

朱冰莹, 董佳, 陆长婴, 等. 太湖地区河蟹“养殖-净化”复合系统氮磷循环模拟模型研究[J]. 农业资源与环境学报, 2017, 34(2): 134-144.

ZHU Bing-ying, DONG Jia, LU Chang-ying, et al. A Modeling Simulation for Nitrogen and Phosphorus Cycling in the Crab Cultivation-Purification System in the Taihu Lake District, China[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2017, 34(2): 134-144.

太湖地区河蟹“养殖-净化”复合系统 氮磷循环模拟模型研究

朱冰莹¹, 董佳¹, 陆长婴², 施林林², 沈明星^{2*}, 杨海水^{3*}

(1.南京农业大学人文与社会发展学院, 江苏 南京 210095; 2.江苏太湖地区农业科学研究所, 江苏 苏州 215155; 3.南京农业大学农学院, 江苏 南京 210095)

摘要:以“养殖-净化”复合系统为对象,探讨河蟹养殖尾水达标排放(地表Ⅲ类水)的工程与技术措施。通过构建系统动力学模型,模拟河蟹养殖尾水达标排放的最佳养殖塘与净化塘的面积比,及不同饵料替代比例、水质调控技术与净化效率对养殖塘和净化塘水体 TN 和 TP 浓度的影响。模拟结果显示,在常规养殖条件下,要使净化尾水达到地表Ⅲ类水标准,养殖塘与净化塘的最佳面积比为 20.5:1。商品饲料代替 5%、10% 和 15% 时,养殖塘 TN 浓度分别降低 3.1%、6.3% 和 10.0%,TP 浓度分别降低 4.2%、8.3% 和 8.3%;净化塘 TN 浓度分别降低 4.5%、10.1% 和 14.6%。养殖塘水质调控技术对养殖塘和净化塘水体的 TN 和 TP 浓度无显著影响。与水葫芦收获 1 次相比,收获 2 次和 3 次的养殖塘 TN 浓度分别显著降低 10.0% 和 10.0%,TP 浓度降低 11.1% 和 11.1%;净化塘 TN 浓度分别降低 16.1% 和 17.2%。水葫芦收获 2 次与 3 次对养殖塘和净化塘水体 TN、TP 浓度变化无显著影响。以上结果表明,河蟹养殖工程可以按照养殖塘与净化塘的面积比为 20.5:1 进行构建,二塘水体的 TN、TP 浓度随商品饲料替代比例增加而降低;净化塘水葫芦只需收获 2 次,净化水质即可达标地表Ⅲ类水。

关键词:河蟹;集约化养殖;生态循环;氮磷养分;系统动力学模型

中图分类号:X703.1

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2017)02-0134-11

doi: 10.13254/j.jare.2016.0252

A Modeling Simulation for Nitrogen and Phosphorus Cycling in the Crab Cultivation-Purification System in the Taihu Lake District, China

ZHU Bing-ying¹, DONG Jia¹, LU Chang-ying², SHI Lin-lin², SHEN Ming-xing^{2*}, YANG Hai-shui^{3*}

(1.College of Humanity and Social Development, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2.Institute of Agricultural Science in the Taihu Lake District, Suzhou 215155, China; 3.College of Agriculture, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: This study aims to integrate the ‘Crab-Grass-Snail’ system and the ‘Cultivating-Purifying’ system into a more comprehensive recycling ecosystem, and theoretically investigate the engineering practice to meet the III type surface water standard. Through constructing a system dynamic model, this study simulated the optimal area ratio between crab cultivation pond and purification pond, as well as testing the effects of feed substitution ratio, water quality regulation technology and purifying efficiency on TN and TP concentration. The simulation results showed that the optimal area ratio for cultivation pond and purification pond was 20.5 to meet the III type surface water standard. It was reduced by 3.1%, 6.3% and 10.0% for TN concentration and by 4.2%, 8.3% and 8.3% for TP concentration in the cultivation pond with a substitution of commercial feeds for 5%, 10% and 15%, respectively. TN concentration was decreased by 4.5%, 10.1% and 14.6% in the purification pond with a substitution of commercial feeds for 5%, 10% and 15%, respectively. Water quality regulation technology did not affect TN and TP concentration in the cultivation and purification ponds. Compared with one time’s harvest for water hyacinth, it was reduced 10.0% and 10.0% for TN concentration and 11.1% and 11.1% for TP concentration in the cultivation pond by harvest two times and three

收稿日期:2016-10-18

基金项目:江苏省农业科技自主创新资金项目(CX(14)2015,CX(16)1003);江苏省高校哲学社会科学一般项目(2015SJD099)

作者简介:朱冰莹(1984—),女,安徽黄山人,博士,讲师,研究方向为农村发展与循环农业评估。E-mail: zby@njau.edu.cn

*通信作者:沈明星 E-mail: 596005553@qq.com

杨海水 E-mail: yanghaishui@njau.edu.cn

times, respectively. TN concentration was decreased by 16.1% and 17.2% in the purification pond. In summary, N and P input from commercial feeds were an important cause for the over-range of N and P concentration in the residue water. TN and TP concentration will decrease with increasing substitution rate for commercial feeds in the cultivation and purification ponds. It needs only to harvest two times for water hyacinth when the purifying water will meet the III type surface water standard. These results will provide theoretical evidence for engineering design and the mating management practice for the crab ecological cultivation.

Keywords: crab; intensive cultivation; ecological recycling; N, P nutrient; system dynamic model

太湖地区是我国淡水产品的主要生产基地之一^[1]。目前,该区域河蟹养殖面积约 25.3 万 hm^2 ,其产量和产值分别占全国 50%和 60%以上^[2]。然而,高密度放养、大量投饵与施肥的养殖模式导致水体有机负荷过大,造成养殖尾水氮、磷浓度严重超标^[3-4],从而限制了河蟹养殖的可持续发展^[5]。

研究发现^[6-7],饲料氮、磷养分的高水平投入和低水平利用是河蟹养殖塘有机负荷增加的主要原因之一。陈家长等^[8]调研发现,太湖流域蟹塘每年饲料氮、磷损失率分别高达 44.8%和 67.3%。目前,为缓解河蟹养殖经济效益与水环境恶化的矛盾,主要采取“蟹-草-螺”^[8]和“养殖-净化”循环^[9]2类生态养殖模式。“蟹-草-螺”模式通过在河蟹养殖塘种植水草和养殖螺蛳进行净化水质^[10]。水草直接吸收蟹塘水体残余氮磷养分;螺蛳作为河蟹的“内源活体饲料”,可以降低商品饲料投入^[11]。“养殖-净化”循环模式通过将养殖尾水排入净化塘,在净化塘种植超富集植物进行吸收拦截,从而达到净化水质的目的^[12]。这两种模式均能够很好地降低蟹塘养殖尾水的氮磷含量,因此,在河蟹生产上具有较大面积的推广应用^[9]。然而,商品饲料的投入依然存在蟹塘污染周围水体的风险。

本研究将“蟹-草-螺”模式和“养殖-净化”循环模式进行整合,形成“养殖-净化”复合循环系统。通过构建系统动力学模型,模拟常规集约化养殖条件下净化水质达标地表Ⅲ类水的养殖塘与净化塘的最佳面积比;同时模拟不同商品饲料替代水平、水质调控强度和净化效率条件下养殖塘与净化塘水体 N(P) 浓度动态特征,从而为管控太湖流域面源污染、发展农渔结合型循环农业生产系统的结构配置与工程设计提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

本研究供试河蟹品种为中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis* L.),养殖塘种植水生植物伊乐藻(*Elodea nut-*

talli L.)和菱角(*Trapa bispinosa* Roxb.),净化塘种植水生植物水葫芦(*Eichhornia crassipes*(Mart.) Solms)。

1.2 系统结构及边界

河蟹“养殖-净化”循环模式由养殖塘和净化塘 2 个关键系统构成(图 1)。养殖塘由河蟹、水草(伊乐藻/菱角)、螺蛳和淤泥 4 个亚系统构成;净化塘由水葫芦和淤泥 2 个亚系统构成。该系统的物质投入包括河蟹饲料、养殖塘肥料、河蟹幼苗、伊乐藻/菱角及水葫芦幼苗等。养殖尾水经专用管道定期排入净化塘,净化塘再生水经专用管道作为灌溉水回流养殖塘重复利用。每个亚系统均作为 N、P 养分的储存库。N、P 养分随着水体的循环利用在每个亚系统间进行迁移转化。人工打捞水葫芦,进行有机肥堆沤,从而带走净化塘水体的 N、P 养分,达到净化目的。

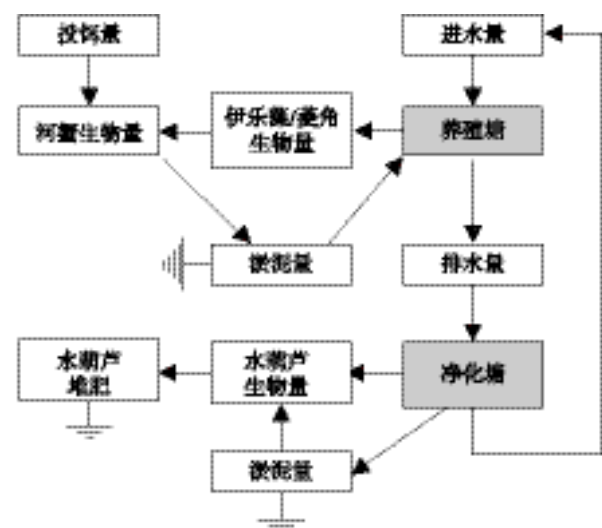


图 1 河蟹“养殖-净化”复合系统结构示意图

Figure 1 The structural flow chart of crab cultivating-purifying recycling system

1.3 模型构建过程

1.3.1 系统动力学模型

系统动力学(System dynamics, SD)模型是基于控制论、系统论和信息论以研究反馈系统结构、功能和

动态行为的一类模型,能够反映复杂系统结构、功能与动态行为之间的互作关系,并进行动态仿真模拟,从而考察复杂系统在不同情景下的变化行为和趋势,提供决策支持^[13]。目前,SD 模型在社会、经济和生态领域具有广泛应用,包括政策情景模拟^[14]、产业经济循环^[15]、区域物流动态^[16]、生态系统过程^[17]等。

本文以河蟹“养殖-净化”复合系统为对象,使用 VenSim DSS 软件,构建基于水分运移的 N(P) 养分循环的系统动力学模型,模型总体框架及结构如图 2 所示。

1.3.2 模型变量及参数

河蟹养殖期(4 月 6 日—10 月 15 日)各日(第 t 日)主要系统状态变量有:(1)养殖塘水体 N(P)总量 $X_T^{(t)}(g)$;(2) 养殖塘储水总量 $H_T^{(t)}(m^3)$;(3)养殖塘降雨总量 $H_P^{(t)}(m^3)$;(4)养殖塘灌水总量 $H_I^{(t)}(m^3)$;(5) 净化塘再生水总量 $H_R^{(t)}(m^3)$;(6)净化塘蒸发水总量 $H_E^{(t)}(m^3)$;(7)养殖塘尾水排放总量 $H_D^{(t)}(m^3)$;(8)养殖

塘灌水 N(P)量 $X_I^{(t)}(g)$;(9)养殖塘降雨带入 N(P)量 $X_P^{(t)}(g)$;(10)养殖塘施肥N(P)量 $X_F^{(t)}(g)$;(11)养殖塘饵料 N(P)量 $X_B^{(t)}(g)$;(12)净化塘再生水带入 N(P)量 $X_{R^{(t)}}(g)$;(13)养殖塘河蟹吸收 N(P)量 $X_C^{(t)}(g)$;(14)养殖塘水草吸收N(P)量 $X_G^{(t)}(g)$;(15)养殖塘淤泥沉积 N(P)量 $X_S^{(t)}(g)$;(16)养殖尾水排放 N(P)量 $X_D^{(t)}(g)$;(17)河蟹生物量 $M_C^{(t)}(g \cdot m^{-2})$;(18)伊乐藻生物量 $M_E^{(t)}(g \cdot m^{-2})$;(19)菱角生物量 $M_T^{(t)}(g \cdot m^{-2})$;(20) 淤泥沉积深度 $S_D^{(t)}(mm)$;(21)净化塘水体 N(P)总量 $X_{T^{(t)}}(g)$;(22)净化塘储水量 $H_{P^{(t)}}(m^3)$;(23)净化塘降雨总量 $HP_P^{(t)}(m^3)$;(24)净化塘蒸发总量 $HP_E^{(t)}(m^3)$;(25)净化塘降雨 N(P)总量 $XP_P^{(t)}(g)$;(26)水葫芦吸收 N(P)量 $XP_{EC}^{(t)}(g \cdot m^{-2})$;(27)水葫芦生物量 $M_{EC}^{(t)}(g \cdot m^{-2})$ 。

主要参数:伊乐藻起始生物量 $M_{E0}(42 g \cdot m^{-2})$;菱角起始生物量 $M_{T0}(42 g \cdot m^{-2})$;河蟹起始生物量 $M_{C0}(2.7 g \cdot m^{-2})$;养殖塘淤泥起始厚度 $D_0(50 mm)$;水葫芦

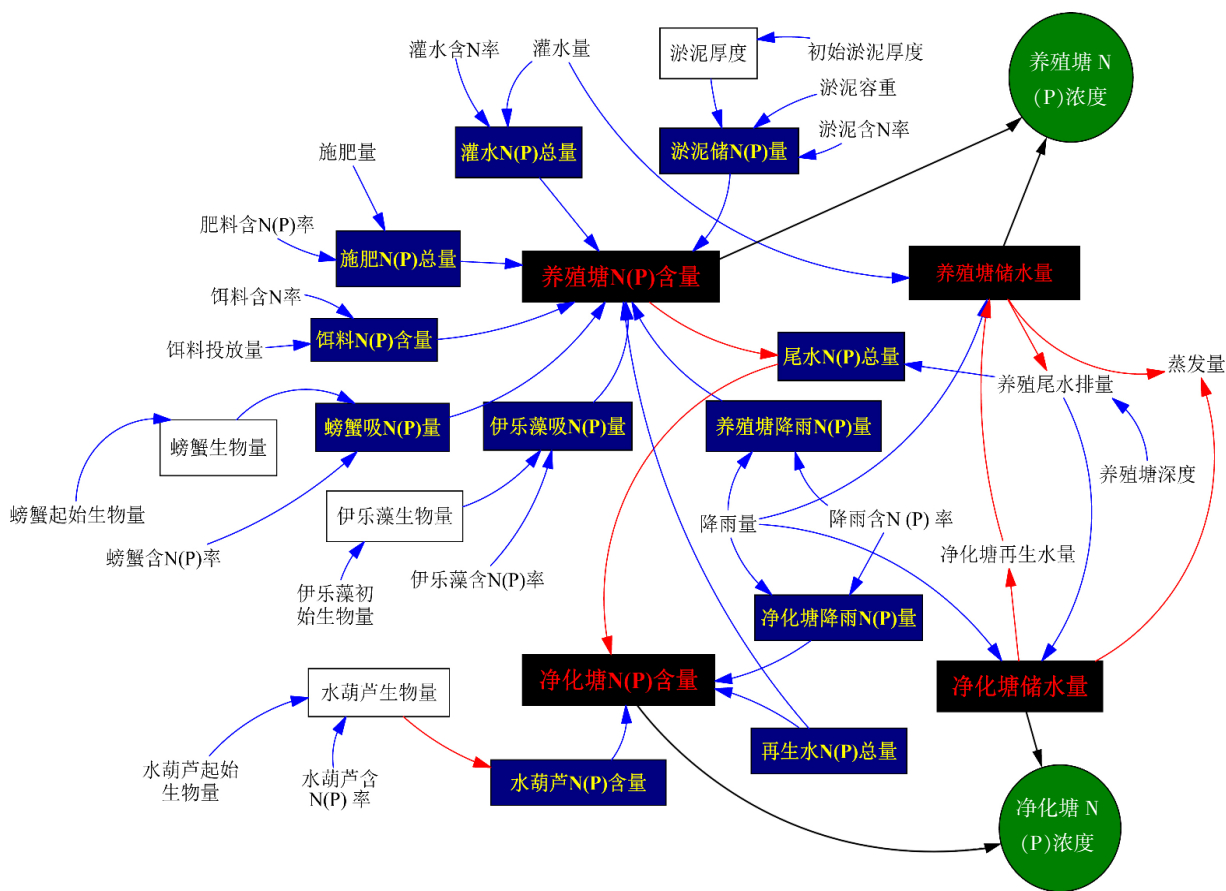


图 2 河蟹“养殖-净化”循环模型养分流转图

Figure 2 Nutrient flow chart of crab cultivating-purifying recycling model

起始生物量 $M_{EC}(1\ 398.501\ g\cdot m^{-2})$; 养殖塘面积 $S1(m^2)$; 净化塘面积 $S2(m^2)$; 养殖塘/净化塘面积比 R ; 淤泥容重 $D(700\ kg\cdot m^{-3})^{[8]}$ 。

1.3.3 模型参数计算

模型参数如表 1 所示。

1.4 模拟试验设计

模拟试验 1: 为了验证模型的可行性, 首先, 模拟常规河蟹养殖条件下, 净化塘水质达到地表Ⅲ类水标准($TN \leq 1.0\ mg\cdot L^{-1}$, $TP \leq 0.2\ mg\cdot L^{-1}$) 的养殖塘与净化塘面积的最佳比例; 其次, 以模拟试验确定的面积比为指导, 进行实际养殖验证, 测定 N、P 浓度, 以确定是否达到地表Ⅲ类水标准。模拟试验程序如下: 河蟹养殖期为 4 月 5 号—10 月 15 号, 共 193 d。养殖期间日降雨量和日蒸发量数据取自苏州气象局提供的 2012 年逐日气象资料。养殖塘基肥及饵料用量参照当地常规河蟹养殖施用。河蟹初始投放量为 $2.7\ g\cdot m^{-2}$; 伊乐藻起始生物量为 $42\ g\cdot m^{-2}$; 菱角起始生物量为 42

$g\cdot m^{-2}$; 养殖塘淤泥起始厚度为 $50\ mm$; 水葫芦起始生物量为 $1\ 398\ g\cdot m^{-2}$ 。水葫芦分别于 7 月 15 日和 10 月 15 日收获 2 次, 其中 7 月 15 日收获面积为净化塘总面积的 50%, 10 月 15 日全部收获。养殖塘面积假定为 $1\ 000\ m^2$ 。通过调整养殖塘与净化塘的面积比 R , 来观测净化塘水体 N、P 浓度。验证试验设置与模拟试验相同的试验条件, 于 2012 年在苏州市相城区国家现代农业示范区—阳澄湖农业产业园开展模型验证。养殖塘的面积为 $667\ m^2$ 。

模拟试验 2: 模拟不同商品饲料替代水平条件下, 养殖塘与净化塘 N、P 动态变化特征。商品饲料替代水平设置为 5%、10% 和 15%。养殖塘与净化塘二者面积比为 20.5:1, 其他养殖与净化条件及气候数据与模拟试验 1 相同。

模拟试验 3: 模拟不同养殖塘水质调控技术对养殖塘与净化塘水体 N、P 动态变化特征的影响。养殖塘水质调控因子分为 2 个水平: 伊乐藻和伊乐藻/菱

表 1 模型参数及状态变量表达式

Table 1 Parameters and the equations for the model

系统	参数	表达式	说明
养殖塘	水体 N(P)浓度/ $g\cdot m^{-3}$	$C_{N(P)}^{(t)} = X_t^{(t)} / H_t^{(t)}$	$X_t^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘水体 N(P)总量(g); $H_t^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘储水总量(m^3)
	水体总量/ m^3	$H_t^{(t)} = H_t^{(t-1)} + H_p^{(t)} + H_i^{(t)} + CH_R^{(t)} - H_e^{(t)} - H_b^{(t)}$	$H_p^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘降雨总量 (m^3); $H_i^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘灌水总量(m^3); $H_R^{(t)}$ 为第 t 天净化塘再生水总量(m^3) (经净化塘净化之后循环进入养殖塘); $H_e^{(t)}$ 为第 t 日净化塘蒸发水总量(m^3); $H_b^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘尾水排放总量(m^3); 由于太湖地区地下水位较低, 本文未考虑养殖塘底漏和侧漏问题
	养殖塘降雨总量/ m^3	$H_p^{(t)} = P^{(t)} \times S1 / 1\ 000$	$P^{(t)}$ 为第 t 日降雨量 (mm); $S1$ 为养殖塘面积 (m^2)
	养殖塘灌水总量/ m^3	$H_i^{(t)} = I^{(t)} \times S1 / 1\ 000$	$I^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘灌水水深 (mm); $S1$ 为养殖塘面积 (m^2)
	净化塘再生水总量/ m^3	$CH_R^{(t)} = HP_R^{(t)}$	$HP_R^{(t)}$ 为第 t 日净化塘排水量(m^3)
	养殖塘蒸发总量/ m^3	$H_e^{(t)} = E^{(t)} \times S1 / 1\ 000$	$E^{(t)}$ 为第 t 日蒸发量 (mm); $S1$ 为养殖塘面积 (m^2)
	养殖塘尾水排放总量/ m^3	$H_b^{(t)} = D^{(t)} \times S1 / 1\ 000$	$D^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘排水深度 (mm); $S1$ 为养殖塘面积 (m^2)
	养殖塘总 N(P)储量/g	$X_t^{(t)} = X_t^{(t-1)} + X_i^{(t)} + X_p^{(t)} + X_f^{(t)} + X_B^{(t)} + X_R^{(t)} - X_c^{(t)} - X_s^{(t)} - X_b^{(t)} - X_d^{(t)}$	$X_t^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘总 N(P) 储量 (g); X_{t-1} 为第 $t-1$ 日养殖塘总 N(P) 储量 (g); $X_i^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘灌水带入 N(P) 量 (g); $X_p^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘降雨带入 N(P) 量 (g); $X_f^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘施肥 N(P) 量 (g); $X_B^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘饵料 N(P) 量 (g); $X_R^{(t)}$ 为第 t 日净化塘再生水带入 N(P) 量 (g); $X_c^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘螃蟹吸收 N(P) 量 (g); $X_s^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘水草 (伊乐藻/菱角) 吸收 N(P) 量 (g); $X_b^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘淤泥沉积 N(P) 量 (g); $X_d^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘尾水排放带走 N(P) 量 (g)
	养殖塘灌水 N(P)含量/g	$X_i^{(t)} = H_i^{(t)} \times C_i$	$H_i^{(t)}$ 为养殖塘第 t 日灌水量(m^3); C_i 为养殖塘灌水 N(P) 浓度 ($g\cdot m^{-3}$)
	养殖塘降雨 N(P)含量/g	$X_p^{(t)} = H_p^{(t)} \times C_p$	$H_p^{(t)}$ 为养殖塘第 t 日降雨总量(m^3); C_p 为降雨 N(P) 浓度 ($g\cdot m^{-3}$)
	养殖塘施肥 N(P)含量/g	$X_f^{(t)} = F^{(t)} \times S1$	$F^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘施肥 N(P) 浓度 ($g\cdot m^2$)
	养殖塘饵料投入 N(P)含量/g	$X_B^{(t)} = B^{(t)} \times B_{N(P)} \times S1$	$B^{(t)}$ 为第 t 日投饵量 ($g\cdot m^2$); $B_{N(P)}$ 为饵料含 N(P) 率 (%); $S1$ 为养殖塘面积 (m^2)
	净化塘再生水带入 N(P)含量/g	$XP_R^{(t)} = H_R^{(t)} \times R_{N(P)}^{(t)}$	$H_R^{(t)}$ 为第 t 日净化塘再生水总量(m^3); $R_{N(P)}^{(t)}$ 为第 t 日净化塘再生水 N(P) 浓度 ($g\cdot m^{-3}$)

续表 1 模型参数及状态变量表达式
Table 1 Parameters and the equations for the model

系统	参数	表达式	说明
河蟹吸收 N(P)含量/g		$X_C^{(t)}=(M_C^{(t)}-M_C^{(t-1)})\times C_{NP}\times S1$	$M_C^{(t)}$ 为第 t 日河蟹生物量($g\cdot m^{-2}$); C_{NP} 为河蟹生物含 N(P)率($g\cdot g^{-1}$)
河蟹生物量/g		$M_C^{(t)}=(M_{C0}-2.682\ 1)+158.021\ 8/(1+\exp(4.052\ 2-0.050\ 6\times t))$	M_{C0} 为养殖塘河蟹初始投放量($g\cdot m^{-2}$)
水草吸收 N(P)量/g		$X_G^{(t)}=(M_G^{(t)}-M_G^{(t-1)})\times G_{NP}\times S1$	$M_G^{(t)}$ 为水草(伊乐藻/菱角)生物量($g\cdot m^{-2}$); G_{NP} 为水草(伊乐藻/菱角)生物含 N(P)率($g\cdot g^{-1}$)
伊乐藻生物量/g		$M_E^{(t)}=(M_{E0}-41.999\ 8)+300.137\ 7/(1+\exp(1.815\ 8-0.059\ 0\times t))$	M_{E0} 为伊乐藻初始投放生物量($g\cdot m^{-2}$)
菱角生物量/g		$M_I^{(t)}=(M_{I0}-41.999\ 8)+300.137\ 7/(1+\exp(1.815\ 8-0.059\ 0\times t))$	M_{I0} 为伊乐藻初始投放生物量($g\cdot m^{-2}$)
淤泥 N(P)储量/g		$X_S^{(t)}=(SD^{(t)}-SD^{(t-1)})\times S1\times D\times S_{NP}^{(t)}/1\ 000$	$SD^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘淤泥沉积深度(mm); D 为养殖塘淤泥容重($kg\cdot m^{-3}$); $S_{NP}^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘淤泥 N(P)浓度($g\cdot kg^{-1}$)
养殖塘淤泥沉积深度/mm		$SD^{(t)}=(D_0-51.640\ 8)+447.719\ 4/(1+\exp(2.073\ 7-0.002\ 8\times t))$	D_0 为养殖塘初始淤泥厚度(mm)
养殖塘淤泥 N(P)浓度/ $g\cdot m^{-3}$		$S_N^{(t)}=1.47+0.000\ 155\times t$ $S_P^{(t)}=0.46+0.000\ 155\times t$	
养殖尾水排放 N(P)量/g		$X_D^{(t)}=H_D^{(t)}\times D_{NP}^{(t)}$	$D_{NP}^{(t)}$ 为第 t 日养殖尾水 N(P)浓度($g\cdot m^{-3}$)
养殖尾水 N(P)浓度/ $g\cdot m^{-3}$		$D_{NP}^{(t)}=C_{NP}^{(t-1)}$	$C_{NP}^{(t-1)}$ 为第 $t-1$ 日养殖塘水体 N(P)浓度($g\cdot m^{-3}$)
净化塘 净化塘水体 N(P)浓度/ $g\cdot m^{-3}$		$CP_{NP}^{(t)}=XP_T^{(t)}/HP_T^{(t)}$	$CP_{NP}^{(t)}$ 为第 t 日净化水体 N(P)浓度($g\cdot m^{-3}$); $XP_T^{(t)}$ 为第 t 日净化塘水体 N(P)总量(g); $HP_T^{(t)}$ 为第 t 日净化塘储水总量(m^3)
净化塘水体储量/ m^3		$HP_T^{(t)}=HP_T^{(t-1)}+HP_P^{(t)}+H_D^{(t)}-HP_E^{(t)}-HP_R^{(t)}$	$HP_T^{(t)}$ 为第 t 日净化塘储水总量(m^3); $HP_P^{(t)}$ 为第 t 日净化塘降雨总量(m^3); $H_D^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘尾水排放总量(m^3); $HP_E^{(t)}$ 为第 t 日净化塘蒸发总量(m^3); $HP_R^{(t)}$ 为第 t 日净化塘再生水量(m^3)
净化塘降雨总量/ m^3		$HP_P^{(t)}=P^{(t)}\times S2/1\ 000=P^{(t)}\times S1\times R/1\ 000$	$P^{(t)}$ 为第 t 日降雨量(mm); $S2$ 为净化塘面积; R 为养殖塘与净化塘面积比,即 $R=S1/S2$
净化塘蒸发量/ m^3		$HP_E^{(t)}=E^{(t)}\times S2/1\ 000$	$E^{(t)}$ 为第 t 日蒸发量(mm)
净化塘排水量/ m^3		$HP_R^{(t)}=CH_D^{(t)}\times S2/1\ 000$	$CH_D^{(t)}$ 为第 t 日净化塘排水水深(mm); $S2$ 为净化塘面积(m^2)
净化塘总 N(P)储量/g		$XP_T^{(t)}=XP_T^{(t-1)}+XP_P^{(t)}+X_D^{(t)}-XP_{EC}^{(t)}-XP_R^{(t)}$	$XP_P^{(t)}$ 为第 t 日净化塘降雨带入的 N(P)总量(g); $X_D^{(t)}$ 为第 t 日养殖塘尾水排放带入的 N(P)总量(g); $XP_{EC}^{(t)}$ 为第 t 日净化塘水葫芦吸收的 N(P)总量(g); $XP_R^{(t)}$ 为第 t 日净化塘再生水带走的 N(P)总量(g)
净化塘降雨 N(P)总量/ m^3		$XP_P^{(t)}=HP_P^{(t)}\times C_P$	C_P 为降雨 N(P)浓度($g\cdot m^{-3}$)
水葫芦吸收 N(P)量/g		$XP_{EC}^{(t)}=(M_{EC}^{(t)}-M_{EC}^{(t-1)})\times EC_{NP}^{(t)}\times S2$	$M_{EC}^{(t)}$ 为第 t 日水葫芦生物量($g\cdot m^{-2}$); $EC_{NP}^{(t)}$ 为水葫芦含 N(P)率($g\cdot g^{-1}$)
水葫芦生物量/g		$M_{EC}^{(t)}=(M_{E00}-98.157)+1\ 996.176/(1+\exp(2.962-0.43t))$	M_{E00} 为净化塘水葫芦初始生物量($g\cdot m^{-2}$)
净化塘再生水 N(P)浓度/ $g\cdot m^{-3}$		$R_{NP}^{(t)}=CP_{NP}^{(t-1)}$	$CP_{NP}^{(t-1)}$ 为第 $t-1$ 日净化塘水体 N(P)浓度

角。一般情况下,伊乐藻会在高温期间(6—7月份)死亡,导致养殖塘水质恶化。本试验假设在伊乐藻生长期结束(4—7月份)之后,种植菱角(8—10月份)以吸收养殖塘 N、P 养分。养殖塘与净化塘二者面积比为 20.5:1,其他养殖与净化条件及气候数据与模拟试验 1 相同。

模拟试验 4:模拟不同净化效率对养殖塘与净化

塘 N、P 动态变化特征的影响。净化效率设置为 3 个水平,即净化塘水葫芦收获 1 次(10 月 15 日)、收获 2 次(7 月 15 日、10 月 15 日)和收获 3 次(6 月 15 日、8 月 15 日、10 月 15 日)。养殖塘与净化塘二者面积比为 20.5:1,其他养殖与净化条件及气候数据与模拟试验 1 相同。

模拟试验 5:基于试验 1~试验 4 的结果,设计技

术组合优化方案。在养殖塘与净化塘二者面积比为20.5:1条件下,设置对照组和优化组。对照组设置为商品饲料替代比例为0%,养殖塘仅种植伊乐藻进行水质调控,水葫芦收获1次;而优化组设置为商品饲料替代比例为15%,养殖塘轮种伊乐藻和菱角,水葫芦收获2次。检验技术优化方案养殖塘和净化塘水体TN和TP浓度的降低程度。

1.5 统计分析

应用Excel 2003使用Student *t* 检验对不同处理之间TN和TP浓度的差异显著性进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 模型验证

经调试养殖塘与净化塘的面积比,当二者之比为20.5:1时,养殖塘水体的TN浓度为V类水,经净化塘之后,达到Ⅲ类水标准。模拟结果显示,养殖塘水体TN浓度在5—10月份大部分时间保持在1.5~2.0 mg·L⁻¹之间,而在5月中旬TN浓度达到顶峰,其浓度>2.0 mg·L⁻¹。河蟹生长期养殖塘水体TN浓度平均为1.60±0.02 mg·L⁻¹,符合V类水标准。尾水排放至净化塘,经水葫芦吸收净化,净化塘水体TN浓度保持在0.5~1.0 mg·L⁻¹之间,平均为0.89±0.02 mg·L⁻¹,属于地表Ⅲ类水标准。

验证试验中,养殖期内养殖塘的TN浓度也表现类似的波动特征,即5月份达到峰值,随后波动比较平稳。然而,养殖塘水体TN浓度较高,平均浓度达1.95±0.01 mg·L⁻¹,属于劣V类水;经净化塘水葫芦净化之后,TN浓度迅速降低至地表Ⅲ类水标准,平均浓度为0.95±0.01 mg·L⁻¹。验证试验结果表明,按照模型的优化方案,河蟹养殖尾水的净化水质确实可以达到地表水Ⅲ类标准,表明模型具有一定可信度。

2.2 饲料替代技术对“养殖-净化”系统N、P浓度的影响

模拟结果显示(图3),商品饲料替代能够显著降低养殖塘和净化塘的TN和TP浓度($P<0.05$)。在商品饲料投放量被替代5%、养殖塘与净化塘二者面积比为20.5:1的条件下,养殖塘TN浓度降低3.1%,TP浓度降低4.2%;净化塘TN浓度降低4.5%,TP浓度变为负值,未作统计分析。在商品饲料投放量被替代10%条件下,养殖塘TN浓度降低6.3%,TP浓度降低8.3%;净化塘TN浓度降低10.1%,TP浓度变为负值,未作统计分析。在商品饲料投放量被替代15%条件下,养殖塘TN浓度降低10.0%,TP浓度降低8.3%;净化塘TN浓度降低14.6%,TP浓度下降过快,变为

负值,未作统计分析。表明,如果使用螺蛳等“内源活体饲料”,以等N量来替代外源商品饲料,能够实现降低养殖尾水TN、TP浓度的目标。

2.3 水质调控技术对“养殖-净化”系统N、P浓度的影响

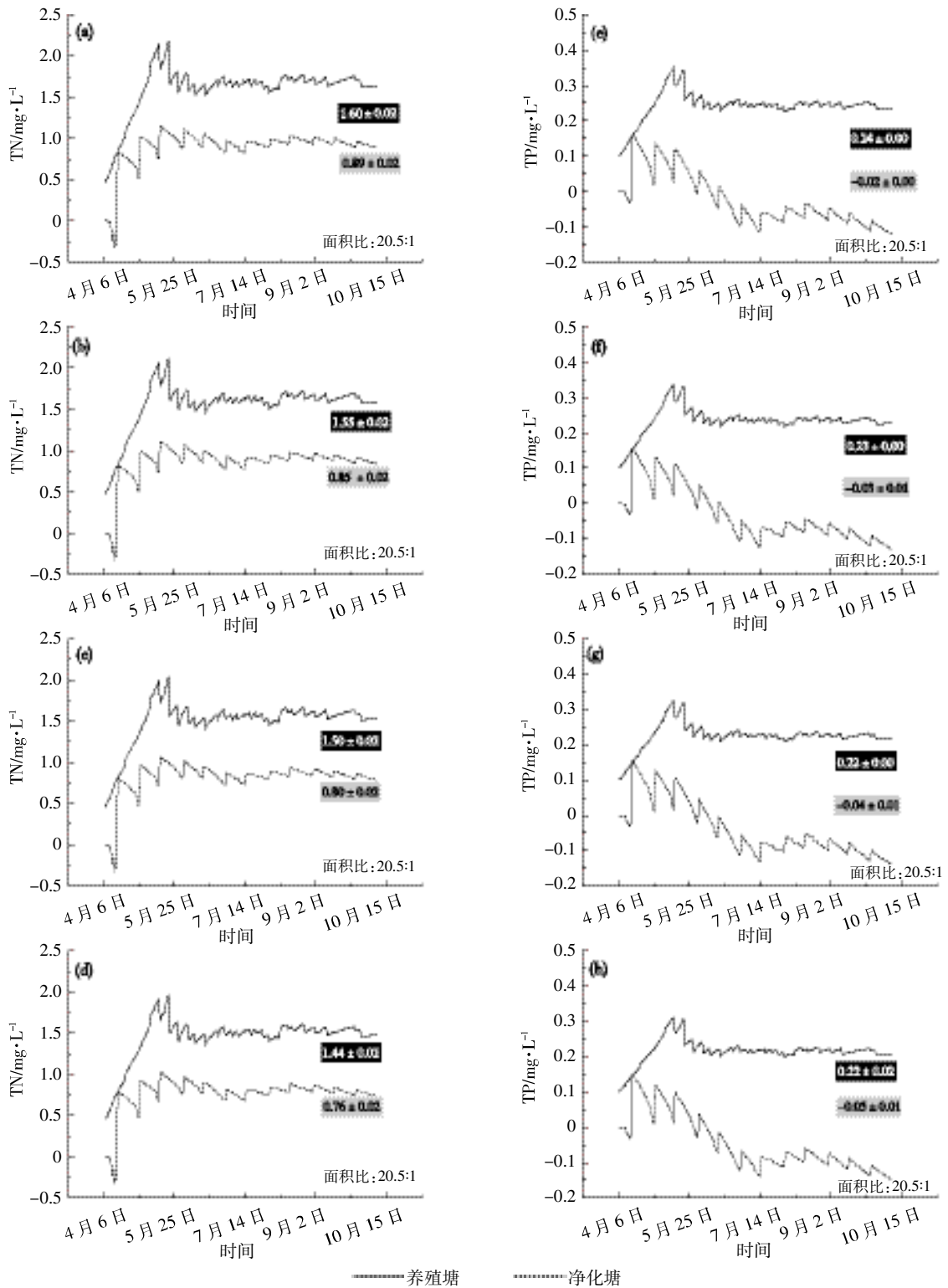
模拟结果显示(图4),水质调控技术对养殖塘和净化塘TN、TP浓度的影响不显著。在养殖期间高温期结束,伊乐藻死亡,进而种植菱角,与不种植菱角相比,养殖塘和净化塘的TN、TP浓度均未表现出显著差异($P>0.05$)。表明,以伊乐藻和菱角轮种对养殖塘进行水质调控的效应并不显著。这主要原因可能是菱角的生长速率较慢,对N、P的吸收固持效率较低造成。因此,要增强养殖塘的自净效率,还需筛选耐高温、生长速率较快的水生植物与伊乐藻进行轮种。

2.4 不同净化效率对“养殖-净化”系统N、P浓度的影响

模拟结果显示(图5),净化效率对养殖塘和净化塘的TN、TP浓度影响较大。与水葫芦收获1次相比,收获2次条件下,养殖塘和净化塘TN浓度分别降低10.0%和16.1%;养殖塘TP浓度降低11.1%,净化塘TP浓度出现负值,未作统计。收获3次条件下,养殖塘和净化塘TN浓度分别降低10.0%和17.2%;养殖塘TP浓度降低11.1%,净化塘TP浓度出现负值,亦未作统计。水葫芦收获2次和收获3次条件下,养殖塘和净化塘之间TN、TP浓度差异不显著($P>0.05$)。表明在养殖塘与净化塘的面积比为20.5:1,水葫芦收获1次条件下,在养殖周期内大多数时间净化塘水体TN浓度大于1.0 mg·L⁻¹,属于Ⅳ类水;只有收获2次以上,才能表现出良好的净化效果。然而,收获2次与收获3次的净化效果相似。因此,考虑到人力成本,实际养殖生产中以收获2次为宜。

2.5 技术优化方案对“养殖-净化”系统N、P浓度的影响

模拟结果显示(图6),技术优化组合方案对养殖塘和净化塘水体TN和TP浓度具有显著影响($P<0.05$)。与对照相比,技术优化组合方案显著降低养殖塘和净化塘水体TN和TP浓度。总体来讲,使用优化方案,养殖塘水体TN和TP浓度分别降低9.58%和10.98%;净化塘水体TN浓度降低15.61%,TP浓度在5月下旬开始迅速下降,6月份开始出现负值,因此,未作统计分析。同时,在对照方案,净化塘水体TN浓度在5—6月和9—10月养殖期间,TN浓度>1.0 mg·L⁻¹,变成为Ⅳ类水,达不到排放要求;然而,使用技术优化方案,整个河蟹养殖期内净化塘水体TN浓度均保持在0.5~1.0 mg·L⁻¹之间,即完全达到地表Ⅲ类水标准。表

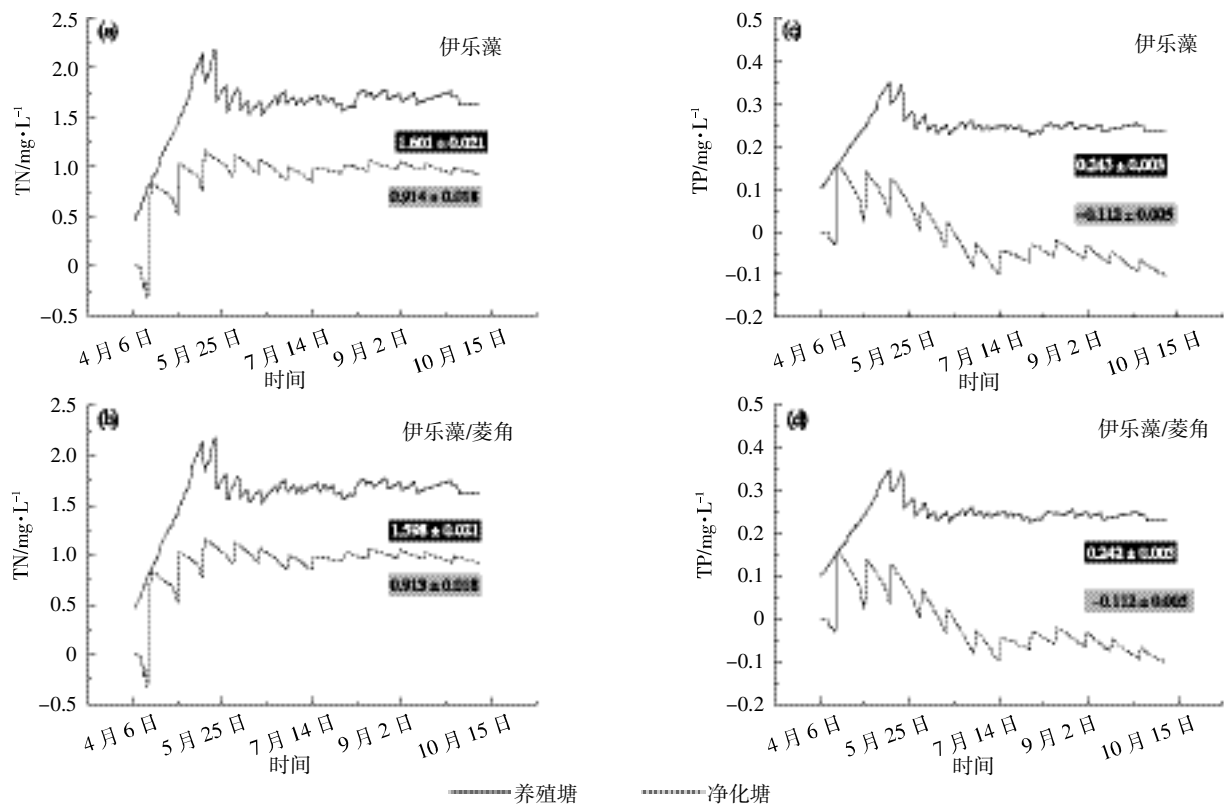


(a)、(b)、(c)、(d)分别为商品饲料投放量替代0%、5%、10%和15%条件下的TN浓度;(e)、(f)、(g)、(h)分别为商品饲料投放量替代0%、5%、10%和15%条件下的TP浓度

(a)、(b)、(c)、(d) is TN concentration under 0%, 5%, 10% and 15% substitution rate respectively; (e)、(f)、(g)、(h) is TP concentration under 0%, 5%, 10% and 15% substitution rate respectively

图3 养殖塘与净化塘 TN、TP 浓度动态模拟

Figure 3 The dynamics of TN and TP concentration in the cultivating and purifying ponds



(a) 养殖塘仅种植伊乐藻时的养殖塘与净化塘水体 TN 浓度; (b) 8 月份养殖塘开始种植菱角的养殖塘与净化塘水体 TN 浓度; (c) 养殖塘仅种植伊乐藻时的养殖塘与净化塘水体 TP 浓度; (d) 8 月份养殖塘开始种植菱角的养殖塘与净化塘水体 TP 浓度
(a), (c) TN and TP concentration when *Elodea nuttallii* was grown in the cultivation ponds;
(b), (d) TN and TP concentration when *Elodea nuttallii* and *Trapa bispinosa* were successively grown in the cultivation ponds

图 4 不同水质调控强度对养殖塘与净化塘 TN、TP 浓度的影响

Figure 4 Effects of regulation intensity for water quality on TN and TP concentration in the crab cultivating and purifying ponds

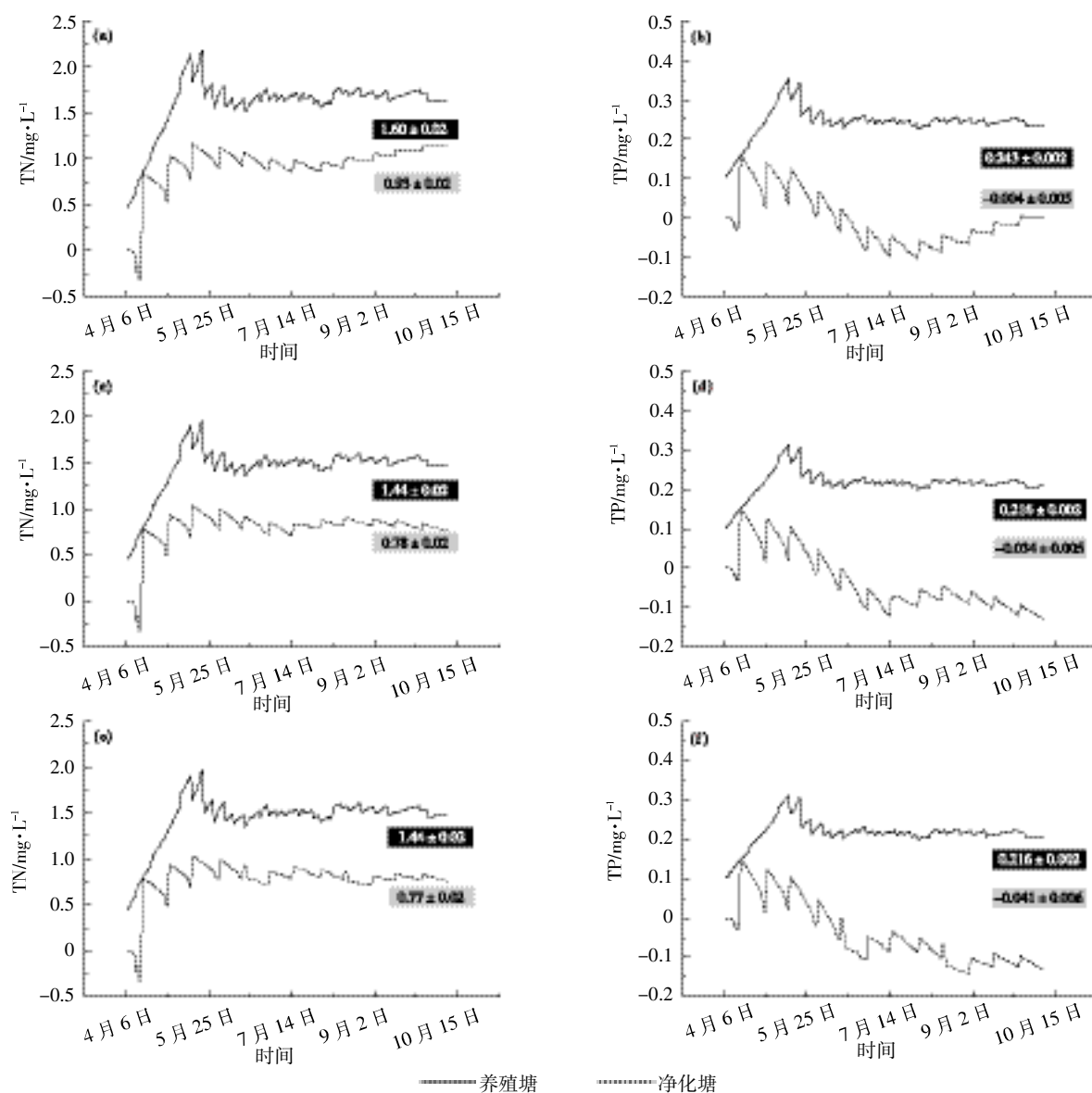
明优化组合方案能够完全实现河蟹养殖尾水达标排放,在实际生产中可以进行推广应用。

3 讨论

太湖流域水体富营养化已成为严重的社会与生态问题,引起了广大研究人员的关注^[9]。由饲料残余引起富含氮磷的河蟹养殖尾水排放是太湖流域水体富营养化的重要源头之一^[20]。本研究发现,在替代比例 5%~15% 的范围内,养殖塘和净化塘水体 TN 和 TP 浓度随着商品饲料投入量增加而降低。这表明,在保证饲料蛋白质总量不变的前提下,使用螺蛳等内源生物活体饲料来代替一定数量的外源商品饲料能够降低蟹塘养殖尾水污染周围水体环境的风险。作为蟹塘的“净化卫士”和河蟹的“活体饲料”,螺蛳投喂蟹塘能够促进河蟹生长而提高产量^[8-9]。然而,河蟹产量并不是随着螺蛳投喂量的增加而线性增加,而表现为抛物线型^[8]。王海侯等^[8]发现螺蛳最适投喂量为 587.5 kg·667 m⁻² 可获得最大河蟹产量;董江水等^[21]综合考虑了

河蟹规格、产量及成活率等因素之后提出螺蛳最适投喂量为 300 kg·667 m⁻²。如果不投入商品饲料而仅仅投喂螺蛳,尽管能够降低养殖尾水的 TN 浓度,但同时也降低了河蟹产量^[9]。因此,综合考虑成本与收益,螺蛳替代商品饲料的最大比例应不超过 50%^[9]。

水葫芦的净化效率是决定“养殖-净化”复合系统的关键步骤。本研究模拟结果表明,如果水葫芦在河蟹养殖期结束一次性收获(约 6 个月),净化塘水体 TN 浓度在养殖期大部分时间内表现为地表 IV 类水标准;而水葫芦收获 2 次(生长期约 3 个月)和收获 3 次(生长期约 2 个月),净化塘水体 TN 浓度在整个河蟹养殖期内均保持为地表 III 类水标准。净化塘水体 TN 浓度在水葫芦收获 2 次和收获 3 次之间无差异。水葫芦生长繁殖速度较快,能够很好地吸收拦截水体的氮磷养分^[22]。在一定面积水域,水葫芦能够迅速生长并占领整片水域,其种群达到饱和,此时,水体的氮磷吸收量也达到最大;由于种内竞争^[22],水葫芦饱和种群生物量能够稳定一段时间。此时,如果收获水葫芦将



(a)、(b) 水葫芦收获 1 次时养殖塘与净化塘水体的 TN、TP 浓度；(c)、(d) 水葫芦收获 2 次时养殖塘与净化塘水体的 TN、TP 浓度；(e)、(f) 水葫芦收获 3 次时养殖塘与净化塘水体的 TN、TP 浓度
TN and TP concentration was shown when *Eichhornia crassipes* was harvested one time(a)~(b), two times(c)~(d) and three times(e)~(f)

图 5 不同净化效率对养殖塘与净化塘 TN、TP 浓度的影响

Figure 5 Effects of difference purifying efficiency on TN and TP concentration in the cultivating and purifying ponds

会带走大量氮磷,从而达到最佳净化效益。然而,水葫芦种群如果较长时间处于饱和状态,由于种群自疏效应^[23],可能会导致部分个体死亡,而将已固持的氮磷养分重新归还于净化塘水体。这可能是水葫芦收获 1 次与收获 2 次、3 次之间净化效率差异的主要原因。

尽管本研究通过模型模拟从理论上探讨了“养殖-净化”复合循环系统的氮磷动态特征及影响因素,研究结果对河蟹生态养殖的工程构建及生产管理具有一定指导意义。但是模型构建依然存在一些不足:尽管在实际河蟹生产中会在蟹塘投喂螺蛳,但螺蛳种

群生长难以监测,建模所需要的种群生长参数难以获得。因此,本研究对模型进行了简化,未考虑螺蛳投放对循环系统的影响。未来研究需要开发新的螺蛳种群原位生长监测方法,以获得准确的种群生长参数,从而进一步完善模型。

4 结论

通过构建系统动力学模型,从理论上探讨了河蟹生态养殖尾水达标排放的可行性,得出以下结论:

(1)在常规集约化养殖条件下,“养殖-净化”复合

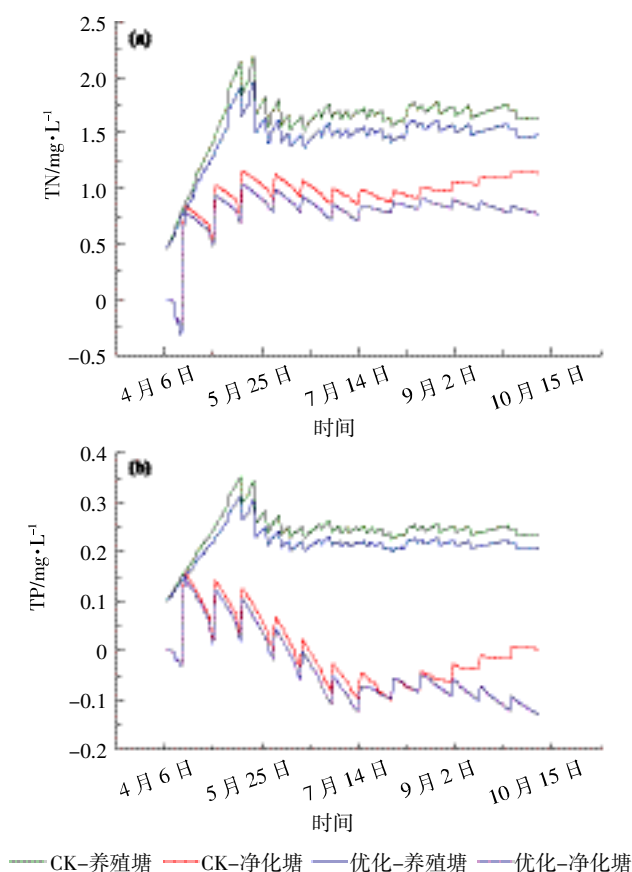


图6 技术优化方案对养殖塘与净化塘 TN、TP 浓度的影响

Figure 6 Effects of the optimal technology procedure on TN and TP concentration in the cultivating and purifying ponds

系统的最佳养殖塘与净化塘二者面积比为 20.5:1 时, 净化塘水质即可达到地表Ⅲ类水标准。

(2) 养殖塘与净化塘水体 TN 和 TP 浓度随着商品饲料替代比例增加而降低。当商品饲料替代比例高达 15% 时, 养殖塘水体 TN 和 TP 分别降低 10.0% 和 8.3%, 净化塘水体 TN 降低 14.6%。

(3) 养殖塘水质调控技术对 TN、TP 浓度没有显著影响。与单种伊乐藻相比, 伊乐藻和菱角轮种条件下, 养殖塘和净化塘水体 TN、TP 浓度的差异不显著。

(4) 净化塘的水质净化效率对养殖塘和净化塘的 TN、TP 浓度具有显著影响。与水葫芦收获 1 次相比, 收获 2 次和 3 次条件下, 养殖塘和净化塘水体 TN 浓度分别降低达 10% 和 16% 以上; 但收获 2 次和 3 次之间 TP、TN 浓度差异不显著。为节约成本, 在实际生产中, 应以水葫芦收获 2 次为宜。

参考文献:

[1] 曹萍. 太湖生态渔业的对策研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2005.
CAO Ping. Strategies for ecological fishery in the Taihu Lake[D]. Nan-

jing: Nanjing Agricultural University, 2005. (in Chinese)

[2] 万婷. 江苏渔业全要素生产率评价[D]. 南京: 南京农业大学, 2013.

WAN Ting. Evaluation for production efficiency of production component in Jiangsu fishery[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2013. (in Chinese)

[3] 温志良, 张爱军, 温琰茂. 集约化淡水养殖对水环境的影响[J]. 水利渔业, 2000, 4(12): 19-20.

WEN Zhi-liang, ZHANG Ai-jun, WEN Yan-mao. Effects of intensive freshwater cultivation on water environments[J]. *Reservoir Fisheries*, 2000, 4(12): 19-20. (in Chinese)

[4] 宋超, 陈家长, 裴丽萍, 等. 中国淡水养殖池塘环境生态修复技术研究评述[J]. 生态学杂志, 2012, 31(9): 2425-2430.

SONG Chao, CHEN Jia-chang, QIU Li-ping, et al. Ecological remediation technologies for China's freshwater aquaculture pond environment: A review[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2012, 31(9): 2425-2430. (in Chinese)

[5] 陈家长, 胡庚东, 瞿建宏, 等. 太湖流域池塘河蟹养殖向太湖排放氮磷的研究[J]. 农村生态环境, 2005, 21(1): 21-23.

CHEN Jia-chang, HU Geng-dong, ZHAI Jian-hong, et al. TN and TP from pond crab farming in the Taihu Valley[J]. *Rural Ecology and Environment*, 2005, 21(1): 21-23. (in Chinese)

[6] 吴庆龙, 陈开宁, 胡耀辉, 等. 东太湖河蟹网围养殖的环境效应[J]. 农业环境保护, 2001, 20(6): 432-434, 442.

WU Qing-long, CHEN Kai-ning, HU Yao-hui, et al. Impacts of pen crab farming on environment in east Taihu Lake[J]. *Agricultural Environment Protection*, 2001, 20(6): 432-434, 442. (in Chinese)

[7] 苗卫卫, 江敏. 我国水产养殖对环境的影响及其可持续发展[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(S1): 319-323.

MIAO Wei-wei, JIANG Min. Environmental impacts and sustainable development of aquaculture in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(S1): 319-323. (in Chinese)

[8] 王海候, 金梅娟, 沈明星, 等. 螺蛳对蟹塘产量、水质的影响及其适宜投喂量研究[J]. 水产科技情报, 2016, 43(1): 37-40.

WANG Hai-hou, JIN Mei-juan, SHEN Ming-xing, et al. Effects of snail on crab yield and water quality and the optimal feeding rate[J]. *Fisheries Science & Technology Information*, 2016, 43(1): 37-40. (in Chinese)

[9] 王海候, 沈明星, 陆长婴, 等. 螺蛳替代商品饲料比例对中华绒螯蟹产量和水质的影响[J]. 水产科学, 2015, 34(11): 690-695.

WANG Hai-hou, SHEN Ming-xing, LU Chang-ying, et al. Effect of replacement percentage of commercial feed by snails on yield and water quality in Chinese handed crab culture[J]. *Fishery Science*, 2015, 34(11): 690-695. (in Chinese)

[10] 宋长太, 吴振山. 模拟自然生态法河蟹、泥鳅混养试验[J]. 淡水渔业, 2002, 32(3): 14-15.

SONG Chang-tai, WU Zhen-shan. Simulating crab-loach co-culture with natural ecological rules[J]. *Freshwater Fisheries*, 2002, 32(3): 14-15. (in Chinese)

[11] 范立民, 徐跑, 吴伟, 等. 淡水养殖池塘微生态环境调控研究综述[J]. 生态学杂志, 2013, 32(11): 3094-3100.

- FAN Li-min, XU Pao, WU Wei, et al. A review for micro-environment regulation in freshwater culturing pond[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2013, 32(11): 3094-3100. (in Chinese)
- [12] 周露洪, 谷孝鸿, 曾庆飞, 等. 固城湖围垦区池塘河蟹养殖环境影响及模式优化研究[J]. *生态与农村环境学报*, 2013, 29(1): 36-42. ZHOU Lu-hong, GU Xiao-hong, ZENG Qing-fei, et al. Environmental effects and structural optimization of crab culture in ponds in reclamation zones of Gucheng Lake[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2013, 29(1): 36-42. (in Chinese)
- [13] 王其藩. 系统动力学[M]. 北京: 清华大学出版社, 1993. WANG Qi-pan. System dynamics[M]. Beijing: Tsinghua University Press, 1993. (in Chinese)
- [14] 杨 阳. 基于系统动力学模型的交通政策模拟与实证研究[D]. 南京: 南京大学, 2014. YANG Yang. A system dynamics approach to policy assessment for transportation system and case study[D]. Nanjing: Nanjing University, 2014. (in Chinese)
- [15] 周双红. 我国农村金融发展系统动力学模型构建与实证分析[D]. 长沙: 中南大学, 2011. ZHOU Shuang-hong. The system dynamic model for our country's rural financial development and empirical analysis[D]. Changsha: Central South University, 2011. (in Chinese)
- [16] 李丽萍. 区域物流系统动力学模型构建与应用研究[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2012. LI Li-ping. The research on construction and application of system dynamics model of regional logistics[D]. Harbin: Northeast Forestry University, 2012. (in Chinese)
- [17] 许端阳, 佟贺丰, 李春蕾, 等. 耦合自然-人文因素的沙漠化动态系统动力学模型[J]. *中国沙漠*, 2015, 35(2): 267-275. XU Rui-yang, TONG He-feng, LI Chun-lei, et al. A system dynamic model with coupled natural and human factors for desertification simulation[J]. *Journal of Desert Research*, 2015, 35(2): 267-275. (in Chinese)
- [18] 吴永进. 用 γ -射线淤泥密度计测定羊毛湾水库库区淤泥容重[J]. 大坝观测与土工测试, 1989(2): 40-44. WU Yong-jin. Measuring sludge bulk density with γ -radiation densimeter in the Yangmaowan Reservoir[J]. *Dam Observation and Geotechnical Tests*, 1989(2): 40-44. (in Chinese)
- [19] 朱广伟. 太湖富营养化现状及原因分析[J]. *湖泊科学*, 2008, 20(1): 21-26. ZHU Guang-wei. Eutrophic status and causing factors for a large, shallow and subtropical Lake Taihu, China[J]. *Lake Science*, 2008, 20(1): 21-26. (in Chinese)
- [20] 张光生, 王明星, 叶亚新, 等. 太湖富营养化现状及其生态防治对策[J]. *中国农学通报*, 2004, 20(3): 235-237, 257. ZHANG Guang-sheng, WANG Ming-xing, YE Ya-xin, et al. The current eutrophication status of Taihu Lake and its ecological control countermeasures[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2004, 20(3): 235-237, 257. (in Chinese)
- [21] 董江水, 陈红军, 王新华. 螺蛳投放量对中华绒螯蟹规格、产量和成活率的影响[J]. *水产科学*, 2009, 28(11): 691-694. DONG Jiang-shui, CHEN Hong-jun, WANG Xin-hua. Impacts of snail feeding rate on the size, yield and survival of Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis*[J]. *Fisheries Science*, 2009, 28(11): 691-694. (in Chinese)
- [22] 徐寸发, 刘海琴, 徐为民, 等. 大水面控养条件下水葫芦与浮游藻类间的相互作用[J]. *生态环境学报*, 2016, 25(5): 850-856. XU Cun-fa, LIU Hai-qin, XU Wei-min, et al. Interaction between *Eichhornia crassipes* and hytoplankton under large water surface controlled growth of *Eichhornia crassipes*[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2016, 25(5): 850-856. (in Chinese)
- [23] 黎 磊, 周道玮, 盛连喜. 植物种群自疏过程中构件生物量与密度的关系[J]. *生态学报*, 2012, 32(13): 3987-3997. LI Lei, ZHOU Dao-wei, SHENG Lian-xi. Allometric relationship between mean component biomass and density during the course of self-thinning for *Fagopyrum esculentum* populations[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(13): 3987-3997. (in Chinese)