

污染物在农田溪流生态系统中的动态变化

毛战坡¹, 尹澄清¹, 王雨春¹, 付 强¹, 方 杨², 汪海波², 白 颖²

(1. 中国科学院生态环境研究中心 环境水化学国家重点实验室, 北京 100085; 2. 合肥市环境监测站, 合肥 230031)

摘要:氮是地表水体发生富营养化的主要因子, 河流系统是氮输出的主要运移通道, 养分在河流生态系统中的滞留和趋向控制着污染物的输出。以巢湖流域一个受人为活动严重影响的农田源头溪流——六岔河为研究对象(包括 4 个渠道型、1 个水塘型和 3 个河口型断面, 对应长度分别为 1.3km、0.15km 和 0.36km), 设置 9 个监测点研究总氮(TN)、硝酸盐(NO₃-N)、氨态氮(NH₄⁺-N)和总悬浮物(TSS)在溪流生态系统中的滞留, 评价人为严重干扰下的农田溪流生态系统在非点源污染物运移中的生态功能。结果表明: TN、NO₃-N、NH₄⁺-N 和 TSS 在溪流中的滞留、释放受溪流的河流形态影响, 水塘型和河口型断面是污染物滞留的主要区域; TN、NO₃-N、NH₄⁺-N 和 TSS 在水塘型和河口型断面内的滞留量分别占溪流滞留量(基流、径流滞留量的和)的 61%、47%、75% 和 56%。降雨-径流过程中发生的滞留是污染物滞留的主要部分, TN、NO₃-N、NH₄⁺-N 和 TSS 的滞留量分别占溪流滞留量的 93%、97%、89% 和 96%; 渠道型断面是溪流最主要的内在污染源, 污染物释放量占溪流释放量的 90% 以上; 受水塘型断面出口处的水坝影响, 位于水塘前的渠道型断面在基流和降雨-径流过程中均有效地滞留污染物, 而其余渠道型断面在不同水文条件下呈现出不同的滞留特性。非点源污染物在溪流中的滞留和释放的空间动态变化是溪流生态系统对自然和人为干扰的一种综合响应, 有必要恢复溪流生态系统功能, 控制农业非点源污染。

关键词: 释放; 滞留; 养分; 空间动态; 溪流形态; 生态系统

A study on nitrogen transport in a farmland stream in Liuchahe watershed

MAO Zhan-Po¹, YIN Cheng-Qing¹, WANG Yu-Chun¹, FU Qiang¹, FANG Yang², WANG Hai-Bo², BAI Ying² (1. SKLEAC, Research Center for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 10085; 2. Hefei City Environmental Monitoring Station, Hefei, 230031, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(12): 2614~2623.

Abstract: The spatial dynamics of nutrient and suspended solids were investigated for two years in a 1.8 km agricultural headwater stream, located by Chaohu Lake, southeastern China. The stream form was greatly modified by human activities. The stream could be divided into 4 channelized reaches (1.3 km), a pond reach (0.15 km) and 3 estuary reaches (0.36 km). It was found that retention of total nitrogen (TN), nitrate (NO₃-N), ammonium (NH₄⁺-N) and total suspended solids (TSS) predominantly occurred in the pond reach and estuary reaches. TN, NO₃-N, NH₄⁺-N and TSS retained in the pond reach and estuary reach accounted for more than 50% of those retained in whole stream. The retention mostly

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40171003).

收稿日期: 2003-05-07; **修订日期:** 2003-09-18

作者简介: 毛战坡(1974~), 男, 河南人, 博士, 主要从事水资源保护、湖泊富营养化控制等方面的研究。现地址: 中国水利水电科学研究院, E-mail: lyzp2001@yahoo.com; maozb@lwhl.com

Foundation item: the National Natural Science Foundation of China(No. 40171003)

Received date: 2003-05-07; **Accepted date:** 2003-09-18

Biography: MAO Zhan-Po, Ph. D., main research field: water resources management and lake eutrophication control.

happened in the rain-runoff events and it was 13 to 27 times than that in baseflow. The results showed that the channelized reach was the most important source for pollutant release under either runoff or baseflow conditions, and it accounted for more than 90% of whole stream release. There was a high spatial variability of nutrient dynamics in different channelized reaches. The channelized reach directly discharging into the pond did always retain nutrient and TSS under base flow and runoff conditions, whereas the other channelized reaches performed differently in different hydrological conditions. The high spatial dynamics of nutrient and TSS in the stream was resulted from anthropogenic disturbance of the agricultural headwater stream, such as channelization and excavation, it suggested that would be expected to decrease the capacity of nutrient retention in the stream.

Key words: retention; release; nutrient; spatial variability; stream forms; stream ecosystem

文章编号: 1000-0933(2003)12-2614-10 中图分类号: Q149 文献标识码: A

农业非点源污染具有形成过程随机性大、复杂、机理模糊等特点, 是江河湖泊产生富营养化的主要原因^[1,2]。河流系统是非点源污染物的主要运移通道, 污染物在河流内的持留影响污染物在流域的空间分布以及运移形态等^[3~7]。具有较浅水深和较高面积/体积比的源头溪流, 控制着流域非点源污染物向受纳水体的输出负荷^[8~10]。

长江中下游地区是我国浅水湖泊的主要分布区域, 也是我国主要的水稻种植区域, 流域内河流沟渠纵横交错, 形成一个错综复杂的河流网络系统。随着经济和社会的发展, 大量农业非点源污染物进入地表水体, 造成大量湖泊严重富营养化, 制约着区域经济的可持续发展^[11,12]。我国对湖泊的富营养化治理进行了大量试验、实践与探索, 但效果并不明显, 在这些研究中往往忽略流域源头溪流对养分的持留^[11,12]。尹澄清等人发现江淮地区的多水塘系统能够有效地持留非点源污染物, 减少流域径流和污染物的输出^[13~15]。而多水塘系统内的河流、沟渠大多受农业活动的人为干扰(河流渠道化、缓冲区域消失等), 使河流形态、结构等均发生变化。因此, 有必要选择一个典型农业流域, 研究农业非点源污染物在人为严重干扰下的农田溪流中的持留, 评价源头溪流在湖泊富营养化中的生态功能, 以及人为因素对养分持留的影响, 为控制农业非点源污染和恢复河流生态系统提供参考。

1 研究区域

巢湖位于长江支流, 近 10a 来该湖表现出严重的富营养化状态^[11]。为了研究非点源污染物在农田溪流中的动态变化和持留机理, 将巢湖北岸中庙附近的六岔河小流域作为代表区域进行详细研究。

六岔河流域位于安徽省巢湖中庙北岸, 整个流域由 12 个子流域构成, 流域面积 6.91 km²。流域气候属于亚热带和温暖带过渡性季风气候, 根据当地气象站多年降雨监测资料(图 1), 流域多年平均降雨量 940 mm(降雨主要分布在 5~8 月份, 约占年降雨量的 52%), 年均蒸发量 1483 mm, 多年平均气温 16.3℃。流域内无工业生产, 是江淮丘陵地区典型的农业流域, 土地利用类型主要有旱地、水稻田、村庄、森林和水塘等^[13]。六岔河流域内河流、沟渠系统密布, 渠道总长约 23.38 km, 其中六岔河长约 3 km, 直接流入巢湖。在长期的农业活动中, 六岔河的河流形态发生巨大变化。在溪流上游, 六岔河被人工取直, 导致河流长度缩短、河流浅滩和水塘等消失; 在河流中游, 村民修

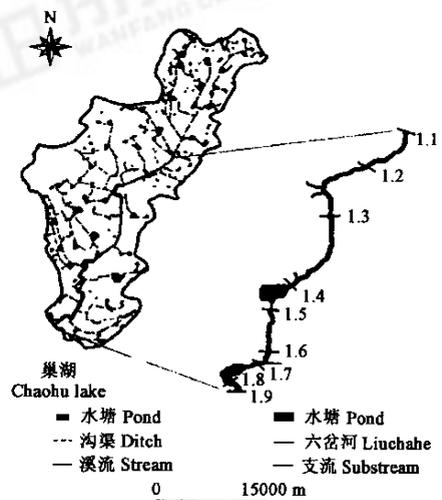


图 1 六岔河流域及监测点断面位置分布图

Fig. 1 Monitoring reaches in Liuchahe watershed

建水塘解决村庄日常生活用水,增加河流蓄水,但是破坏沿河两岸植被;在下游深挖河道,增加河流在暴雨季节的泄洪能力,河口处形成面积较大的河口湿地,但是河流中原有的洪泛平原消失(图1)。

2 材料和方法

2.1 试验设置

在2001年7月~2002年7月,根据六岔河的河流形态(渠道型、水塘型和河口型断面)、河流两岸土地利用和主要的沟渠分布,在长约1.8 km的溪流上设置9个断面(图1),包括4个渠道型、1个水塘型和3个河口型断面(每个断面的长度见表1),研究溪流在不同的水文条件下(基流、降雨-径流),非点源污染物在河流生态系统中的持留特征。在没有降雨情况下,河水流量比较恒定,将其作为基流处理^[16]。在降雨条件下,根据监测断面处的水位判断流域是否产流以及径流是否结束。降雨产生的地表径流根据流域退水曲线法进行分割^[16]。在监测断面监测河水流量(基流、暴雨径流)和总氮(TN)、硝态氮(NO_3^- -N)、氨态氮(NH_4^+ -N)和悬浮物(TSS),监测过程同时考虑主要支流的入流,包括径流和水质。在基流条件下每周采样一次,降雨-径流期间每3 h 取样一次,主要沟渠的采样时间根据流量决定,直到降雨径流结束,一般在每一个样点采集5~10个样(反映降雨径流过程线和污染物浓度过程线)。11~翌年3月份不进行监测。

表1 六岔河断面和水生植被特性

Table 1 The characteristics of Liuchahe and aquatic plant

断面类型 Reach types	断面特性 Characteristics of reach			水生植被特性 Characteristics of aquatic plant		
	断面 Reach	宽度 Width(m)	深度 Depth(m)	长度 Length(m)	优势种 Dominant	盖度 Coverage(%)
渠道型断面 Channelized reach	L1-2	2~10	1.5~2	168	芦苇 <i>Phragmites</i> 、菖蒲 <i>Acorus calamus</i>	85
	L2-3	3~3.5	1.5~2	378	空心莲子草 <i>Alternanthera philoxroides</i>	10
	L3-4	4~6.5	2~2.5	328	芦苇 <i>Phragmites</i>	78
	L5-6	5~6	0.5~1.0	404	芦苇 <i>Phragmites</i> 、空心莲子草 <i>Alternanthera philoxroides</i>	92
水塘型断面 Pond reach	L4-5	30~55	0.5~1.5	154	空心莲子草 <i>Alternanthera philoxroides</i>	70
河口型断面 Estuary reach	L6-7	10~35	0.5~0.8	102	空心莲子草 <i>Alternanthera</i>	95
	L7-8	25~45	0.5~0.8	254	空心莲子草 <i>Alternanthera philoxroides</i> 、菖蒲 <i>Acorus calamus</i>	90
	L8-9	45~50	0.5~0.8	50	菖蒲 <i>Acorus calamus</i>	80

2.2 分析方法

在每场降雨-径流过程中,测定 TN、 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N 和 TSS 浓度。水样测定时,TN 直接测定;用 $0.45\mu\text{m}$ 孔径的玻璃纤维滤膜过滤水样,滤液测定 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N,滤膜测定 TSS。水样分析在合肥环境监测站进行,水样监测前在 4℃ 条件下保存 6~30 h。TN、 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N 和 TSS 的分析采用标准方法^[17]。

大多数情况下六岔河流量较小,根据河水流量的大小,利用两种方法测定水流速度:低流量时利用染料示踪法测定;高流量时利用浮标示踪法测定^[18]。根据标定断面,即时测定溪流流速和水位。同时根据溪流断面和植物生长情况,在每一个断面内选择数量不等的样点(8~15),采集土样(0~5cm)分析底泥的 TN、 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N,分析方法见参考文献^[19]。研究过程中,同时也对每一断面内的植被类型进行调查,利用目测法估计覆盖面积,分析植被对污染物持留的影响(表1)。

2.3 数据处理方法

利用溪流每断面监测点(L1~L8)的污染物浓度平均值(流量权重)描述污染物在溪流生态系统中的空间变化特性;利用流域出口处(L9)的污染物浓度平均值(流量权重)描述溪流污染物的空间变化特性。根据

物质平衡原理,非点源污染物在溪流运移中发生的沉降、再悬浮等持留过程均可用两个断面的输入负荷差值表示,这个过程涉及生物过程、物理化学过程^[4],如氮在底泥表面的吸附、水解、脱氮或者硝化过程等,本文没有对此进行详细研究,仅分析污染物在河流内运移的空间特征。

监测断面的污染负荷根据同步监测的流量和污染物浓度进行计算, J 种污染物在断面 I 的暴雨径流污染负荷^[4]:

$$i_j = \int C_t(t)q_t(t)dt \approx \sum_{k=1}^{k=n-1} \Delta t_k \frac{c_k + c_{k+1}}{2} \times \left(\frac{q_k + q_{k+1}}{2} \right) \quad (1)$$

式中, C_t 是监测断面 I 在 t 时刻的暴雨径流中 J 种污染物的浓度(mg/L); q_t 是断面 I 在 t 时刻的径流流量(m^3/s); c_k, c_{k+1} 是 J 种污染物在样本 k 和 $k+1$ 监测时的污染物浓度(mg/L); q_k, q_{k+1} 是断面在 $k, k+1$ 样本监测时的流量(m^3/s); Δt 是样本 $k, k+1$ 的时间间隔(s)。

J 种污染物在断面 I 的负荷^[4]:

$$I_J = \sum_{x=1}^{x=m} i_j + \sum \bar{c} \times \bar{q} \quad (2)$$

式中,第一项是暴雨径流提供的非点源污染负荷(kg);第二项是基流提供的非点源污染负荷(kg); \bar{c} 是基流的 J 种污染物平均浓度(mg/L); \bar{q} 是基流平均流量(m^3/s)。

J 种非点源污染物在断面 I 和 $I+1$ 内的持留量(W):

$$W = I_J - (I + 1)_J \quad (3)$$

式中, W 是 J 种非点源污染物在断面 I 和 $I+1$ 内的持留量(kg),正值表示河流持留污染物,负值表示河流输出污染物;其余符号含义同上。

在较大的降雨-径流过程中,受巢湖水位的影响,部分湖水倒灌,无法监测断面 L9 处的径流流速,因此在污染物的持留计算中,没有将断面 L8-9 考虑入内。

3 结果

六岔河流域在 2001 年 7 月~2002 年 7 月的降雨分布见图 2,其中 2001 年 7~10 月的降雨量为 160 mm(7~10 月),2002 年 7~10 月的降雨量为 466 mm。六岔河溪流内分布有渠道型、水塘型和河口型断面,构成独特的多水塘-河流系统景观。溪流不同断面的底泥粒径分布具有明显的空间差异(表 2),大颗粒(粒径 >0.05 mm)泥沙在溪流中呈现出河口型 $>$ 渠道型 $>$ 水塘型断面,中颗粒(粒径 $0.05\sim 0.005$ mm)呈现出渠道型 $>$ 河口型 $>$ 水塘型断面,而细颗粒呈现出水塘型 $>$ 河口型 $>$ 渠道型断面。底泥中 TN、 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N 的含量在六岔河中呈现出空间动态变化的特性(表 3)。

表 2 六岔河底泥粒径组成

Table 2 The particle composition of sediments in Liuchahe stream

断面 Reach type	粒径(mm) Particle composition					
	1~0.25	0.25~0.05	0.05~0.01	0.01~0.005	0.005~0.001	<0.001
渠道型 Channelized reach	1.4	8.2	24.5	21.9	16.1	27.9
水塘型 Pond reach	1.4	3.6	24.5	18.3	16.2	36.0
河口型 Estuary reach	2.8	7.6	29.3	13.7	14.0	37.6

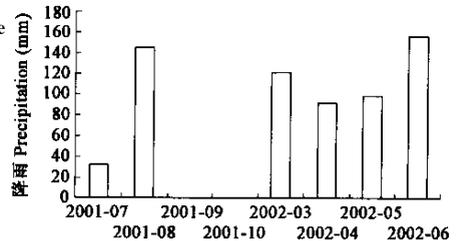


图 2 六岔河流域 2001 年 7 月~2002 年 7 月降雨特性

Fig. 2 The characteristics of precipitation in Liuchahe stream during 2001~2002

3.1 污染物浓度的空间变化

总氮 TN 在溪流中的空间、时间动态变化见图 3 与图 4。溪流中的 TN、 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 浓度存在显著性差异(方差数据 <0.01),底泥 TN 含量与河水浓度呈现出线性相关关系($r = -0.97$; $p < 0.01$)。TN 浓度在溪流不同断面中呈现出不同的特性,较高和较低浓度均出现在渠道性断面中。在渠道型断面内,

TN 浓度呈现出不同的空间变化模式:在 L1-3 中 TN 浓度升高,而在 L3-4 和 L5-6 中浓度降低,这可能与溪流的形态、流速、植被分布等因素有关。TN 浓度和流域降雨在空间上并没有呈现出明显的相关关系,这主要与流域的农业活动以及土壤中的氮含量有关。由于 2001 年 7 月以前的降雨量较少,农田中施加的氮大量在土壤中累积,在较小的降雨径流条件下(2001 年 7 月降雨量仅有 33 mm),使得靠近河流两岸的农田向溪流输出 TN 浓度较高的径流;同时流域在每年的 8 月份种植晚稻,农民在水田中大量施肥,在降雨径流的作用下,农田产生大量污染物。在 2002 年随着流域农业活动强度的增加(4~5 月流域种植早稻,包括翻田、施肥、移秧等),流域输出的 TN 浓度也逐渐增加。

硝态氮 NO_3^- -N 在溪流中的空间变化见图 5。溪流底泥中的 NO_3^- -N 含量与河水的 NO_3^- -N 浓度未呈现出明显规律。溪流中的 NO_3^- -N 浓度在不同的断面内呈现出不同的特性,在渠道型断面 L3-4 内 NO_3^- -N 浓度急剧降低,而底泥的 NO_3^- -N 含量增加。在河口型断面 L6-7 中, NO_3^- -N 浓度和底泥含量均降低,这与断面内分布的挺水植物、浮游植物提供有机物和碳源、水温较高以及水流的停留时间较长等因素密切相关^[20,21]。溪流中的 NO_3^- -N 在时间上呈现出减少-增加的趋势(图 6),原因与流域的农业活动以及 NO_3^- -N 的运移途径有关。在 2001 年 7 月,流域土壤表层中累积大量的 NO_3^- -N,在降雨和径流的作用下向溪流中运移。8 月份由于前期降雨的影响(土壤含水量增加),虽然流域降雨量增加和农业活动加强, NO_3^- -N 可能通过渗滤向地下水流失,使得溪流中的浓度没有明显变化。

氨态氮 NH_4^+ -N 在溪流中的空间动态变化见图 7。河水的 NH_4^+ -N 浓度与底泥的 NH_4^+ -N 含量呈负相关关系($P < 0.01; r = -0.55$)。 NH_4^+ -N 浓度在河流不同断面中呈现出不同的特性,较高的 NH_4^+ -N 浓度出现在渠道型断面中,而较低浓度出现在河口型断面,底泥的 NH_4^+ -N 含量的空间变化趋势与河水类似。 NH_4^+ -N 浓度在不同的渠道型断面中呈现出不同的特性;在渠道型断面 L1-3 中,浓度增加而底泥含量降低;在断面 L3-4 和 L5-6 中,底泥含量随 NH_4^+ -N 浓度增加而增加。

在水塘型和河口型断面中, NH_4^+ -N 浓度与底泥含量均降低,这可能与断面具有比较稳定的生物膜、较大的接触面积以及径流停留时间较长,促进底泥中的 NH_4^+ -N 发生硝化和脱氮反应有关^[20,21]。 NH_4^+ -N 浓度在时间上与流域的降雨、农业活动没有明显的相关关系(图 8)。在 2001 年,溪流中的 NH_4^+ -N 浓度没有明显变化,而 2002 年 NH_4^+ -N 浓度与流域的降雨成指数逆相关关系($p < 0.01; r = -0.79$)。

表 3 六岔河底泥理化性质

Table 3 Chemical indices of sampling plots in Liuchahe stream

断面 Reach	TN (Mean±SD) (%)	NO_3^- -N (Mean±SD) (mg/kg)	NH_4^+ -N (Mean±SD) (mg/kg)
L1-2	0.16±0.05	1.35±0.99	1.71±1.44
L2-3	0.14±0.03	1.67±0.12	1.18±0.28
L3-4	0.09±0.02	1.50±0.11	1.68±0.45
L4-5	0.14±0.05	1.19±0.15	1.26±0.25
L5-6	0.17±0.02	2.18±1.11	1.63±0.64
L6-7	0.16±0.06	0.96±0.71	2.54±2.21
L7-8	0.16±0.06	0.81±0.09	1.97±0.94
L8-9	0.14±0.05	1.45±1.15	2.38±1.47

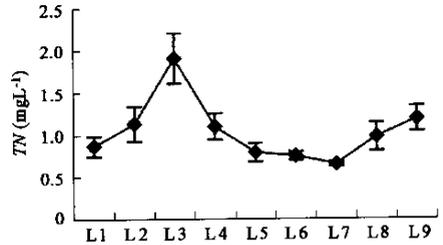


图 3 总氮在六岔河中的空间动态变化

Fig. 3 The spatial characteristics of TN concentration in Liuchahe stream

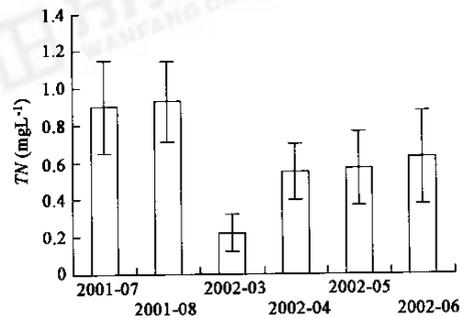


图 4 总氮在六岔河中的时间动态变化

Fig. 4 The temporal characteristics of TN concentration in Liuchahe stream

悬浮物 TSS 在六岔河中的空间动态变化见图 9。TSS 浓度在溪流不同断面呈现出不同的特性。TSS 浓度的降低主要发生在水塘型断面 L4-5、渠道型断面 L5-6 和河口型断面 L6-7, 从溪流不同断面的底泥粒径分布可以看出(表 2), 粒径 $> 0.005 \text{ mm}$ 颗粒的沉降主要发生在渠道型断面, 而粒径 $< 0.005 \text{ mm}$ 的 TSS 主要在水塘型和河口型断面沉降。

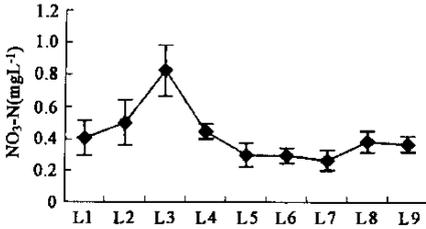


图 5 硝态氮在六岔河中的空间动态变化

Fig. 5 The spatial characteristics of NO_3^- -N concentration in Liuchahe stream

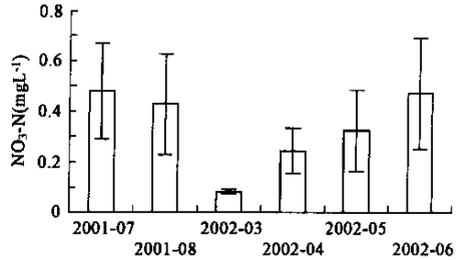


图 6 硝态氮在六岔河中的时间动态变化

Fig. 6 The temporal characteristics of NO_3^- -N concentration in Liuchahe stream

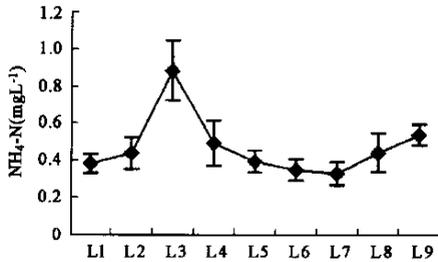


图 7 氨态氮在六岔河中的空间动态变化

Fig. 7 The spatial characteristics of NH_4^+ -N concentration in Liuchahe stream

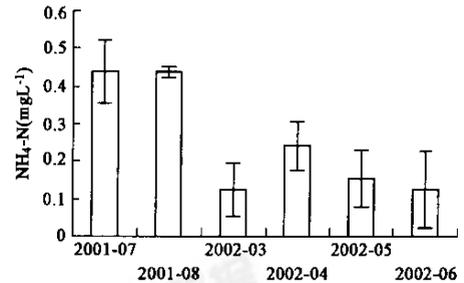


图 8 氨态氮在六岔河中的时间动态变化

Fig. 8 The temporal characteristics of NH_4^+ -N concentration in Liuchahe stream

3.2 污染物在溪流中滞留的空间变化

3.2.1 总氮 在基流状态下, TN 在溪流中的滞留量为 14.1 kg , 释放量为 14.9 kg (图 10)。在降雨-径流过程中, TN 滞留量为 195 kg , 释放量 126 kg ; 水塘型与河口型断面的滞留量占降雨径流过程中滞留量的 63%。在基流条件下, 水塘型断面 L4-5 和河口型断面 L6-7 释放 TN, 是溪流的内在“污染源”; 在降雨-径流过程中, 两者滞留 TN 成为溪流内污染物的“汇”。虽然水塘型断面 L4-5 的底泥中累积大量污染物, 由于降雨-径流过程中水流流速极低, 污染物不易发生再悬浮, TN 滞留量高达 53 kg , 占降雨-径流过程中滞留量的 27%。考

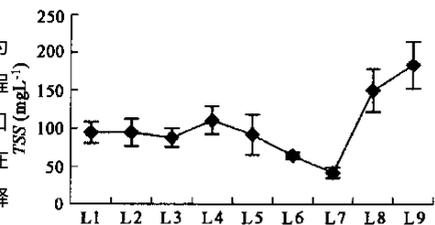


图 9 TSS 在六岔河中的空间动态变化

Fig. 9 The spatial characteristics of TSS concentration in Liuchahe stream

考虑 TN 在溪流中的释放, TN 的滞留量为 68.2 kg , 其中渠道型、水塘型和河口型断面的滞留量分别为 54.0 kg , 51.7 kg 和 20.5 kg 。

3.2.2 硝态氮 在基流条件下, NO_3^- -N 的滞留量为 3.9 kg , 主要发生在渠道型和河口型断面(图 11)。在

降雨-径流过程中,NO₃⁻-N的持留量为 109 kg,释放量为 71 kg;水塘型和河口型断面的持留量为 51 kg,占降雨-径流过程中持留量的 48%。在基流条件下,渠道型断面 L5-6 和河口型断面 L6-7 释放 NO₃⁻-N,是溪流内在的“污染源”;在降雨-径流过程中,渠道型断面 L5-6 继续释放 NO₃⁻-N,而河口型断面 L6-7 有污染物的“源”向“汇”转变,NO₃⁻-N 的持留量高达 24 kg。当考虑 NO₃⁻-N 的释放时,NO₃⁻-N 在溪流中的持留量为 37.9 kg,其中渠道型、水塘型和河口型断面的持留量分别为 -14.9 kg、16 kg 和 36.8 kg。

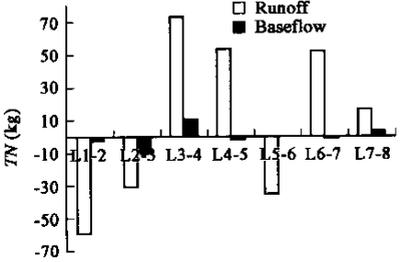


图 10 总氮在六岔河中持留的空间变化(正值表示断面持留污染物,负值表示断面释放污染物)

Fig. 10 The spatial characteristics of TN retention in Liuchahe stream (positive value means pollutant was retained in the reach, negative value means pollutant was released from the reach)

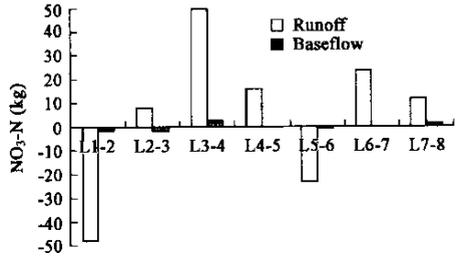


图 11 硝态氮在六岔河中持留的空间变化(正值表示断面持留污染物,负值表示断面释放污染物)

Fig. 11 The spatial characteristics of NO₃⁻-N retention in Liuchahe stream (positive value means pollutant was retained in the reach, negative value means pollutant was released from the reach)

3.2.3 氨态氮 从图 12 中可以看出,在基流条件下,NH₄⁺-N 的持留量为 10.7 kg,释放量 11.2 kg。在降雨-径流过程中,NH₄⁺-N 的持留量为 82.7 kg,其中水塘型和河口型断面的持留量为 68 kg,占降雨-径流过程中持留量的 82%。在基流状态下,渠道型断面 L2-3 和水塘型断面 L4-5 释放 NH₄⁺-N;在降雨-径流过程中,前者继续释放污染物,而后的持留量高达 44 kg。考虑 NH₄⁺-N 的释放,NH₄⁺-N 在溪流中的持留量为 29 kg,其中渠道型、水塘型和河口型断面的持留量分别为 -37.8 kg、42.1 kg 和 24.7 kg。

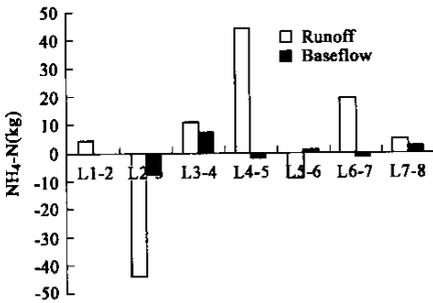


图 12 氨态氮在六岔河中持留的空间变化(正值表示断面持留污染物,负值表示断面释放污染物)

Fig. 12 The spatial characteristics of NH₄⁺-N retention in Liuchahe stream (positive value means pollutant was retained in the reach, negative value means pollutant was released from the reach)

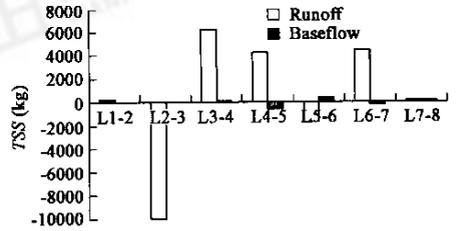


图 13 TSS 在六岔河中持留的空间变化(正值表示断面持留污染物,负值表示断面释放污染物)

Fig. 13 The spatial characteristics of TSS retention in Liuchahe stream (positive value means pollutant was retained in the reach, negative value means pollutant was released from the reach)

3.2.4 悬浮物 在基流条件下,TSS 持留量为 566 kg,主要发生在渠道型断面 L5-6(图 13);TSS 的释放量为 811 kg。在降雨-径流过程中,TSS 持留量为 15152 kg,其中水塘型断面和河口型断面为 8747 kg,占降雨-径流过程中持留量的 58%;TSS 释放量 11615 kg,主要发生在渠道型断面。渠道型断面 L1-2 在基流过

程旅 TSS,而在降雨-径流过程中持留 TSS。当考虑 TSS 的释放时,TSS 的持留量为 3292 kg,其中渠道型、水塘型和河口型断面的持留量分别为—4811 kg、3624 kg 和 4479 kg。

在不同的水文条件下(基流、降雨-径流),非点源污染物在六岔河中的持留结果见表 4。污染物在溪流内的持留量由高到低依次为 TSS、TN、 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N,对应的持留量分别为 3292 kg、68.2 kg、37.9 kg 和 29 kg。污染物的持留主要发生在水塘型和河口型断面,是溪流中污染物的主要持留区域;渠道型断面大量释放污染物,是溪流中重要的内在污染源。

4 讨论

养分和悬浮物在溪流中的运移具有明显的空间异质性,是自然和人为因素综合作用的结果^[22,23]。

养分和悬浮物浓度在水塘型、河口型断面内的急剧降低,是水文、物理、化学和生物等过程综合作用的结果^[24]。水塘型和河口型断面的水体和泥沙接触面积均高达 6000 m²,同时过水断面面积的急剧增加(相对于渠道型断面)以及水生植物的拦截均能有效降低流速,增加养分和悬浮物在断面内的滞留时间,有助于养分在溪流中的持留^[25]。在河口型断面,由于人为干扰较少,河流保持原有的水生植物构成,水生植物盖度高达 70%~95%,大量有机物碎屑在河流底部累积;水深 0.5~0.8m,有助于阳光透射进入河流底部,促进沉水植物的光合作用,增加河流底部糙率,降低流速。因此,在河口型断面的大植物斑块内,流速小而沉积物较细;而在河道较深的渠道型断面内的植物斑块,流速较高,沉积物颗粒较大^[26]。虽然位于水塘型断面 L4-5 前面的渠道型断面 L3-4 的河流形态和植被分布与其它渠道型断面没有明显差异,而其在基流和降雨-径流过程中均能有效地持留养分和悬浮物,分析可能是由于水塘型断面出口 L5 处修建的人工水坝的影响。试验发现在降雨径流过程中,河水流速从 15 cm/s(L3)降低到 9 cm/s(L4),而水塘内的流速接近 0(图 14),渠道型断面 L3-4 的水位在水坝回水作用下逐渐升高,增加养分和悬浮物在断面内的滞留时间以及养分和泥沙的接触几率,促进养分和污染物在溪流中的持留。在降雨-径流期间,养分和悬浮物浓度在河口型断面 L7-9 内的增加主要是由于浓度较高的农田降雨径流的入流和巢湖的回水作用引起^[27]。渠道型断面在降雨径流过程中大量释放污染物,但是影响释放过程的因素不同。在渠道型断面 L1-2,水流流速高达 150 cm/s(图 14),造成河流底部沉积物的再悬浮,增加水体中的养分和悬浮物浓度;渠道型断面 L2-3 由于 2001 年 8 月的底泥疏浚(增加河流断面蓄水量,灌溉农田)造成的,虽然过水断面面积增加使流速降低,但是底泥疏浚破坏河流的生态系统,包括水生植物组成、底泥表面生物膜以及河堤稳定性等^[23],降低河流生态系统抵御外界干扰的能力(降雨径流),导致断面大量释放污染物。上述结果说明,人为活动直接或间接的干扰河流生态系统,进一步加剧养分和悬浮物在溪流中的动态变化^[28]。

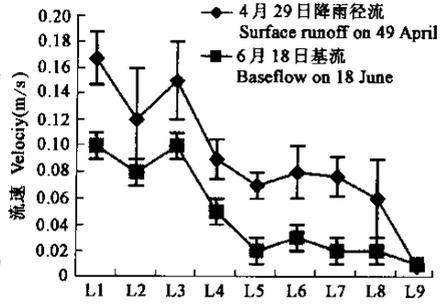


图 14 六岔河流速动态变化

Fig. 14 The spatial characteristics of velocity in Liuchahe stream

表 4 污染物在六岔河中的持留

Table 4 Pollutants retention variation in Liuchahe stream

断面类型 Reach type	TN(kg)	NO_3^- -N (kg)	NH_4^+ - (kg)	TSS(kg)
渠道型断面 Channelized reach	-54.0	-14.9	-37.8	-4813
水塘型断面 Pond reach	51.2	16.0	42.1	3624
河口型断面 Estuary reach	71.0	36.8	24.7	4479
六岔河 Liuchahe Stream	68.2	37.9	29	3290

污染物在六岔河中的持留是污染物在渠道型断面、水塘型断面和河口型断面中的持留、释放两者的和;污染物在渠道型、水塘型和河口型断面中的持留是污染物在此断面中的持留、释放的和。

The value of Liuchahe stream was the sum of retention and release of channelized reach,pond reach and estuary reach, and the retention value of the channelized reach,pond reach and estuary reach was the sum of retention and release of the same type reach

污染物在六岔河中的持留是污染物在渠道型断面、水塘型断面和河口型断面中的持留、释放两者的和;污染物在渠道型、水塘型和河口型断面中的持留是污染物在此断面中的持留、释放的和。

The value of Liuchahe stream was the sum of retention and release of channelized reach,pond reach and estuary reach, and the retention value of the channelized reach,pond reach and estuary reach was the sum of retention and release of the same type reach

氮在河流中的持留主要受悬浮物沉降、脱氮和

植物吸收等过程控制^[23],其中脱氮过程是氮从水体中的永久性去除(六岔河的平均脱氮速率为 0.094 mg/g,高于水稻田脱氮速率 0.031 mg/g^[14]),其余过程是氮的暂时滞留过程,但这些过程在某一阶段能够促进氮在溪流中大量滞留^[29]。水塘型、河口型断面均满足脱氮所需的条件:村庄或者水生植物提供足够的碳源(OM),较高的水温(温度 10~20℃)以及足够的氮负荷。因此,NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 在水塘型断面、河口型断面内的滞留量分别占溪流持流量的 49%、82%,结果与 Jansson^[23]近同:氮在溪流中的滞留主要发生在水塘中,但六岔河的单位面积滞留负荷低于 Svendsen 和 Kronvang^[7]的研究结果(25~40 Ng/m²),这可能与六岔河的养分浓度较低有密切关系。虽然六岔河的 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 浓度接近,但两者在溪流中的滞留具有明显差异,这主要与两者的滞留机理有关。溪流中 NH₄⁺-N 的吸收和去除过程主要发生在泥沙、底泥表面,同时 NH₄⁺-N 的硝化过程释放 NO₃⁻-N,从而增加水体中的 NO₃⁻-N 浓度^[3]。Peterson 等^[9]研究发现 20%~30%左右的 NH₄⁺-N 去除是由于脱氮作用,其余部分被泥沙吸附。因此,渠道型断面在流速较大的降雨-径流过程中,随着泥沙的再悬浮大量 NH₄⁺-N 向下游运移,是溪流最大的内源。大量研究发现 NO₃⁻-N 的滞留依赖于脱氮过程和植物吸收^[29],而脱氮过程可以在溪流中所有具备脱氮条件的区域发生,而不是主要发生在具有较大泥沙-水体接触面积的水塘型、河口型断面内。虽然水塘型、河口型断面的流速接近以及底泥组成类似,但是 TN、NO₃⁻-N 在河口型断面内的滞留量要高于水塘型断面,这可能与断面的水生植物(挺水植物、沉水植物)组成有关^[30]。在河口型断面内分布有大量的挺水植物和沉水植物(芦苇、菖蒲、空心莲子草、鱼腥草等),而在水塘型断面内主要分布有挺水植物(空心莲子草)。研究发现挺水植物能够比沉水植物产生更多的有机物,而沉水植物能够为脱氮细菌提供大量的附着表面,增加脱氮细菌与表面水体的有效接触,加速脱氮过程,促进氮在溪流中的滞留^[30]。

4 结论

根据受人为严重干扰下的农田源头溪流-六岔河的河流形态,在溪流中选择 1.8 km 作为研究对象,包 4 个渠道型、1 个水塘型和 3 个河口型断面,评价农业非点源污染物在溪流中的滞留和空间动态变化。研究结果如下:

(1)降雨-径流过程是非点源污染物在溪流中滞留的主要时期。TN、NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 和 TSS 在降雨径流过程中的滞留量分别为 195 kg、109 kg、82.7 kg 和 15152 kg,分别是基流条件下滞留量的 14 倍、28 倍、8 倍和 26 倍。

(2)污染物的滞留主要发生在水塘型和河口型断面,TN、NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 和 TSS 的滞留量约占溪流滞留量的 50%。

(3)养分在不同的渠道型断面内呈现出不同的滞留特性。渠道型断面是溪流中最重要的“内源”,TN、NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 和 TSS 的释放量约占溪流释放量的 90%;位于水塘型断面 L4-5 前的渠道型断面 L3-4,在降雨-径流和基流条件下均能有效地滞留养分和悬浮物;人为严重干扰下的渠道型断面在基流和降雨径流过程大量释放非点源污染物。

References:

- [1] Corwin D L and Wagenet R J. Application of GIS to the Modeling of Nonpoint Source Pollutions in the Vadose Zone: A Conference Overview. *J. Environ. Qual.*, 1996, **25**(3): 403~411.
- [2] Zheng Y, Wang X J. Advances and prospects for nonpoint source pollution studies. *Advances in Water Science*, 2002, **13**(1): 105~109.
- [3] Weisner S E B, Eriksson P G, Graneli W, et al. Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *AMBIO*, 1994, **23** (6): 363~366.
- [4] House W A, Leach D, Warwick M S, et al. Nutrient transport in the Humber rivers. *the Science of the Total Environment*, 1997, **194/195**: 303~320.
- [5] Behrendt H and Opitz D. Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia*, 2000, **410**: 111~122.
- [6] Faafeng B and Roseth R. Retention of nitrogen in small streams artificially polluted with nitrate. *Hydrobiologia*, 1993, **262**.
- [7] Svendsen L M and Kronvang B. Retention of nitrogen and phosphorus in a Danish lowland river systems;

- implications for the export from the watershed. *Hydrobiologia*, 1993, **251**: 123~135.
- [8] Chafig M and Gibert J. Storage and dynamics of organic matter in different springs of small floodplain streams. *Hydrobiologia*, 1993, **251**: 199~209.
- [9] Peterson B J, Wollheim W M, Mulholland P J, *et al.* Control of nitrogen export from watershed by headwater streams. *Science*, 2001, **292**: 86~90.
- [10] Alexander R B, Smith R A, Schwarz G E. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature*, 2000, **403**: 758~761.
- [11] Qin B Q. Approaches to mechanisms and control of eutrophication of shallow lakes in the middle and lower reaches of Yangze river. *Journal of Lakes Sciences*, 2002, **14**(3): 193~202.
- [12] Wang G X, Cheng X Y, Pu P M. Lake eutrophication control in technology, theory and application. *Journal of Lake Sciences*, 2002, **14**(3): 273~282.
- [13] Yin C Q, Zhao M, Jin W G, *et al.* A multi-pond system as a protective zone for the management of lakes in China. *Hydrobiologia*, 1993, **251**: 321~329.
- [14] Yan W J, Yin C Q, Zhang S. Nutrient budgets and biogeochemistry in an experimental agricultural watershed in Southeastern China. *Biogeochemistry*, 1999, **45**: 1~19.
- [15] Yin C Q and Shan B Q. Multipond systems: a sustainable way to control diffuse phosphorus pollution. *AMBIO*, 2001, **30**(6): 369~375.
- [16] Yangtze River committee. *Hydrology forecast methods*(second edition). Beijing: Hydraulic & Electric Press, 1993. 125~178.
- [17] Jin X C, Tu Q Y. *The Rules on Lake Eutrophication Investigation*. Beijing: China Environmental Science Press, 1990. 114~134.
- [18] Ellis C and Stefan H G. Low-velocity measurements in water. *Water Res.*, 1986, **22**: 1480~1486.
- [19] Lao J Z. *Handbook of soil analysis*. Beijing: Agricultural Press, 1998. 204~213, 229~275.
- [20] Gopal B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. *Wat. Sci. Tech.*, 1999, **40**(2): 27~35.
- [21] Mitsch W J, Horne A J, Nairn R W. Nitrogen and phosphorus retention in wetlands—ecological approaches to solving excess nutrient problems. *Ecological Engineering*, 2000, **14**: 1~7.
- [22] Haag D, Kaupenjohann M. Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe a critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 2001, **86**: 1~21.
- [23] Jansson M, Leonardson L, Fejes J. Denitrification and nitrogen retention in a farmland stream in southern Sweden. *AMBIO*, 1994, **23**(6): 326~331.
- [24] Reddy K R, Kadlec R H, Flaig E, *et al.* Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. *Crit. Rev. Env. Sci. Tech.*, 1999, **29**: 83~146.
- [25] Fleischer S, Gustafson A, Joelsson A, *et al.* Nitrogen removal in created ponds. *AMBIO*, 1994, **23**(6): 349~357.
- [26] Sand-Jensen K, Madsen T V. Patch dynamics of the stream macrophyte *Callitriche cophocarpa*. *Freshwater Biology*, 1992, **27**: 277~282.
- [27] Jin W G, Yin C Q, Darmstadt O S. Nonpoint pollution controlled by a multi-pond agroecosystem in a subwatershed of Chaohu Lake. China. *Geoökodynamik*, Band XI, 1990. 191~212.
- [28] Auble G T, Friedman J M, Scott M L. Rating riparian vegetation to present and future streamflows. *Ecol. Appl.*, 1996, **4**: 544~554.
- [29] Fennessy M S, Cronk J K. The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1997, **27**(4): 285~317.
- [30] Engelhardt A M, Ritchie M E. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. *Nature*, 2001, **7**(411): 687~689.

参考文献:

- [2] 郑一, 王学军. 非点源污染研究的进展与展望. *水科学进展*, 2002, **13**(1): 105~109.
- [11] 秦伯强. 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探. *湖泊科学*, 2002, **14**(3): 193~202.
- [12] 王国祥, 成小英, 濮培民. 湖泊藻型富营养化控制——技术、理论及应用. *湖泊科学*, 2002, **14**(3): 273~282.
- [16] 长江水利委员会主编. *水文预报方法*. 北京: 水利电力出版社, 1993. 125~178.
- [17] 金相灿, 屠清璐. *湖泊富营养化调查规范*. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. 114~134.
- [19] 劳家柱. *土壤农化分析手册*. 北京: 农业出版社, 1998. 204~213, 229~275.