

基于 muddy-LOICZ 模型的小清河河口及下游河段营养盐通量估算

邹涛, 张华, 于靖

(中国科学院烟台海岸带研究所 海岸带环境过程与生态修复重点实验室, 山东 烟台 264003)

摘要: 基于 2013 年 7 月、9 月小清河河口及 9 月小清河下游河道分段营养盐数据, 采用 LOICZ 及改进的 muddy LOICZ 生物地球化学收支模型, 分析了小清河河口及下游河道分区的水体存留时间和营养盐收支。结果表明, 小清河河口夏、秋季水体存留时间分别为 0.67 d 和 3.09 d, 夏、秋季 DIP 平均收支分别为 -2.96×10^3 、 -1.72×10^3 mol/d, 夏、秋季 DIN 平均收支分别为 -1.55×10^6 、 -0.77×10^6 mol/d。进一步分析表明, 河口生产力旺盛, 存在净生产过程, 成为氮磷的汇, 且磷汇通量要远远小于氮汇, 存在强烈的反硝化反应的脱氮过程, 说明该河口的低氧问题需得到进一步重视。不同的河道区域其生产力水平、呼吸作用、光合作用和硝化作用等强度等均有所不同, 且在羊口镇附近有大量支流和生活排污进入, 小清河下游流域的综合治理不能单一全篇而论, 而应该针对不同的河道区域特点进行分别治理。需要注意的是, LOICZ 模型为箱式模型, 忽略物理过程的作用以及更详细的生物地球化学过程。

关键词: LOICZ 模型; 小清河河口; 营养盐通量

中图分类号: P76

文献标识码: A

文章编号: 1000-3096(2017)05-0117-10

DOI: 10.11759/hyhx20160929001

近海海洋生态系统正面临着巨大的冲击, 如富营养化加剧、赤潮频发、水质恶化、季节性底层缺氧等^[1], 已有的大量研究表明, 陆源污染物、营养盐等随河流径流输入是造成近海环境污染和生态系统退化的重要原因^[2-3]。因此, 对河流流域、河口海湾水体物质分布和收支平衡的研究, 是理解陆海相互作用(Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone, LOICZ)及河流入海环境效应的关键环节, 也是制定建立陆海统筹的环境保护与治理策略的前提^[4]。

莱州湾地处“黄河三角洲高效生态经济区”和“山东半岛蓝色经济区”叠加区, 是被东营、潍坊、烟台 3 市所环抱的半封闭型海湾。近年来, 莱州湾生态环境发生了显著的变化, 具体表现为湾内海水的富营养化不断加重^[5], 产卵场遭到破坏、优势种和群落结构等均发生较大改变^[6-7], 生物多样性的显著降低, 渔业资源接近枯竭^[8], 尤以西南部为甚^[9]。造成这一变化的主要原因是陆源河流携带的营养盐不断增多^[10]。在河流输入方面, 尽管小清河流量只有黄河的 4.6%, 但其入海污染物浓度却是黄河的 12 倍, 入海物质通量相当于黄河入渤海总物质的 54.6%, 处于同一量级^[11], 况且黄河大部分入海物质都进入渤海中部而非莱州湾。小清河是莱州湾污染物质的主要来源^[12-13], 营

养盐、有机污染物含量较高^[14-15]、水体处于严重缺氧水平^[16]。因此, 开展小清河河口与莱州湾水体以及下游河段营养盐分布收支平衡有助于深入研究小清河陆源物质输入对莱州湾生态环境的影响, 也将有助于莱州湾环境问题有的放矢的解决。

与河口单宽通量计算相比, LOICZ 收支模型及改进的 muddy LOICZ 模型(<http://www.loicz.org/>)可在沿河流或物质输运方向上将水体分为若干个箱子, 探讨每个箱子的收支平衡, 解决沿河流方向上的物质输运与平衡问题, 该模型是建立在物质平衡以及营养盐在河口系统中循环过程之上, 可通过估算某一区域内氮、磷的实际通量, 反映营养盐的源汇^[17-18], 迄今为止, 已经应用到了世界 200 多个河口或海岸地区^[19]。

收稿日期: 2016-09-29; 修回日期: 2016-12-21

基金项目: 国家自然科学基金项目(No.41406029); 中国科学院重点部署项目(KZZD-EW-14); NSFC-山东省联合基金项目(No.U1406403)

[Foundation: Supported by the National Natural Science Foundation of China (No.41406029); Key Research Program of Chinese Academy of Science (KZZD-EW-14); NSFC-Shandong Joint Fund (No.U1406403)]

作者简介: 邹涛(1982-), 男, 博士, 助理研究员, 从事近海环境动力学研究, E-mail: tzou@yic.ac.cn

1 研究区域与数据来源

小清河下游自东营广饶王道闸水坝至莱州湾西侧入海口, 全长 70 多公里, 河道较窄, 水深约为 2~3 m, 附近海域为不规则半日潮, 河口、河道内水动力不足, 水交换能力差。地处东亚季风区, 全年约有 80% 的降水和径流量集中在夏季, 较之秋季, 夏季河道宽水

深大。

2013 年 7 月、9 月分别对小清河下游王道闸至莱州湾进行两次大面调查, 共设置 18 个大面站(站位如图 1 所示, 其中 A15 站位为 25 h 连续观测站), 主要调查指标为温度、盐度、水位、流速以及营养盐浓度等。根据观测到秋季的河口区盐度变化, 将 14~15、17~18 站中间点定义为河口区的上下边界。

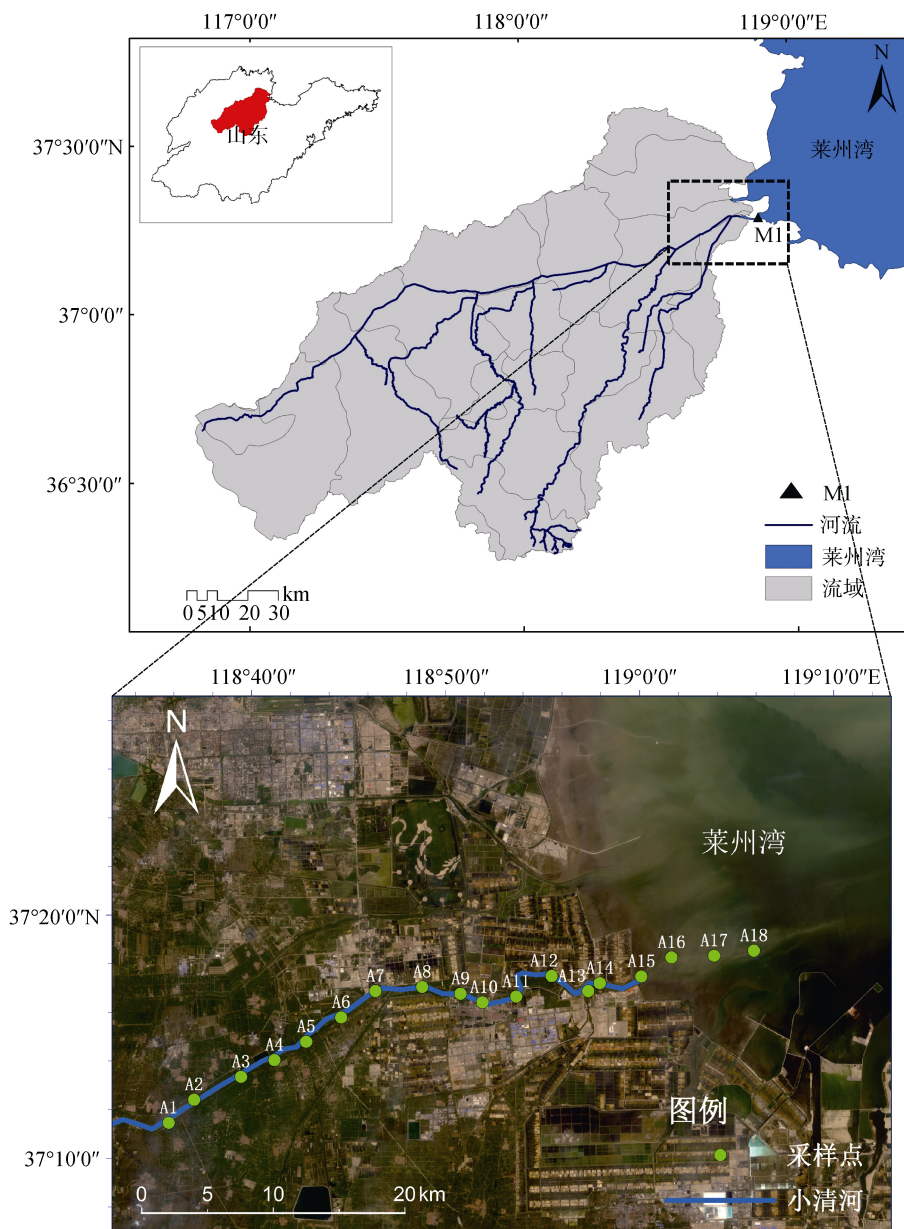


图 1 小清河河道位置及调查站位

Fig. 1 Location map and the stations of the Xiaoqinghe River and estuary (southwest of the Bohai Sea)

根据在河口 M1 站位 25 h 连续观测资料、石村站水文记录计算 7 月、9 月径流量分别为 180 m³/s

和 40 m³/s^[20], 降水量取自多年平均的寿光市降水量, 蒸发量根据欧洲中期天气预报中心(European Centre

for Medium-Range Weather Forecasts, ECMWF) 的 ERA40 莱州湾数据进行多年平均。溶解无机氮 (DIN)、溶解无机磷(DIP)、悬浮颗粒物浓度(SPM)数

据分别来自于 2013 年的两次观测, 其中河口 DIN、DIP、SPM 数据为连续站 M1 站位数据 25 h 平均数据, 见表 1。

表 1 小清河河口 LOICZ 收支模型计算参数

Tab. 1 Parameters of the muddy LOICZ model in the XQR estuary

	参数	数值	参数	数值
夏季	河口面积 $S(\text{m}^2)$	7.81×10^6	河口水体体积 $V(\text{m}^3)$	22.42×10^6
	径流量 $V_Q(\text{m}^3/\text{s})$	180	河口盐度(PSU)	3.1
	河道盐度(PSU)	0.2	外海盐度(PSU)	5.2
	蒸发量 $V_E(\text{mm})$	252	降水量 $V_P(\text{mm})$	485
	DIN-河道($\mu\text{mol}/\text{L}$)	389.3	DIP-河道($\mu\text{mol}/\text{L}$)	6.43
	DIN-河口($\mu\text{mol}/\text{L}$)	208.6	DIP-河口($\mu\text{mol}/\text{L}$)	9.21
	DIN-外海($\mu\text{mol}/\text{L}$)	75.57	DIP-外海($\mu\text{mol}/\text{L}$)	1.06
秋季	河口面积 $S(\text{m}^2)$	4.78×10^6	河口水体体积 $V(\text{m}^3)$	20.86×10^6
	径流量 $V_Q(\text{m}^3/\text{s})$	40	河口盐度(PSU)	8.1
	河道盐度(PSU)	2.2	外海盐度(PSU)	16.3
	蒸发量 $V_E(\text{mm})$	155	降水量 $V_P(\text{mm})$	192
	DIN-河道($\mu\text{mol}/\text{L}$)	907.2	DIP-河道($\mu\text{mol}/\text{L}$)	3.14
	DIN-河口($\mu\text{mol}/\text{L}$)	762.8	DIP-河口($\mu\text{mol}/\text{L}$)	2.94
	DIN-外海($\mu\text{mol}/\text{L}$)	692.6	DIP-外海($\mu\text{mol}/\text{L}$)	2.37

2 研究方法

LOICZ 收支模型是一个简单的箱式模型, 将每一个箱子(即研究对象)看作是水平、垂向混合均匀的黑箱子, 它是建立在物质平衡基础上的, 以任意物质 $X(t)$ 为例, 根据物质平衡:

$$X(t_2) - X(t_1) = \sum \text{input} + \sum \text{output} + \Delta X \quad (1)$$

其中, $X(t)$ 表示为一段时间内物质 X 的总量, $\sum \text{input}$ 和 $\sum \text{output}$ 分别为在时间段 t_2-t_1 内通过系统边界的输入和输出总量, ΔX 为该段时间内系统内产生或消耗的总量。小清河河口在夏季、秋季均属强混合型河口^[20], 垂向可认为混合均匀, 忽略表底交换。以下根据 LOICZ 收支模型手册^[21-22], 简要介绍其基本原理及算法。

2.1 水盐平衡与淡水存留时间

要计算存留时间, 首先要明白淡水通量(V_R)的概念。图 2 为河口 LOICZ 淡水收支模型。

淡水通量简单来说, 就是淡水(如蒸发、降水、河川径流、陆地径流等等)在单位时间内通过某水体边界的量, 可以看成速率。其计算公式由水量平衡推导得到:

假设某一水体储量 V_1 随时间的变化记为 $\frac{dV_1}{dt}$, 则:

$$\frac{dV_1}{dt} = (V_Q + V_P + V_G + V_O + V_{Xin}) - (V_E + V_R + V_{Xout}) \quad (2)$$

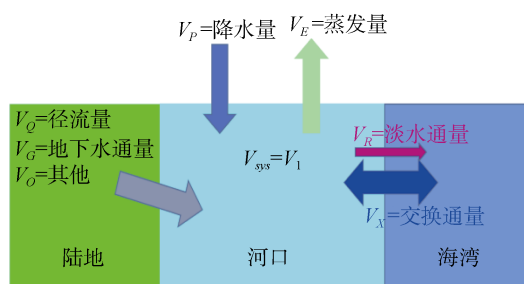


图 2 河口 LOICZ 淡水收支模型^[21]

Fig. 2 Water budget for a single-layer estuarine system^[21]

式中, V_Q 代表河川径流, 即河流上游来水径流量, V_P 、 V_E 代表降水量和蒸发量, V_G 代表地下水进入河流量, V_O 为进入河口区的其他陆地水, 包括直排水、雨污等, V_{in} 和 V_{out} 分别为动力驱动下的进流量和出流量, V_X 为河口与外海交换通量, 通常指随潮汐涨落的变化。则淡水通量 V_R 可表示为

$$V_R = V_Q + V_P + V_G + V_O - V_E - \frac{dV_1}{dt} \quad (3)$$

在小清河流域及河口地区, V_G 、 V_O 足够小, 忽略不计, 研究的时间尺度着眼于月/年尺度, 则可忽略海平面变化, 即 $\frac{dV_1}{dt} = 0$, 因此,

$$V_R = V_Q + V_P - V_E + \boxed{V_O} \quad (4)$$

即研究区域的淡水通量主要由河流径流、蒸发、降水, 以及可能的支流径流等汇入决定。

对于盐度而言, 由于盐度是保守性物质, 因而有

$$(S_Q V_Q + S_P V_P + S_G V_G + S_O V_O + S_{Sea} V_{Xin}) - (S_E V_E + S_R V_R + S_{sys} V_{Xout}) = 0 \quad (5)$$

与水体平衡类似, 但是不同的是由于 V_X 是由于潮汐作用引起的流入、流出, 其对于水体盐度分别是海水盐度 S_{Sea} 和系统内水体盐度 S_{sys} 。同样忽略地下水、并简化蒸发、降水对应的盐度均为 0, 则有

$$V_X = \frac{(S_R V_R - S_Q V_Q - S_O V_O)}{(S_{Sea} - S_{sys})} \quad (6)$$

利用水盐平衡计算出 V_R 、 V_X 是至关重要的, 只有明确了河口系统与外海的交换通量, 才可能进行河口与外海的营养盐交换, 因而, 对于 LOICZ 收支模型, 水盐平衡是计算营养盐交换通量的基础^[23]。

假设研究系统(河口区)淡水储量为 V_F , 河口区总的水体体积为 V , 则根据盐度平衡, 可以得到

$$S_{Sea}(V - V_F) = S_{sys} V \quad (7)$$

即

$$V_F = \frac{S_{Sea} - S_{sys}}{S_{Sea}} V \quad (8)$$

则存留时间可以表达为

$$\tau_f = \frac{V_F}{V_R} \quad (9)$$

存留时间是河口区环境质量的重要指标, 反映了来自上游的淡水水体在河口区停留的时间, 反映了污染状态更新的程度。

2.2 营养盐收支平衡

假若营养盐是保守性的, 则与盐度类似, 可以采用如 2.1 同样的方法进行计算。但是如果营养盐是非保守性的, 事实上, 营养盐与水、盐不同, 其在河口系统内会参与生物地球化学循环, 进而消耗或再生产。因此, 对于非保守性营养盐而言, $\Delta X \neq 0$ 。图 3 为河口营养盐收支模型。

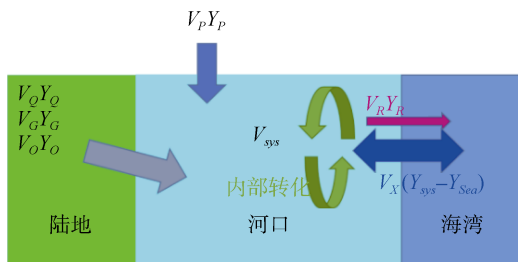


图 3 河口营养盐收支模型^[21]

Fig. 3 Nutrient budget for a single-layer estuarine system^[21]

假设以 Y 代表任意营养盐, 其在河口系统的交换如图 3 所示, 根据物质平衡, 可以得到:

$$\Delta Y = (Y_E V_E + Y_R V_R + Y_{sys} V_{Xout}) - (Y_Q V_Q + Y_P V_P + Y_G V_G + Y_O V_O + Y_{Sea} V_{Xin}) \quad (10)$$

上式, 可以各变量与盐度平衡方程类似, V_X 可由盐度平衡得到。上式也可以简单看作 $\Delta Y = \sum outputs - \sum inputs$, 如果 ΔY 为正, 则输入量小于输出量, 即有营养盐从研究系统产生, 说明河口是营养盐的源; 反之, 则为营养盐的汇, 有营养盐存储于研究系统。

通过 LOICZ 营养盐收支模型可以得到营养盐在河道、河口、外海间输送模式, 不同于水盐收支模型, 营养盐在河口系统内部同样存在生物地球化学循环, 因此河口也成为营养盐的源或汇, 已有大量的研究证实不同河口的营养盐源汇问题。LOICZ 营养盐收支模型建立的目的, 就是探讨河口在营养盐由陆向海输运过程中的作用。

对于传统的碳、氮、磷营养元素而言, 碳在生物地球化学循环过程中会产生 CO_2 , 且 CO_2 会以气体的形式与大气进行交换, 增加或减少水体中的 pCO_2 , 因此河口内的碳通量并不稳定。同样, 河口区存在硝化及亚硝化细菌, 可以将水体中的硝酸盐转化为气体形式, 并将大气中的氮气转化为硝酸盐, 此外, 河口区由于靠近近海经济发展带, 部分河口区环境质量较差, 存在大量的大气氮沉降, 也会导致氮通量的不稳定, 因此, 碳、氮均不适合最为 LOICZ 模型的标志元素。磷在水气界面几乎不存在交换, 理论上, 河口水体中的各种形式的磷的总量是一定的, 适合作为河口生态系统的标志性元素^[23], 碳、氮通量则根据生态系统循环中, 初级生产者构建有机物所需的碳氮磷比计算, 根据 Redfield 系数, $C : N : P = 106 : 16 : 1$ 。

河口内生物进行光合作用会产生有机碳(production), 进行呼吸作用会消耗有机碳(respiration), 因此引入 $(p-r)$ 概念, 即二者差值。如前所述, 光合、吸收作用过程中存在

$$(p-r) = -\Delta DIP \cdot C/P \quad (11)$$

$$(p-r) = -\Delta DIN \cdot C/N \quad (12)$$

结合(11)与(12), 可以得到

$$\Delta DIN_{exp} = \Delta DIP \cdot N/P \quad (13)$$

需要注意的是, 这样计算出的 ΔDIN_{exp} 仅仅是参与光合、呼吸作用的 DIN, 而在河口生态系统还存在硝化、反硝化作用固定或释放的氮, 是观测到的氮通量 ΔDIN_{obs} 与 ΔDIN_{exp} 的差值, 通过参数 $(nfix-denit)$, 来表征这部分氮通量, 即

$$(nfix-denit) = \Delta DIN_{obs} - \Delta DIN_{exp} \quad (14)$$

$(p-r)$ 与 $(nfix-denit)$ 是 LOICZ 营养盐收支模型的重要参数,分别表示了河口生态系统中生物光合作用、硝化反硝化作用的强弱,是河口生态过滤器的重要体现,也是 LOICZ 模型的重要结果。

2.3 考虑颗粒态的模型改进

营养盐在水体中以颗粒态和溶解态的形式存在,而河口恰恰是悬浮颗粒物浓度较高的地方,因而河口营养盐的收支平衡就需要考虑悬浮颗粒物的作用,在通常只有测量溶解态营养盐的情况下,引入参数 K_d ,作为颗粒态营养盐与总营养盐之比来估算总营养盐,即改进的 muddy LOICZ 模型^[19, 24]。

$$K_d = (T-D)/T \approx POC/TOC = SPM/(SPM+m) \quad (15)$$

其中, T 为总态营养盐, D 为溶解态营养盐, POC、TOC 分别为颗粒态和总有机碳, SPM 为悬浮物浓度,单位为 mg/L, m 为参数,用欧洲多个高浊度河口统计结果得到其值为 72^[25],进一步将其用于长江口的营养盐通量研究中,引入系数 κ ,取值 0.782^[19]。

$$K_d = \kappa \cdot SPM / (SPM + 72) \quad (16)$$

通常, K_d 可以通过溶解态与颗粒态营养盐含量直接求出,也可通过悬浮颗粒物含量估算,但需注意的是此时参数 κ 、 m 需本地化。若进一步对环境要素进行分析,与营养盐形态相关因子均可引入,如可考虑悬浮物浓度、粒径(Φ)、盐度(S)等对其的影响,因此, K_d 可表示为

$$K_d = f(SPM, \Phi, S) \quad (17)$$

此外, LOICZ 收支模型不仅可以用于河口、海湾等地区,利用该关系式可以计算不同研究区域的 K_d 值,进而可以将河口、河段分为不同的箱子,每个箱子具有其各自的 K_d 值,得出到在考虑环境要素变化情况下各箱子之间的营养盐交换通量。

3 结果与讨论

3.1 小清河河口营养盐交换及收支平衡

采用已有的 LOICZ 模型及改进的 muddy LOICZ 模型,对小清河河口营养盐交换及收支平衡进行探讨。在进行 LOICZ 模型水量、盐度、营养盐收支平衡计算时,该区域并未有支流汇入,并假定 1)没有地下水进入;2)蒸发降水等仅带来水体与盐度的改变,而忽略其引起的营养盐浓度的变化;3)不考虑粒径、盐度等变化对营养盐形态的影响, K_d 依据营养盐溶解态与总态之比得到,且碳、氮、磷的 K_d 值是相同的,根据观测的和已有文献的 SPM、POC、DOC 数据,计算得到夏、秋季 K_d 值分别为 0.19、0.31。

2013 年分别于夏、秋季对小清河流域、河口进行了水质监测,由于两次河流径流量差异较大^[20],因此对其进行分别讨论。

据此,采用 muddy LOICZ 收支模型计算得到,小清河河口夏、秋季水体存留时间分别为 0.67 d 和 3.09 d,夏、秋季 DIP 平均收支分别为 -2.96×10^3 、 -1.72×10^3 mol/d,夏、秋季 DIN 平均收支分别为 -1.55×10^6 、 -0.77×10^6 mol/d,具体参数见表 2 和图 4~图 6。

表 2 muddy LOICZ 模型估算小清河河口夏、秋季 DIN、DIP 收支

Tab. 2 Estimated DIN and DIP budget of the XQR estuary in summer and autumn by the muddy LOICZ model

季节	ΔDIP (10^3 mol/d)	ΔDIN (10^6 mol/d)	$(p-r)$ (mmol/($m^2 \cdot d$))	$(nfix-denit)$ (mmol/($m^2 \cdot d$))
夏季	-2.96	-1.55	65.30	-313.24
秋季	-1.72	-0.777	38.27	-154.69

从季节上看(图 4~图 6),小清河口水体输运速度、存留时间严重依赖于径流量, V_R 、 V_X 基本与径流量成正比关系。夏秋季径流量之比为 4.5,而 V_R 、 V_X 之比为 5,这与小清河口水盐通量分析基本一致^[20],即径流量大小决定了小清河口水交换的基本形态,处于决定性的支配地位,计算得到的夏、秋季存留时间分别为 0.67d 和 3.09d。

夏秋两季,小清河口 ΔDIP 、 ΔDIN 均小于 0,显示河口区输出量小于输入量,即河口成为氮磷营养盐的汇。DIN 的收支通量分别为 -1.55×10^6 mol/d、 -0.77×10^6 mol/d,相较九龙江高出一个量级^[26],DIP

的收支通量分别为 -2.96×10^3 mol/d、 -1.72×10^3 mol/d,较九龙江低一个量级^[26],显示小清河与九龙江完全不同的污染类型。已有的研究表明,小清河属无机氮严重超标河口,为劣五类^[27],而磷处于限制条件;河口生产力旺盛,有大量的营养盐在此经过生物作用固化,形成氮磷的汇,由于本身处于磷限制条件下,形成磷汇通量要远远小于氮汇。 $(p-r) > 0$ 暗示小清河存在净生产过程,即光合作用强于呼吸作用;在小清河口 $(nfix-denit) < 0$,且达到 10^2 量级,暗示存在强烈的反硝化过程,河口的低氧问题需引起重视,与大鹏湾、九龙江相比,小清河净生产过程较高。

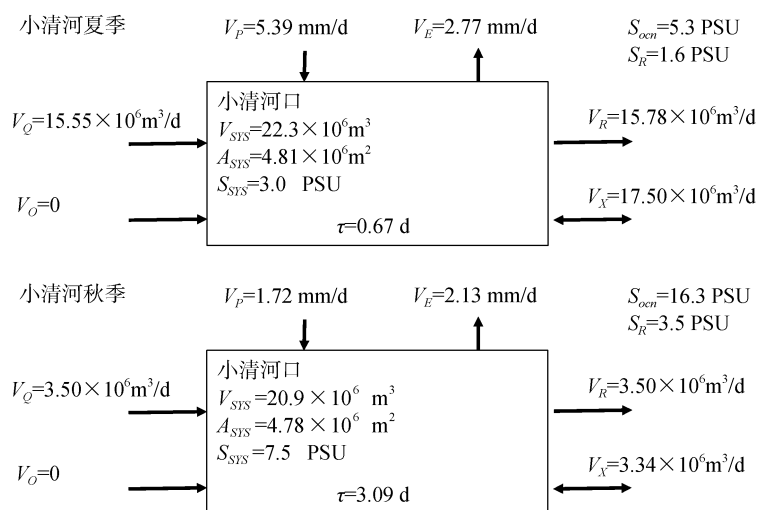


图 4 小清河河口夏季、秋季水盐收支

Fig. 4 Water and salt budget in the XQR estuary in summer and autumn

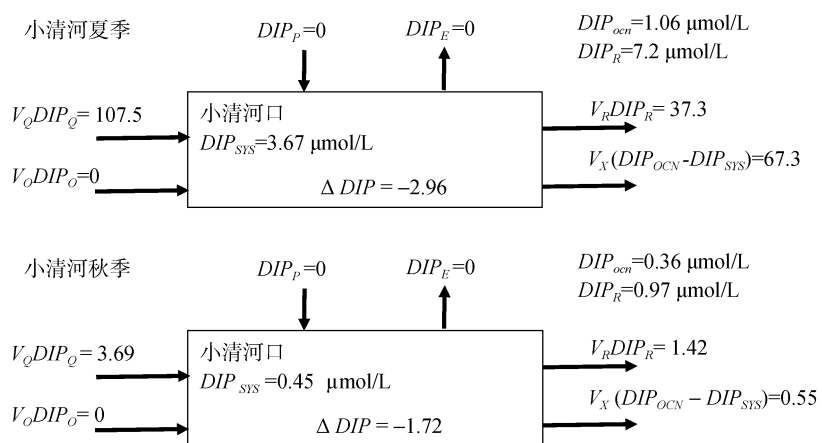


图 5 小清河河口夏季、秋季 DIP 收支(10^3 mol/d)

Fig. 5 DIP budget in the XQR estuary in summer and autumn (10^3 mol/d)

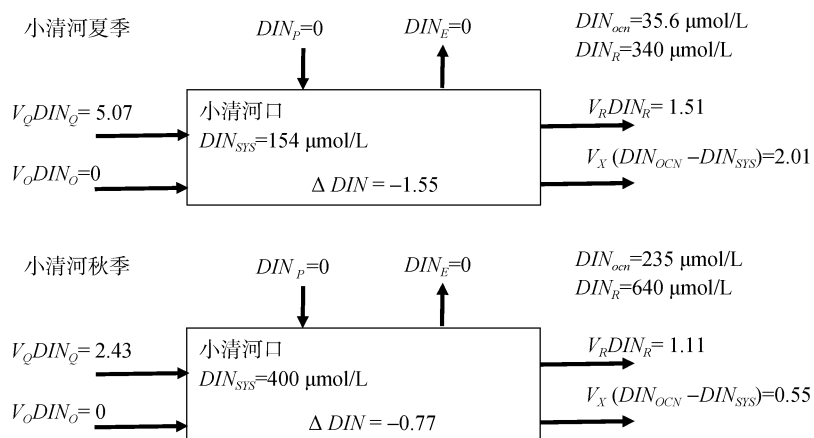


图 6 小清河河口夏季、秋季 DIN 收支(10^6 mol/d)

Fig. 6 DIN budget in the XQR estuary in summer and autumn (10^6 mol/d)

3.2 小清河下游河道营养盐收支平衡

由于夏季存在降水、其他支流、隐形排污口等外源水汇入,且不易统计,在此仅以秋季为例,探讨下游各河段营养盐收支平衡。根据观测各站将小清河分为若干个区域,每个区域以与其前后相邻站位的中间点为上下边界,每个区域视为一个箱子BOX(共18个站位,其中14号站位于老弥河口,邻近13号站,作为同一个箱子,1号站作为上边界),其内各参数无变化,各区域基本参数如图7所示,盐度

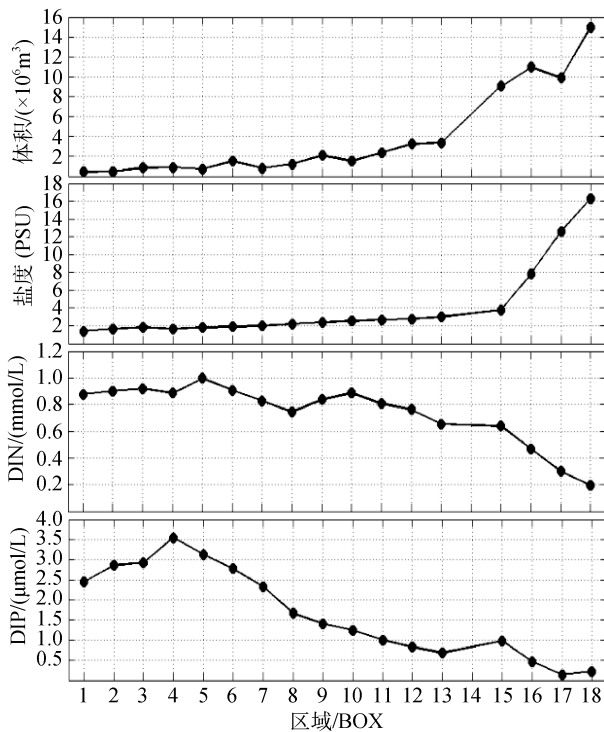


图7 小清河口 LOICZ 收支模型各区域基本参数

Fig.7 Volume, salinity, DIP, and DIN in the lower reach of the XQR

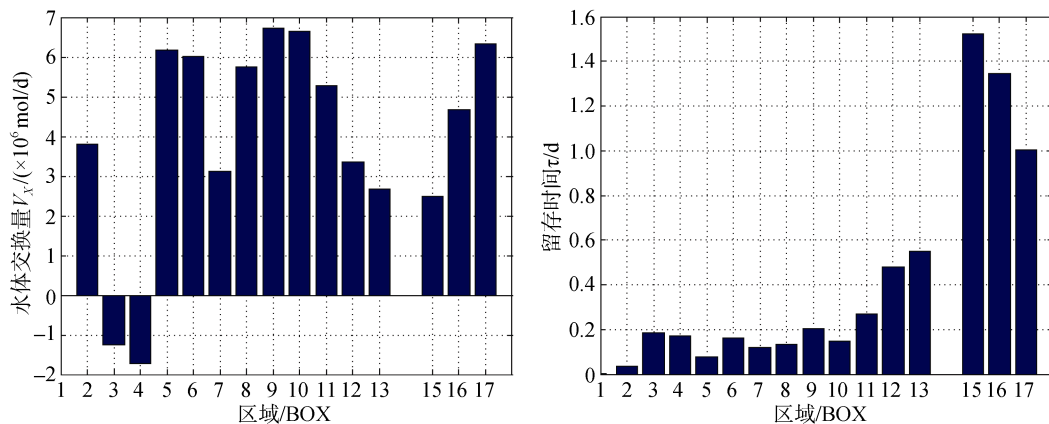


图8 秋季小清河下游河段各区域间对流水体输运及留存时间

Fig. 8 Water exchange volume and residence time in the lower reaches of the XQR

在15号站显著上升,显示15号站以下游受莱州湾水交换影响明显, DIN、DIP 浓度均有所下降;4号站附近 DIP 浓度偏高可能是由于其附近的支流汇入。

同样根据 muddy LOICZ 收支模型,计算小清河王道闸以下流域水体、盐度、营养盐收支情况及各区域 ($N_{fix}-denit$)、($p-r$)值,计算结果如图8~图10所示。

计算得到的秋季小清河各区域间平均水体交换量 (V_x)为 $4.02 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{d}$,与秋季河口水体平均对流交换量 (V_x) $3.5 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{d}$ 几乎一致。对于下游河道而言,流域内各区域平均存留时间不足 1d,河口处平均存留时间约为 1.2 d,与国内其他小型河口^[26, 28],如九龙江(2 d)、大鹏湾(1 d)等几乎一致。

ΔDIP 在区域 2~6、10~11、15 为正,显示这几个区域为 DIP 的源,即输入量小于输出量,从站位图(图1)不难发现,区域 2~6 处于上游来水,并有三岔沟支流汇入,区域 10~11 正好处于羊口镇生活区,区域 15 为老弥河汇入点,由于在观测中并未就支流营养盐浓度就行取样观测,而是直接观测的河段取样点,已经隐含存在支流汇入的影响。大量的支流营养盐注入被认为是该区域中已存在的,因此被认为是 DIP 的源。同样, ΔDIN 为正的区域也是上游来水、支流汇入的区域,被认为是 DIN 的源,在 $p-r$ 值上同样反映几乎相反趋势,即光合作用小于呼吸作用。

在区域 4~5、10~12 ($n_{fix}-denit$) >0 ,暗示其固氮作用较强。整个河道,以农田为主且无支流汇入的区域 7~9 和河口区, ($p-r$) >0 ,说明该河段生产力旺盛,光合作用强于呼吸作用,而在其余河段则相反。这很可能是由于这些地区存在大量的支流、生活排污等污水流入,抑制了生物的光合作用,而其呼吸作用、

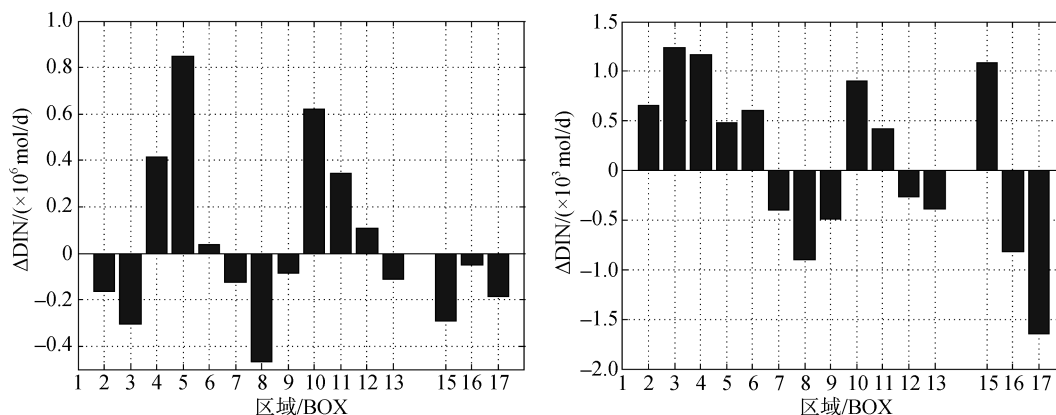


图9 秋季小清河口各区域间 DIN、DIP 交换通量

Fig. 9 DIN and DIP budget in the lower reaches of the XQR

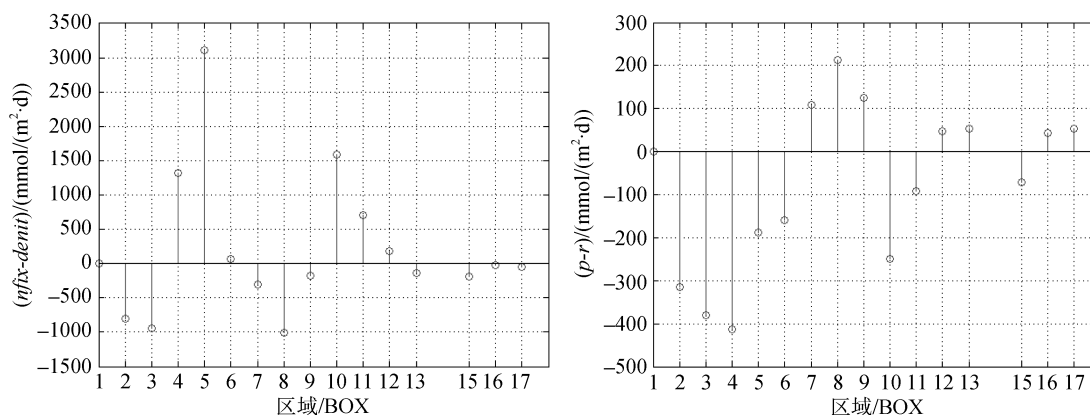


图10 秋季小清河口各区域(nfix-denit)、(p-r)的值

Fig. 10 (nfix-denit)、(p-r) in the lower reaches of the XQR

反硝化作用进一步增强。这也说明对于小清河流域的综合治理不能单一全篇一论，而应该针对不同的河道区域进行分别治理。

4 结论

采用 LOICZ 推荐的生物地球化学收支模型及改进的 muddy LOICZ 生物地球化学收支模型，基于 2013 年 7 月、9 月小清河口及 9 月小清河下游河道分段营养盐数据，分析了小清河口及下游河道分区域水体的存留时间和营养盐收支。结果表明，小清河口夏、秋季水体存留时间分别为 0.67d 和 3.09d，夏、秋季 DIP 平均收支分别为 -2.96×10^3 、 -1.72×10^3 mol/d，夏、秋季 DIN 平均收支分别为 -1.55×10^6 、 -0.77×10^6 mol/d。

河口生产力旺盛，有大量的营养盐在此经过生物固作用化，形成氮磷的汇，而由于本身处于磷限制条件下，形成磷汇通量要远远小于氮汇， $(p-r) > 0$

暗示小清河口存在净生产过程，即光合作用强于呼吸作用； $(nfix-denit) < 0$ 暗示小清河口存在强烈的反硝化反应的脱氮过程，说明该河口的低氧问题需得到进一步重视。

不同的河道区域其生产力水平、呼吸作用、光合作用和硝化作用等强度等均有所不同，且在区域 7~9 的羊口镇附近有大量支流和生活排污进入，说明对于小清河流域的综合治理不能单一全篇一论，而应该针对不同的河道区域进行分别治理。

需要注意的是，LOICZ 模型是箱式模型，并不能充分考虑研究区域的水动力因素，因而不能说明决定系统源汇收支的物理、化学、生物等过程有哪些以及这些过程的贡献^[29]。

参考文献:

- [1] Liu K K, Atkinson L, Quiñones R A, et al. Biogeochemistry of continental margins in a global context[M]. Berlin Heidelberg: Springer, 2010: 3-24.

- [2] Halpern B S, Walbridge S, Selkoe K A, et al. A global map of human impact on marine ecosystems[J]. *Science*, 2008, 319(5865): 948-952.
- [3] Lotze H K, Lenihan H S, Bourque B J, et al. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas[J]. *Science*, 2006, 312(5781): 1806-1809.
- [4] Wolanski E M D. *Treatise on Estuarine and Coastal Science* [M]. Amsterdam: Elsevier, 2011.
- [5] 夏斌, 张晓理, 崔毅, 等. 夏季莱州湾及附近水域理化环境及营养现状评价[J]. *渔业科学进展*, 2009, 30(3), 103-111.
Xia Bin, Zhang Xiaoli, Cui Yi, et al. Evaluation of the physicochemical environment and nutrition status in Laizhou Bay and adjacent waters in summer[J]. *Progress in Fishery Sciences*, 2009, 30(3), 103-111.
- [6] 金显仕, 邓景耀. 莱州湾渔业资源群落结构和生物多样性的变化 [J]. *生物多样性*, 2000, 8(1): 65-72.
Jin Xianshi, Deng Jingyao. Variations in community structure of fishery resources and biodiversity in the Laizhou Bay, Shandong[J]. *Chinese Biodiversity*, 2000, 8(1): 65-72.
- [7] 张莹, 吕振波, 徐宗法, 等. 环境污染对小清河口大型底栖动物多样性的影响[J]. *生态学杂志*, 2012, 31(2): 381-387.
Zhang Ying, Lü Zhenbo, Xu Zongfa, et al. Impacts of environmental pollution on macrobenthos diversity in Xiaoqing estuary of Shandong Province, East China[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2012, 31(2): 381-387.
- [8] Jin Xianshi, Shan Xiujian, Li Xiansen, et al. Long-term changes in the fishery ecosystem structure of Laizhou Bay, China[J]. *Science China Earth Sciences*, 2012, 56(3): 366-374.
- [9] 李虎, 宋秀贤, 俞志明, 等. 山东半岛近岸海域生态系统健康综合评价[J]. *海洋科学*, 2014, 38(10): 40-45.
Li Hu, Song Xiuxian, Yu Zhiming, et al. An integrative assessment of marine ecosystem health in coastal waters along the Shandong Peninsula[J]. *Marine Sciences*, 2014, 38(10): 40-45.
- [10] Liu S M, Li L W, Zhang G L, et al. Impacts of human activities on nutrient transports in the Huanghe (Yellow River) estuary[J]. *Journal of Hydrology*, 2012, 430-431(0): 103-110.
- [11] 马绍赛, 幸福言, 崔毅, 等. 黄河和小清河主要污染物入海量的估算[J]. *海洋水产研究*, 2004, 25(5): 47-51.
Ma Shaosai, Xin Fuyan, Cui Yi, et al. Assessment of main pollution matter volume into the sea from Yellow River and Xiaoqing River[J]. *Marine Fisheries Research*, 2004, 25(5): 47-51.
- [12] 张雪, 张龙军, 侯中里, 等. 1980-2008 年莱州湾主要污染物的时空变化[J]. *中国海洋大学学报(自然科学版)*, 2012, 42(11): 91-98.
Zhang Xue, Zhang Longjun, Hou Zhongli, et al. Spatio-Temporal Variability of Principal Pollutants in Laizhou Bay from 1980 to 2008[J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2012, 42(11): 91-98.
- [13] 高会旺, 吴德星, 白洁, 等. 2000 年夏季莱州湾生态环境要素的分布特征[J]. *青岛海洋大学学报(自然科学版)*, 2003, 33(2): 185-191.
Gao Huiwang, Wu Dexing, Bai Jie, et al. Distribution of Environmental Parameters in Laizhou bay in Summer, 2000[J]. *Journal of Ocean University of Qingdao*, 2003, 33(2): 185-191.
- [14] 孙丕喜, 王波, 张朝晖, 等. 莱州湾海水中营养盐分布与富营养化的关系[J]. *海洋科学进展*, 2006, 24(3): 329-335.
Sun Pixi, Wang Bo, Zhang Zhaohui, et al. Relationship between nutrient distributions and eutrophication in seawater of the Laizhou Bay [J]. *Advances in Marine Science*, 2006, 24(3): 329-335.
- [15] Zhang R, Zhang G, Zheng Q, et al. Occurrence and risks of antibiotics in the Laizhou Bay, China: Impacts of river discharge[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2012, 80: 208-215.
- [16] 高元鹏, 姚鹏, 米铁柱, 等. 小清河口的叶绿素 a 及理化环境因子的分布特征和统计分析[J]. *海洋科学*, 2011, 35(7): 71-81.
Gao Yuanpeng, Yao Peng, Mi Tiezhu, et al. Chlorophyll a and other environmental parameters in the Xiaoqing River Estuary, Laizhou Bay: spatial distributions and statistical analysis[J]. *Marine Sciences*, 2011, 35(7): 71-81.
- [17] Gordon D C, Boudreau P R, Mann K H, et al. LOICZ biogeochemical modelling guidelines[M]. LOICZ Core Project, Netherlands Institute for Sea Research, 1996.
- [18] Smith S V. Carbon-nitrogen-phosphorus fluxes in the coastal zone: the LOICZ approach to global assessment, and scaling issues with available data[J]. *LOICZ Newsletter*, 2001, 21: 1-3.
- [19] Xu H, Wolanski E, Chen Z. Suspended particulate matter affects the nutrient budget of turbid estuaries: Modification of the LOICZ model and application to the Yangtze Estuary[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2013, 127: 59-62.
- [20] Zou T, Zhang H, Meng Q, et al. Seasonal Hydrodynamics and Salt Exchange of a Shallow Estuary in Northern China[J]. *Journal of Coastal Research*, 2016, Special Issue(74): 95-103.
- [21] Swaney D, Smith S, Wulff F. the loicz biogeochemical modeling protocol and its application to estuaries ecosystems[Z]. Waltham: Academic Press, 2011: 9, 135-159.
- [22] Swaney D P, Giordani G. *Proceedings of the LOICZ*

- Workshop on biogeochemical budget methodology and applications, Providence, Rhode Island, November 9-10, 2007[R]. Helmholtz-Zentrum Geesthacht, 2011.
- [23] 徐皓. 长江口营养盐的收支平衡及迁移模式[D]. 上海: 华东师范大学, 2013.
Xu Hao. The Yangtze Estuary: Nutrients budget and transport response to human actives in the river basin [D]. Shanghai: East China Normal University, 2013.
- [24] Ferreira J G, Nobre A M, Simas T C, et al. A methodology for defining homogeneous water bodies in estuaries – Application to the transitional systems of the EU Water Framework Directive[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2006, 66(3-4): 468-482.
- [25] Middelburg J J, Herman P M J. Organic matter processing in tidal estuaries[J]. Marine Chemistry, 2007, 106(1-2): 127-147.
- [26] 洪华生, 曹文志, 岳世平, 等. 九龙江河口生物地球化学元素通量的初步模拟[J]. 海洋环境科学, 2001, 20(4): 1-4.
- Hong Huasheng, Cao Wenzhi, Yue Shiping, et al. Preliminary biogeochemical budget in Jiulong River Estuary[J]. Marine Environmental Sciences, 2001, 20(4): 1-4.
- [27] 崔燕, 张龙军, 罗先香, 等. 小清河口水质污染现状及富营养化评价[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2013, 43(2): 60-66.
Cui Yan, Zhang Longjun, Luo Xianxiang, et al. Study on the Water Pollution and Eutrophication in the Xiaoqing River Estuary[J]. Periodical of Ocean University of China, 2013, 43(2): 60-66.
- [28] Wong M H, Cheung K C. Pearl River Estuary and Mirs Bay, South China[R]. LOICZ, Texel, 2000.
- [29] 柴超, 俞志明, 葛蔚. 河口海岸带地区营养盐收支及模型研究[J]. 海洋科学, 2008, 32(1): 65-69.
Chai Chao, Yu Zhiming, Ge Wei. Budget of nutrients and model in estuaries and coastal zone[J]. Marine Sciences, 2008, 32(1): 65-69.

Estimate of the budget of nutrients in the Xiao Qinghe River and estuary based on the muddy LOICZ model

ZOU Tao, ZHANG Hua, YU Jing

(Key Laboratory of Coastal Environmental Process and Ecological Remediation, Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Science, Yantai 264003, China)

Received: Sep. 29, 2016

Key words: LOICZ model; Xiaoqinghe estuary; Nutrient; Budget

Abstract: By uploading the nutrient concentration, salinity and suspended particulate matter in the Xiao Qinghe River (XQR) estuary (in July and September) and along the XQR (from WangDao, in July) into the classical LOICZ model and muddy LOICZ model, the residual time and nutrient budget in the estuary and the river box were calculated. The estuarine LOICZ model result showed that the residual time of water mass in the estuary was 0.67 day and 3.09 days in July and September, respectively. The average budgets of DIP were -2.96×10^3 mol/d in July and -1.72×10^3 mol/d in September, and the average budgets of DIN were -1.55×10^6 mol/d in July and -0.77×10^6 mol/d in September, respectively. This indicated that the XQR estuary was the high productivity area to be the sink of N and P resulting from the contribution of biology and primary production. The flux of P was far less than that of N due to the phosphorus-limitation in the XQR estuary. The negative value of $p-r$ of the XQR indicated the nitrogen metabolism in the estuary. The riverine LOICZ model demonstrated that many pollutants were from branch channels and wastewater discharges into the XQR from the Yangkou community. It is of note to highlight here that the LOICZ model was a zero-order model that provides order of magnitude estimates of the fate of the nutrients, and that it is unable to mimic the subtle controls involved in estimating nitrogen fixation and denitrification, such as the effects of dissolved oxygen, carbon, and nitrate availability.

(本文编辑: 康亦兼)