氮能力为 $15 \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[25]。生物固氮量计算公式如式（8）所示。

$$Q_{\text{biofixation}} = \sum_j cb_i \times B_i \quad (8)$$

式中： cb_i 固氮能力； B_i 是对应的面积。

1.3.7 农作物吸收

农作物吸收的 N、P 养分量 ($Q_{\text{harvested}}$) 根据单位产量农作物生长所需的 N、P 量和农作物总产量进行计算，计算公式见式（9）。

$$Q_{\text{harvested}} = \sum_i Y_i \times a_i \quad (9)$$

式中： i 代表农作物的种类； a_i 是单位产量的农作物所需吸收的养分量^[26]。

1.4 养分利用效率和盈余率

养分利用效率 (U/E) 为农作物吸收量占养分投入量的比例，计算公式见式（10）。

$$UE = Q_{harvested} / Q_{in} \quad (10)$$

养分盈余率（SP）为单位耕地面积上养分盈余量与输出量的比值，反映了养分盈余的严重程度^[27]，本文中农作物吸收量即为养分输出量，因此，SP 计算公式如式（11）所示。

$$SP = Q_B / Q_{harvest} \quad (11)$$

根据式（1）、式（10）和式（11），可以推导出 SP 和 UE 之间存在如式（12）所示的算术关系。

$$UE = 1 / (SP + 1) \quad (12)$$

由式（12）可见，SP 与 UE 呈负相关，UE 值越小，SP 值越大，表示农业面源污染的风险越大。

1.5 时空分析

将农业生产数据导入 ArcGIS 生成地理空间数据，将各地级市的 N、P 养分盈余率制成空间分布图，以突出盈余率的空间差异性，识别 N、P 污染的重点防控区。

采用 Mann-Kendall 检验方法对时间序列的变化趋势进行分析，该方法是一种非参数统计检验方法，被广泛应用于环境中各种要素的时间序列分析^[28]。假定有时间序列 $\{X_i\}$ 包含 n 个元素，定义检验统计量 S ，计算公式见式（13）

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sign}(X_j - X_i) \quad (13)$$

其中， $\text{sign}(x)$ 是符号函数，当 $x > 0$ ， $\text{sign}(x) = 1$ ；当 $x = 0$ ， $\text{sign}(x) = 0$ ；当 $x < 0$ ， $\text{sign}(x) = -1$ 。S 服从正态分布，按照式（14）进行标准化。

$$\begin{cases} Z = (S-1) / \sqrt{\text{var}(S)} & S > 0 \\ Z = 0 & S = 0 \\ Z = (S+1) / \sqrt{\text{var}(S)} & S < 0 \end{cases} \quad (14)$$

其中， $\text{var}(S) = n(n-1)(2n+5)/18$ ，是统计量 S 的方差。Z 符合正态分布， $Z > 0$ 表示时间序列呈上升趋势， $Z < 0$ 表示呈下降趋势，选定显著性水平为 0.05，当 $p < 0.05$ 时，上升或下降趋势显著。

2、结果与分析

2.1 浙江省农田 N、P 养分输入结构

浙江省 2000~2014 年 N、P 养分输入强度、组成结构及其各自的变化趋势分别如图 2、图 3 所示。养分输入强度指的是单位

农用地（耕地和园地）面积上的养分输入量。采用输入强度可以消除面积不同造成的影响^[29]。从图中可以看出，N 输入强度基本保持稳定，与 2000 年相比，2014 年的 N 输入强度仅下降 2.4%；P 输入强度一直呈增加的趋势，增长幅度高达 20.5%。N、P 养分输入的组成结构较为稳定。2013-2014 年畜禽排泄物在输入 N、P 养分中所占的比重均连续出现下降，主要原因是浙江省自 2013 年全面推进“五水共治”的战略决策，加大对畜禽养殖污染的整治力度，对全域内的生猪养殖量进行了调减，畜禽排泄物产生量也相应减少。

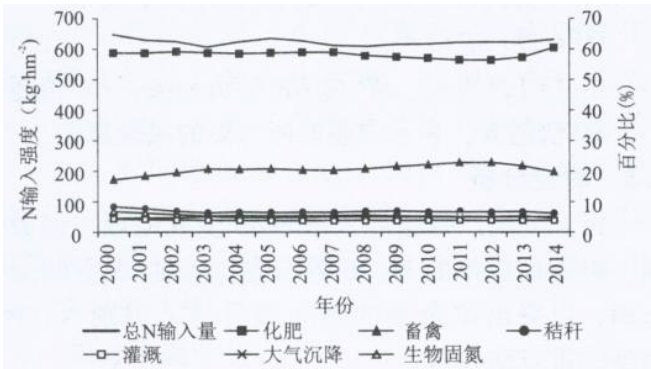


图 2 浙江省 2000~2014 年 N 输入强度和输入组成结构变化趋势

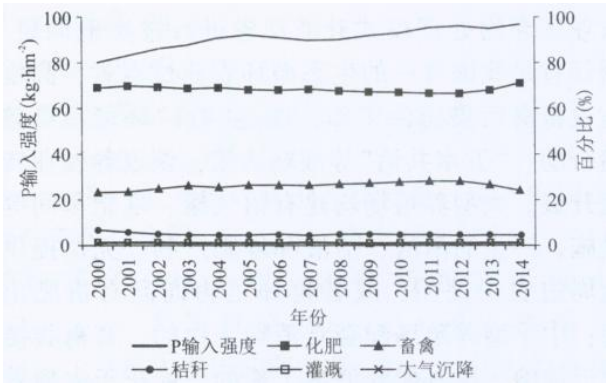


图 3 浙江省 2000~2014 年 P 输入强度和输入组成结构变化趋势

化肥是首要的养分来源，浙江省 2000~2014 年单位农用地（包括耕地和园地）面积上的化肥施用量，即化肥施用强度为 $556\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ，贡献的养分量平均为 $362.4\text{kg} \cdot \text{N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $61.5\text{kg} \cdot \text{P} \cdot \text{hm}^{-2}$ ，分别占 N、P 输入量的 58.2% 和 68.1%。叶延琼等^[30]将化肥施用强度大于 $400\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的地区定义为化肥重度污染区。由此可见，浙江省化肥施用强度处于较高水平。畜禽排泄物是第二大养分来源，贡献的养分量平均为 $128.3\text{kg} \cdot \text{N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $20.1\text{kg} \cdot \text{P} \cdot \text{hm}^{-2}$ ，占到 N 输入量的 20.6%，P 输入量的 22.2%。欧盟为控制畜禽粪便对耕地的污染，规定单位耕地面积上投入的畜禽排泄物应控制在 $170\text{kg} \cdot \text{N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 以下^[31]，由此可见，浙江省畜禽排泄物量未超过安全标准。

2.2 养分利用效率

2000~2014 年期间，浙江省始终处于养分盈余状态，其中 N 利用效率 (UE_N) 的平均值为 0.36，P 利用效率 (UE_P) 的平均值为 0.28。Zheng 等^[4]分析海河流域的 UE_N 为 0.42。Chen 等^[9]分析我国 2004 年的 UE_P 为 0.46。Wang 等^[7]分析我国 2010 年的 UE_N 和 UE_P 分别为 0.52 和 0.48。与上述学者的研究结果比较，浙江省的 N、P 养分利用效率水平较低，养分盈余量大，这种长期存在的

N、P 高盈余负荷对土壤质量和水体都会造成严重影响。

浙江省 2000~2014 年的 N、P 养分利用效率 (UE_N 和 UE_P) 变化趋势如图 4 所示。从图中可以看出, UE_N 和 UE_P 在 2000~2004 年期间下降幅度较大, 之后, UE_N 逐年增加, 至 2014 年已超过 2000 年的水平, 而 UE_P 虽也有所升高, 但却基本保持在较低水平。结合 N、P 输入强度变化趋势可以得出, 浙江省 N 盈余强度有所降低, 而 P 盈余强度呈增大的趋势。

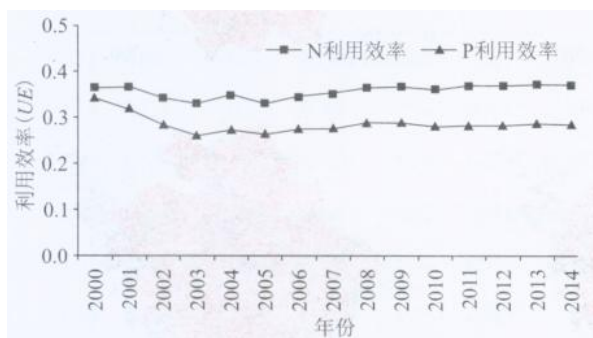


图 4 浙江省 2000~2014 年 N、P 养分利用效率 (UE_N 、 UE_P) 变化趋势

UE 是农作物吸收量占养分输入量的比重, 养分输入结构是各类来源的养分占养分输入量的比重, 对比 UE_N 、 UE_P 和 N、P 养分输入结构可以得出, 化肥贡献的养分量始终大于农作物吸收量, 农作物吸收量 N、P 量平均分别仅为化肥贡献量的 61.9% 和 41.1%; 而畜禽排泄物贡献的养分量则小于农作物吸收量, 若同时考虑畜禽排泄物作为肥料施用到农田过程的养分损失, 浙江省的种植业完全能够消纳畜禽养殖产生的排泄物。

2.3 养分 (N、P) 盈余率的时空分布

为了解浙江省养分盈余率的时空分布变化情况, 对各地级市的养分盈余率进行分析。

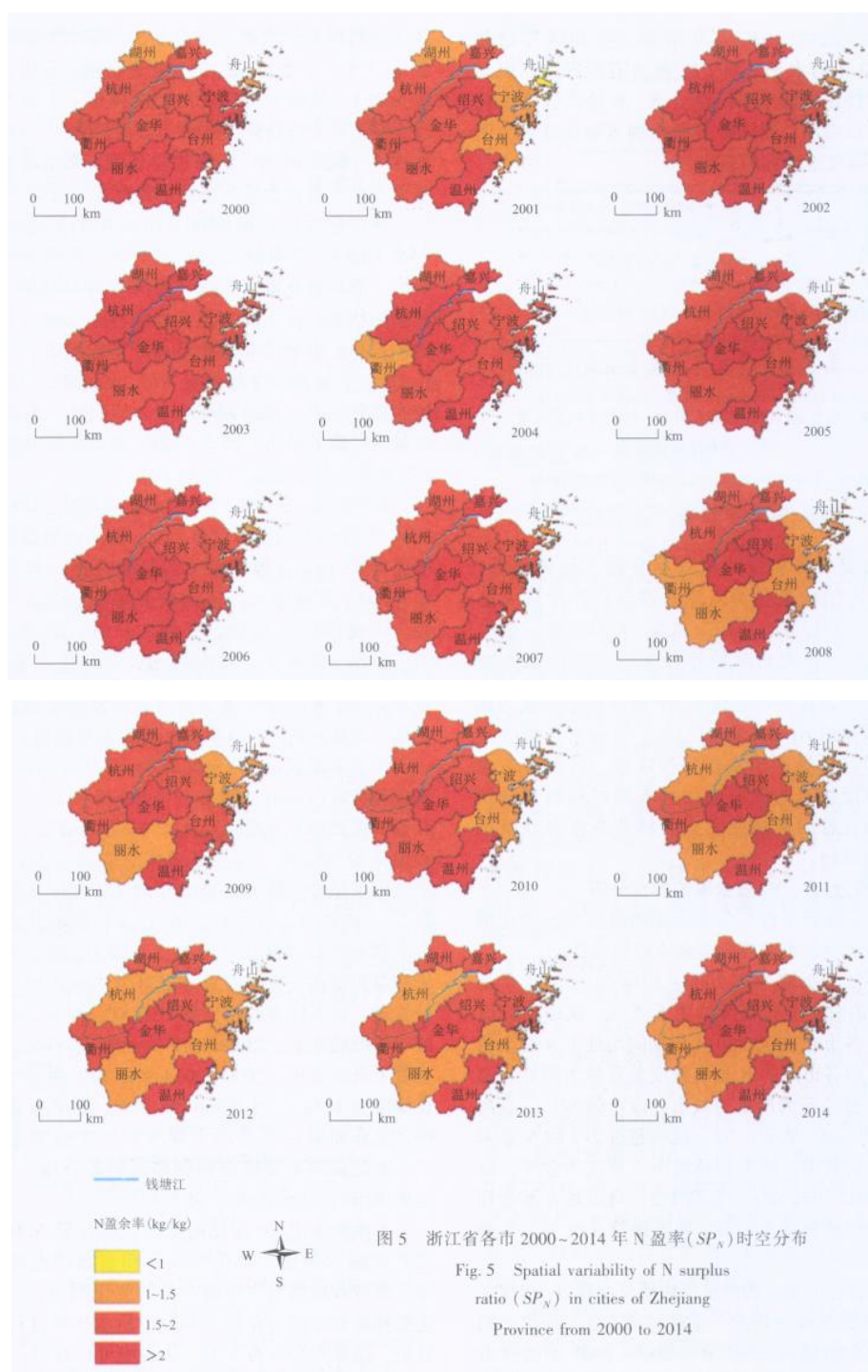
浙江省所辖各市 2000~2014 年的 N 盈余率 (SP_N) 的时空分布情况如图 5 所示。从图中可以看出, 各市在 2000~2014 年期间均处于 N 盈余的状态, 但各市间的 N 盈余程度差异较为明显。温州是 N 盈余最为严重的城市, 该市的 SP_N 一直高于 2, 即 UE_N 低于 0.33, 说明超过 2/3 的 N 素未被农作物利用, 流失到环境中。其次为金华, 该市自 2002 年起 SP_N 一直高于 2。舟山是 N 盈余程度最为轻微的城市, SP_N 基本保持在低于 1.5 的水平。

综合各市 SP_N 的时空变化情况可看出, 2002~2007 年是 N 盈余较为严重的时期, 该时期仅个别年份的个别城市 (2002 年、2005~2007 年的舟山和 2004 年的衢州) 的 $SP_N < 1.5$ 。自 2008 年起, N 盈余的情况有所缓解, $SP_N < 1.5$ 的城市数量增加至 3~5 个。对各市的变化进行趋势分析, 结果见表 1。从表中可以看出, 仅湖州一个城市的 SP_N 呈显著上升趋势; 杭州、嘉兴、绍兴、台州、丽水 5 个城市的 SP_N 下降趋势显著; 其余城市无显著变化。整体上看, N 盈余程度有所减缓。

浙江省所辖各市 2000~2014 年的 P 盈余率 (SP_P) 的时空分布情况如图 6 所示。从图中可以看出, 浙江省各市在 2000~2014 年期间均处于 P 盈余的状态。各市的 P 盈余率同样存在着明显的地区差异。金华是 P 盈余最为严重的城市, 该市自 2003 年起 SP_P 均高于 4, UE_P 不足 0.2, 可见绝大部分的 P 素流失到环境中。绍兴是 P 盈余程度最为轻微的城市, 该市的 SP_P 基本保持在低于 2 的水平, UE_P 能达到 0.3 以上。

综合各市 SP_P 的时空变化情况可看出, 2000~2001 年 $SP_P > 3$ 的城市仅有 2 个, 随后该数量迅速增加至 5~6 个。各市 SP_P 的

趋势分析结果见表 1。与 SP_N 不同的是，多数城市的 SP_P 呈上升趋势。从表中可以看出，湖州、舟山、温州、金华、台州、丽水 6 个城市的 SP_P 上升趋势显著；仅嘉兴一个城市 SP_P 显著下降；其余城市无显著变化。总体分析，P 盈余程度呈加重的趋势。



综合考虑 N、P 养分盈余率 (SP) 大小和时空变化趋势可以得出，就大小和影响范围而言，浙江省农业面源 P 污染风险大于 N 污染风险。金华和温州的 SP_N 和 SP_P 在各市中一直处于最高水平，污染风险为最大，2015 年浙江省环境状况公报^[15]中提到的 2 个污染较重的河段（钱塘江水系金华境内河段和鳌江干流的中下游）分别位于金华和温州境内，需要着重加强对金华和温州的养分管理。需要注意的是，湖州的虽然处于较低的水平，但是却唯一一个 SP_N 和 SP_P 均显著上升的城市，2000~2014 年的增长幅

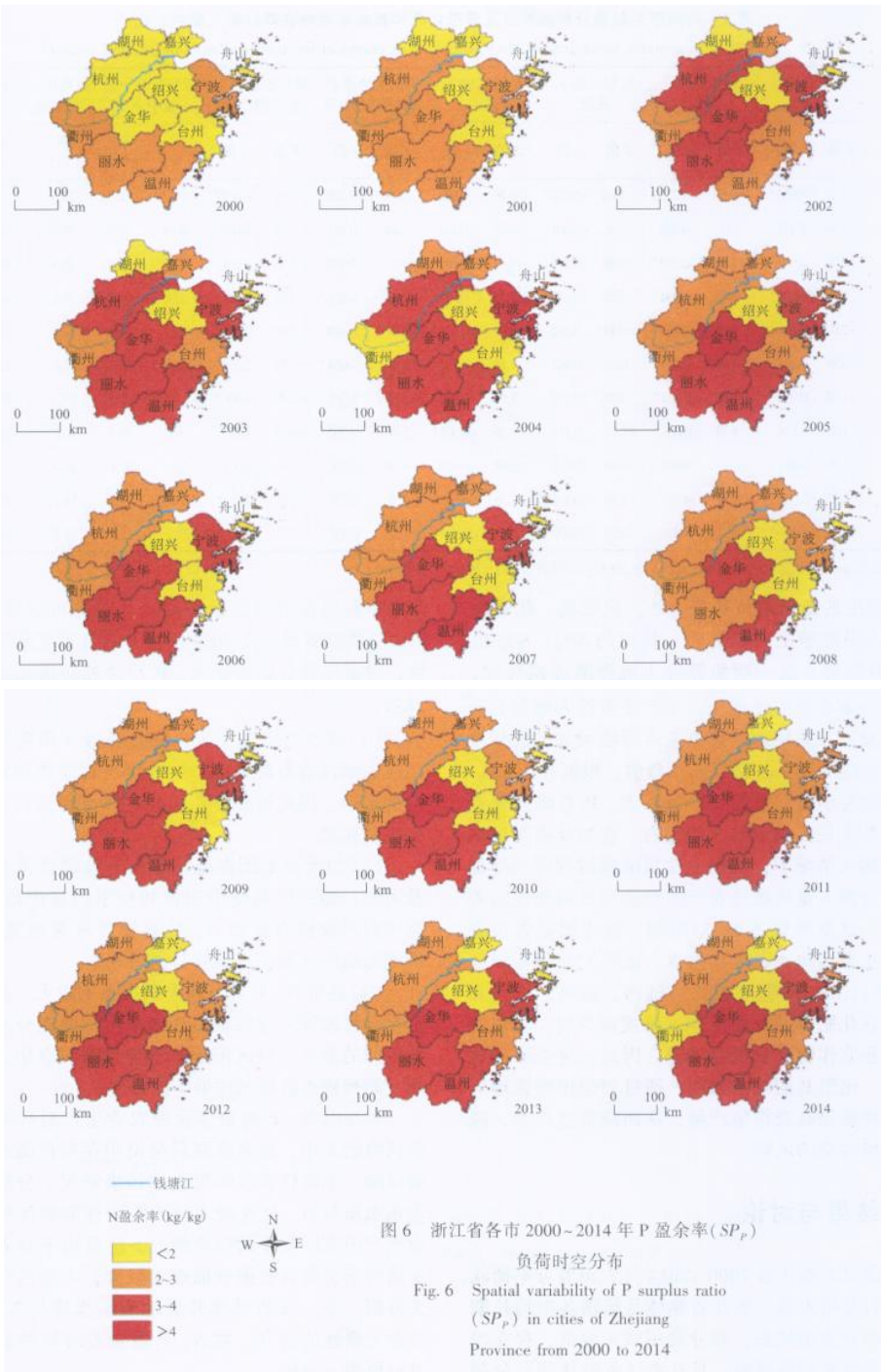
度分别高达 74.7%和 95.3%。湖州濒临太湖，农业面源污染会对太湖水质产生重要的影响，因此必须采取措施控制湖州的养分输入量，避免该市的养分盈余进一步加剧。

表 1 时间序列趋势分析结果以及各市化肥和畜禽排泄物在养分输入量中占比

城市	氮盈余率		磷盈余率		化肥氮输入强度		化肥磷输入强度		单位农地面积畜禽排泄物负荷		单位农地面积农作物产量		化肥在养分输入量中占比 ^a		畜禽排泄物在养分输入量中占比 ^a	
	SPN		SPP													
	Z 值	p 值	Z 值	p 值	Z 值	p 值	Z 值	p 值	Z 值	p 值	Z 值	p 值	氮 (%)	磷 (%)	氮 (%)	磷 (%)
杭州	-2.57	0.005 *	-0.59	0.27 6	-3.66	<0.00 1*	-1.39	0.082	0.79	0.215	2.87	0.002 *	56.7	62.8	23.3	31.3
宁波	-1.19	0.117	0.3	0.38 3	-3.96	<0.00 1 *	0.9	0.161	2.28	0.011 *	1.48	0.069	60.8	70.6	16.7	23.7
嘉兴	-2.97	0.001 *	-2.08	0.01 9*	-0.59	0.278	-3.41	<0.00 1 *	0	0.5	4.26	<0.00 1*	55.1	43.8	26.5	46.6
湖州	2.47	0.007 *	2.67	0.00 T	2.28	0.011	1.58	0.057	3.17	0.007	1.29	0.099	47.6	45.9	26.2	44.8
绍兴	-2.97	0.001 *	0.59	0.27 6	-0.49	0.312	3.96	<0.00 1 *	2.08	0.019 *	3.18	0.001 *	65.3	56.5	14.8	33.3
舟山	0.89	0.187	1.98	0.02 4*	0.35	0.363	1.14	0.127	2.67	0.007	-1.78	0.038 *	45.8	59.7	24.6	31.9
湖州	1.58	0.057	1.98	0.02 4*	0.89	0.187	1.98	0.024 *	2.18	0.015 *	-2.38	0.009 *	61.3	65.5	17.2	27.2
嘉兴	1.09	0.138	4.35	<0.0 01 *	-1.19	0.117	4.26	<0.00 1*	2.87	0.007	-0.79	0.215	59.4	69.7	20.7	24.4
衢州	-1.39	0.083	-0.4	0.34 6	-0.49	0.312	-2.08	0.019 *	4.16	<0.00 1*	3.46	<0.00 1*	54.3	61.1	26.7	31.9
台州	-2.87	0.002 *	2.77	0.00 3*	-3.56	<0.00 1 *	2.18	0.015 *	0.59	0.278	2.28	0.011 *	63.2	71.7	14.7	21.3
丽水	-3.76	<0.00 1*	2.97	0.00 1*	-1.29	0.099	4.45	<0.00 1*	-2.57	0.005 *	3.27	0.001 *	57.7	73.2	18.2	20.5

为探究各市 SP 变化的原因，对化肥 N 和化肥 P 的输入强度、单位农地面积畜禽排泄物负荷、单位农地面积农作物产量的变化趋势，以及化肥和畜禽排泄物在输入养分中所占比例进行了分析，结果均列入表 1 中。从表中可以看出，N、P 盈余率（SP_N、SP_P）变化趋势与化肥 N、化肥 P 输入强度的变化趋势基本一致，化肥氮、化肥磷的输入强度呈上升趋势时，相应的 SP_N、SP_P 也呈上升趋势。这一现象符合土地报酬递减规律，即在一定面积的土地上，生产要素投入增加到一定数量后，每增加一单位投入所能增加的农作物产量会越来越少，甚至成为负值。根据各市 SP_N、SP_P 的大小可以分析出，各市 N、P 总输入量在农作物生长需求量的 3 倍左右，在如此高强度的养分输入情况下，根据土地报酬递减规律，增加的养分投入量将超过农产品产量增加所消耗的养分量，这就导致了 SP 的增加，而化肥是各市养分的主要来源，因此化肥 N、化肥 P 的输入强度对 SP_N、SP_P 的影响更大。杭州、嘉兴、绍兴和衢州在化肥 N 或化肥 P 输入强度减少时，单位农地面积农作物产量没有下降。因此，应当降低化肥 N、化肥 P 的输

入强度，通过加强田间管理等其他措施提高农作物产量，从而降低盈余率，减少环境污染的风险。



3、结果与讨论

通过对浙江省 2000~2014 年农田养分平衡状况进行分析发现，浙江省整体及所辖各市均长期处于养分盈余状态，养分利用效率较低，存在较大农业面源污染风险，且从浙江省整体的养分利用效率和各市养分盈余率的变化趋势可以得出，P 污染风险要高于 N 污染风险。结合本文研究结果，对浙江省农业面源 N、P 污染控制提出如下建议：

(1) 减少化肥施用量,尤其要减少磷肥的施用量,浙江省畜禽养殖产生的排泄物能够被农田全部消纳,因此可充分利用畜禽排泄物做有机肥来代替化肥。

(2) 加大测土配方施肥等先进施肥技术的普及力度,加强肥料施用知识和技术的宣传培训,指导农户根据农作物 N、P 养分需求调整氮肥、磷肥的施用比例,提高养分利用效率。

(3) 各市 N、P 养分盈余情况差别较大,在制定养分管理和环境污染治理对策时,要充分考虑地区间的差异,分区推进,着重加强对金华、温州、湖州重点区域的污染防控力度。

本文以 N、P 盈余率反映农业生产对环境污染风险的大小,盈余率筒只是说明存在较局的污染风险,不能代表实际发生的污染情况。分析地表水水质与 N、P 盈余之间的关联性能够反映农业生产中实际发生的污染情况,但是由于地表水水质的历史资料数据获取难度较大,未能进行相关分析,下一步将继续开展地表水水质与 N、P 盈余关联性的研究,对 N、P 盈余对环境的影响进行更深入分析。

[参考文献]:

[1]CHEN D J, LU J, SHEN Y N , et al. Estimation of critical nutrient amounts based on input-output analysis in an agriculture watershed of eastern China[J].Agriculture Ecosystems & Environment, 2009, 134 (3-4) : 159-167.

[2]BASSANINO M, SACCO D, ZAVATTARO L , et al. Nutrient balance as a sustainability indicator of different agro-environments in Italy[J].Ecological Indicators, 2011, 11 (2) : 715-723.

[3]傅 春,康晚英.环鄱阳湖区农业面源污染 TN/TP 时空变化与分布特征[J].长江流域资源与环境, 2012, 21 (7): 864-868.

[4]ZHENG M M, ZHENG H, WU Y X , et al. Changes in nitrogen budget and potential risk to the environment over 20 years (1990-2010) in the agroecosystems of the HaiheBasin , China[J].Journal of Environmental Sciences, 2015, 28: 195-202.

[5]OECD .Agri-environmental indicators[EB/OL]. [2016-10-12].

<http://www.oecd.org/tad/sustainable-agriculture/agri-environmentalindicators.htm>.

[6]SACCO D, BASSANINO M, GRIGNANI C. Developing a regional agronomic information system for estimating nutrient balances at a larger scale[J].European Journal of Agronomy, 2003, 20 (1-2) : 199-210.

[7]WANG X L, FENG A P, WANG Q , et al. Spatial variability of the nutrient balance and related NPSP risk analysis for agro ecosystems in Chinain2010[J].Agriculture Ecosystems & Environment, 2014, 193: 42-52.

[8]OENEMA O, VAN LIERE L, SCHOUMANS O. Effects of lowering nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture on the quality of groundwater and surface water in the Nether lands[J].Journal of Hydrology, 2005, 304 (1-4) : 289-301.

[9]CHEN M, CHEN J, SUN F. Agricultural phosphorus flow and its environmental impacts in China[J].Science of

the Total Environment, 2008, 405 (1-3) : 140-152.

[10]LI G H, VAN ITTERSUM M K, LEFFELAAR P A , et al. A multi-level analysis of China' s phosphorus flows to identify options for improved management in agriculture[J].Agricultural Systems, 2016, 144: 87-100.

[11]鲁如坤, 时正元, 施建平. 我国南方 6 省农田养分平衡现状评价和动态变化研究[J]. 中国农业科学, 2000, 33 (2) : 63-67.

[12]DELGADILLO-VARGAS O, GARCIA-RUIZ R, FORERO-ALVAREZ J . Fertilising techniques and nutrient balances in the agriculture industrialization transition : The case of sugarcane in the Cauca river valley (Colombia) , 1943-2010[J].Agriculture Ecosystems & Environment, 2016, 218: 150-162.

[13]BUCKLEY C, WALL D P, MORAN B , et al. Farm gate level nitrogen balance and use efficiency changes post implementation of the EU Nitrates Directive[J].Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2016, 104 (1) : 1-13.

[14]杨 飞, 杨世琦, 诸云强, 等. 中国近 30 年畜禽养殖量及耕地氮污染负荷分析[J]. 农业工程学报, 2013, 29 (5) : 1-11.

[15]浙江省环境保护厅. 2015 年浙江省环境状况公报[EB/OL], [2016-11-03].

http://www.zjepb.gov.cn/root14/xxgk/hjzl/hjzkgb/201606/t20160602_414196.html.

[16]李书田, 金继运. 中国不同区域农田养分输入、输出与平衡[J]. 中国农业科学, 2011, 44 (20) : 4207-4229.

[17]刘钦普. 安徽省化肥面源污染环境风险分析[J]. 生态与农村环境学报, 2015, 31 (6) : 876-881.

[18]李 帷, 李艳霞, 林春野, 等. 北京市畜禽粪便土地利用适宜性分析[J]. 环境科学学报, 2009, 29 (4) : 882-889.

[19]SILVA S, ALCADA-ALMEIDA L , Dias LC. Biogas plants site selection integrating Multicriteria Decision Aid methods and GIS techniques : a case study in a Portuguese region .Biomass & Bioenergy, 2014, 71: 58-68.

[20]DAGNALL S, HILL J, PEGG D. Resource mapping and analysis of farm livestock manures—assessing the opportunities for biomass-to-energy schemes[J].Bioresource Technology, 2000, 71 (3) : 225-234.

[21]KELLOGG R L, LANDER C H, MOFFITT D C , et al. Manure nutrients relative to the capacity of cropland and pastureland to assimilate nutrients : spatial and temporal trends for the United States[J].Proceedings of the Water Environment Federation, 2000 (16) : 18-157.

[22]毕于运, 高春雨, 王亚静, 等. 中国秸秆资源数量估算[J]. 农业工程学报, 2009, 25 (12) : 211-217.

[23]魏 赛, 吕晶晶. 我国粮食主产区秸秆资源量估算与利用[J]. 中国畜牧业, 2013 (19) : 56-58.

[24]邓美华, 谢迎新, 熊正琴, 等. 长江三角洲氮收支的估算及其环境影响[J]. 环境科学学报, 2007, 27 (10) : 1709-1716.

-
- [25]BAO X, WATANABE M, WANG Q X , et al Nitrogen budgets of agricultural fields of the Changjiang River basin from 1980 to 1990[J]. Science of the Total Environment, 2006, 363 (1-3) : 136-148.
- [26]中国农业科学院土壤肥料研究所. 中国肥料[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1994: 431-729.
- [27]方玉东, 封志明, 胡业翠, 等. 基于 GIS 技术的中国农田氮素养分收支平衡研究[J]. 农业工程学报, 2007, 23 (7) : 35-41.
- [28]HENSEL D R , FRANS L M. Regional Kendall test for trend[J]. Environmental Science & Technology, 2006, 40 (13) : 4066-4073.
- [29]丁晓雯, 沈珍瑶. 涪江流域农业非点源污染空间分布及污染源识别[J]. 环境科学, 2012, 33 (11) : 4025-4032.
- [30]叶延琼, 章家恩, 李逸勉, 等. 基于 GIS 的广东省农业面源污染的时空分异研究[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32 (02) : 369-377.
- [31]ZAVATTARO L , ASSANDRI D , GRIGNANI C. Achieving legislation requirements with different nitrogen fertilization strategies : Results from a long term experiment[J]. European Journal of Agronomy, 2016, 77 (SI) : 199-208.