

分类号	
学校代码	10700
学号	2200420057

西安理工大学

硕士学位论文

(学术学位)

基于系统动力学的三河口水库流域水污染控制研究

郑玉强

学科门类: 工学

一级学科: 水利工程

二级学科: 水力学及河流动力学

指导教师: 王颖 教授

申请日期: 2023年6月

论文题目：基于系统动力学的三河口水库流域水污染控制研究

学科名称：水力学及河流动力学

研究生：郑玉强

签名：_____

指导教师：王颖 教授

签名：_____

摘要

三河口水库作为引汉济渭调水工程两个重要水源地之一，为缓解关中地区的水资源问题和改善渭河流域的生态环境有着非常重要的作用。本文以三河口水库流域为研究对象，通过系统动力学的方法，构建了三河口水库流域水污染控制系统动力学模型，并以2015年为基准年对模型进行历史检验和灵敏度分析。通过检验以后，基于情景分析的方法，设计5种不同的情景方案进行了模拟分析。最后根据模拟结果和三河口流域的实际情况，提出了合理的相关措施和建议。

通过本文的研究，得到的主要结论有：

(1) 构建了三河口水库流域水污染控制系统SD模型。采用系统动力学的方法，结合统计资料，建立了三河口水库流域水污染控制系统SD模型，并将系统分为了人口、农业和水污染3个子系统进行分析。对构建好的模型进行了历史检验和灵敏度分析。结果表明：模型的有效性良好，能够较好的反映实际系统，可以用于系统分析和预测。

(2) 模拟分析了不同情景方案下三河口流域水污染控制变化趋势。根据三河口库区流域的具体情况，设计了5种情景方案，分别为维持现状型的方案1，经济增长型的方案2，环境保护型的方案3与方案4，协调发展型的方案5。分别对每个方案进行模拟分析，其结果显示：在方案1的发展下，流域的污染物排放呈逐年增加趋势，2030年COD和氨氮的入河量比现状年增加12.4%与15.1%。方案2在方案1的基础上，增加了经济的发展速度。相比于方案1，2030年畜禽养殖数量有小幅度增加，城镇化率有所提高，但COD和氨氮排放量进一步增加，水污染会更严重。由此可知，在不采取进一步的污染控制的前提下维持现状发展，或者只注重经济发展都是不可取的。方案3从生活污染源控制的角度考虑，在方案3的发展下，2030年COD入河量和氨氮入河量分别比方案1减少了17.4%和24.4%。在方案4从畜禽污染源控制的角度考虑，与方案1相比较，2030年COD入河量和氨氮入河量减少分别为率8%和5.4%。同时和方案1与2相比，方案3和方案4的污染物排放量均有一定的降低，污染控制效果都有一定的改善。但是这两种方案减缓了经济的发展。方案5综合了方案2、3和4的情况，即保证了经济较高的发展，又兼顾了环境保护。在2030年COD入河量比方案3增加了3.6%，但比方案1和2的污染物排

放量要少。故方案 5 是三河口流域社会经济与环境协调发展的较优方案。

(3) 提出了三河口水库流域水污染控制措施与建议。基于模拟分析结果和实际情况,从城镇生活、农村生活和畜禽养殖 3 个污染源方面提出了合理的水污染控制措施和建议。城镇生活采用兴建集中污水处理厂,提高生活污水处理率的治理方式,农村生活采用纳管治理、集中治理、分散治理的治理方式,畜禽养殖采用发展生态养殖,加强宣传等措施。保障三河口流域水环境和水质安全。

关键词: 三河口流域; 系统动力学; 情景分析; 水污染控制

*本研究得到陕西省自然科学基金计划“引汉济渭工程水源区湿地生态修复技术研究”(编号:2019JLM-63)资助

Title: STUDY ON WATER POLLUTION CONTROL OF SANHEKOU RESERVOIR BASIN BASED ON SYSTEM DYNAMICS

Major: Hydraulic and River Dynamics

Name: Yuqiang ZHENG

Signature: _____

Supervisor: Prof. Ying WANG

Signature: _____

Abstract

Sanhekou Reservoir, as one of the two important water sources of the Han-Ji-Wei water diversion project, plays a very important role in alleviating the water resources problem in Guanzhong area and improving the ecological environment of the Weihe river basin. This paper takes the Sanhekou reservoir basin as the research object, constructs the dynamics model of the water pollution control system of the Sanhekou reservoir basin through the method of system dynamics, and takes 2015 as the base year to carry out historical test and sensitivity analysis of the model. After the test, based on the method of scenario analysis, five different scenarios were designed for simulation analysis. Finally, according to the simulation results and the actual situation of Sanhekou basin, reasonable measures and suggestions are put forward.

Through the study of this paper, the main conclusions are as follows:

(1) The SD model of water pollution control system in Sanhekou reservoir basin is constructed. By using the method of system dynamics and combined with statistical data, the SD model of water pollution control system in Sanhekou reservoir basin is established, and the system is divided into three subsystems: population, agriculture and water pollution. The historical test and sensitivity analysis of the constructed model are carried out. The results show that the model is effective, can better reflect the actual system, and can be used for system analysis and prediction.

(2) The changing trend of water pollution control in Sanhekou basin under different scenarios is simulated and analyzed. According to the specific conditions of the Sanhekou reservoir area, five scenarios are designed, which are scheme 1 for maintaining the status quo, scheme 2 for economic growth, scheme 3 and scheme 4 for environmental protection, and scheme 5 for coordinated development. Each scheme is simulated and analyzed respectively, and the results show that under the development of scheme 1, the pollutant discharge of the basin is increasing year by year, and the inflow of COD and ammonia nitrogen in 2030 will increase by 12.4% and 15.1% compared with the current situation. Option 2 increases the speed of economic development on the basis of option 1. Compared with plan 1, the number of livestock and poultry

farming will increase slightly in 2030, and the urbanization rate will increase, but the emissions of COD and ammonia nitrogen will further increase, and the water pollution will be more serious. It can be seen that it is not advisable to maintain the status quo without further pollution control, or only pay attention to economic development. From the point of view of domestic pollution source control, under the development of option 3, the river inflow of COD and ammonia nitrogen in 2030 decreased by 17.4% and 24.4% respectively compared with scheme 1. From the point of view of livestock and poultry pollution source control in option 4, compared with option 1, the river inflows of COD and ammonia nitrogen decreased by 8% and 5.4% respectively in 2030. At the same time, compared with scheme 1 and 2, the pollutant emissions of scheme 3 and scheme 4 have been reduced to a certain extent, and the effect of pollution control has been improved to a certain extent. But these two programs have slowed down economic growth. Option 5 integrates the situations of options 2, 3 and 4, which not only ensures high economic development, but also takes into account environmental protection. In 2030, the COD inflow into the river increased by 3.6% compared to scheme 3, but the pollutant emissions were lower than those of scheme 1 and 2. Therefore, scheme 5 is a better scheme for the coordinated development of social economy and environment in the Sanhekou basin.

(3) The control measures and suggestions of water pollution in Sanhekou reservoir basin are put forward. Based on the results of simulation analysis and the actual situation, reasonable water pollution control measures and suggestions were put forward from three pollution sources: urban life, rural life and livestock and poultry breeding. Urban life adopts the treatment mode of building centralized sewage treatment plants to improve the rate of domestic sewage treatment, rural life adopts the treatment methods of nano-management, centralized treatment and decentralized treatment, livestock and poultry breeding adopts measures such as developing ecological breeding and strengthening publicity. To ensure the safety of water environment and water quality in the Sanhekou basin.

Key words: Sanhekou basin; System dynamics; Scenario analysis; Water pollution control

目 录

1 绪论.....	1
1.1 研究背景与意义.....	1
1.2 国内外研究现状.....	2
1.2.1 非点源污染研究现状.....	2
1.2.2 系统动力学应用研究现状.....	4
1.3 研究内容与技术路线.....	6
1.3.1 研究内容.....	6
1.3.2 技术路线.....	7
2 研究区域概况.....	9
2.1 三河口水库概况.....	9
2.2 自然环境概况.....	10
2.2.1 河流水系.....	10
2.2.2 气候气象.....	10
2.2.3 地质地貌.....	11
2.2.4 水文特征.....	11
2.3 社会经济概况.....	13
2.4 水污染排放现状.....	13
3 系统动力学的相关理论.....	15
3.1 系统动力学概述.....	15
3.1.1 系统动力学的定义.....	15
3.1.2 系统动力学的特点.....	15
3.2 系统动力学的基本概念.....	16
3.2.1 反馈理论.....	16
3.2.2 因果关系图.....	16
3.2.3 流量存量图.....	17
3.3 系统动力学模型的方程.....	19
3.4 系统动力学建模的步骤.....	20
3.5 系统动力学相关软件介绍.....	22
4 三河口流域水污染控制系统 SD 模型的构建.....	25
4.1 模型边界的确定.....	25
4.2 子系统划分.....	25
4.3 子系统流程图及方程.....	26
4.3.1 人口子系统流程图及方程.....	26
4.3.2 农业子系统流程图及方程.....	27

4.3.3 水污染子系统流程图及方程.....	28
4.4 模型参数的确定.....	29
4.5 模型检验.....	30
4.5.1 历史检验.....	30
4.5.2 灵敏度分析.....	31
4.6 本章小结.....	33
5 三河口水库流域水污染控制系统不同情景分析	35
5.1 情景分析法概述.....	35
5.2 情景方案设计.....	35
5.3 模拟结果分析.....	37
5.3.1 方案一.....	37
5.3.2 方案二.....	40
5.3.3 方案三.....	43
5.3.4 方案四.....	46
5.3.5 方案五.....	48
5.3.6 综合分析.....	50
5.4 本章小结.....	52
6 水污染控制措施与建议	55
6.1 城镇生活源污染治理.....	55
6.2 农村生活源污染治理.....	55
6.2.1 农村生活污水现状.....	55
6.2.2 农村生活污水治理.....	56
6.2.3 农村生活垃圾治理.....	58
6.3 畜禽养殖源污染治理.....	59
6.4 本章小结.....	59
7 结论与展望.....	61
7.1 结论.....	61
7.2 展望.....	62
参考文献.....	63

1 绪论

1.1 研究背景与意义

水是一种重要的天然资源，与人们的生活、生产密切相关。随着全球经济的迅速发展，水污染已经成为一个需要解决的全球性问题。受到世界各国学者关注^[1]。与此同时，由于人口的不断增长，人们对水资源的需求量也在持续地递增，这就导致了水资源变得越来越匮乏。这两种情况之间的矛盾制约着人类社会的生存和发展，因此，水资源匮乏始终是世界各国发展进步所面对的一个重大挑战^[2]。我国面临的水资源重点问题为：水资源的缺乏与水污染比较严峻。虽然我国面积广阔，从水资源总量来看，是一个比较丰富的国家，但是在世界平均水平中人均占有量确仅有 1/4，被联合国评为“水资源紧缺型”的国家^[3]。如今，水资源短缺和水生态环境污染制约着我国的经济的发展。因此必须采取有效的方法、政策和措施，合理利用水资源，减少水环境污染，保障我国经济社会的长期发展。

根据来源水环境污染通常可分为点源污染与面源污染。随着科学技术的与日俱进，以及人们环境保护思想的提升，再加上国家采取的各种措施和方法，点源污染已经有了很大的改善，不会对水体产生较大的影响。然而，与点源污染相比，面源污染具有分布范围大、来源广、监测难度高、传播随机性强、难以控制等特征^[4]，使得治理难度加大，成为水资源保护的重点和难点。中国是一个农业大国，传统的耕作方式以及不合理的化肥农药的使用，造成了严重的农业面源污染^[5]。有研究表明，全世界地表水质量的下降有 30%-50%是由于非点源污染所致，美国的水体污染近一半由面源污染造成；在荷兰，农业面源污染对水体中氮素和磷素的影响分别为 40%和 60%。在中国滇池，淀山湖，密云水库，非点源污染已经是导致水环境质量下降的重要因素，对流域水资源的开发利用产生了很大的影响^{[6][7]}。

陕西省引汉济渭工程区地处秦岭丘陵地带，跨越长江与黄河并分布于关中和陕南自然区域。该项目主要包括三个工程：三河口水利枢纽、黄金峡水利枢纽和秦岭隧洞工程。该项目目标是对陕西省渭河沿线的主要城市、县城和工业园区提供水源，逐步恢复农田和生态用水，缓解城镇与农业、生态用水的矛盾，推动区域生态、经济及社会的可持续发展。作为该调水工程的两个重要水源地之一，三河口水库对于解决关中地区水资源短缺、改善渭河流域生态环境起到了十分关键的作用。由于三河口水库基本无工业污染源，主要存在来自于 3 条支流的分散式生活污染和农业面源污染。因此，开展三河口水库流域的污染研究，分析污染的来源和存在的生态环境问题，制定合理有效的水污染控制措施和方法，对保障水库水源地的水质状况和生态环境具有十分重要的意义，同时也为国民经济和生态环境的协调发展提供科学依据。

1.2 国内外研究现状

1.2.1 非点源污染研究现状

非点源污染(Non-Point Pollution),也叫作面源污染,是指在降雨作用下,地表中的污染物从非固定的位置,经过径流过程进入河流等水体而造成的水体污染过程^[8]。它主要具有以下特征:机理的复杂性、发生的随机性、范围的分散性、分布的差异性、时间的潜伏性等。

面源污染主要影响因素有两个,一是自然因素,主要是由降雨作用下的径流污染与地表土壤侵蚀;二是人为活动因素,包括不合理的土地利用方式,过量使用农药化肥,农村生活垃圾和污水到处排放等^{[9][10]}。面源污染按污染区域可分为城市、农村和矿区面源污染,其中农村面源污染最为严峻;按照污染源可分为种植业面源污染、畜禽养殖面源污染、农村生活面源污染^[11]。

非点源污染对社会和经济的发展产生了严重的负面影响,受到了世界各国的广泛重视。主要的研究内容包括:利用水文模型进行非点源模拟^[12]、流域农业非点源污染防治^[13]、流域非点源污染对微生物群落结构和功能的影响^[14]、非点源污染不同空间尺度上的特征分析^[15]等。面源污染与土地和气候变化有着紧密的联系。M. Wang^[16]应用土壤和水评估工具对某饮用水源地的非点源污染负荷变化进行了模拟和分析, Xiaowen Ding^[17]等根据长江流域的水文资料采用养分流失经验模型进行了非点源污染模拟。

在非点源污染模拟方面,20世纪60年代美国就已发表了许多相关模型,有DREAMS模型、USLE模型、Stanford模型等。由于水文资料和水质资料较为匮乏,因此,所建立的模型多为经验模型。贾学斌^[18]等对承德市水土流失为对象,对其敏感性利用USLE模型进行了分析。傅庆林^[19]等人对水稻对氮肥在不同情景下的需求量使用Stanford模型进行了分析。在20世纪70~80年代,由于监测方法的不断改进,监测资料的不断丰富,非点源研究有了很大进展,涌现出了许多新的数学模型。模型有EPIC模型、MIKE模型、SWMM模型、SWAT模型、PRMS模型与HSPF水文模型等在这一时期应用比较广泛。陈佩琪^[20]等人以城市化对流域水文过程的影响利用SWMM模型进行了模拟与预测。朱焱^[21]等人使用EPIC模型构建了作物根系生长子模块,并与模型Nitrogen2D相耦合计算不同作物生长条件下土壤水氮迁移转化过程。张文明^[22]等人利用PRMS模型建立了一个应用于黄河流域洛河水系的水文模型来模拟流域径流量。李泽实^[23]等人通过MIKE SHE模型建立了洋河流域水文水质模型,分析了不同污染控制方案下的水质情况。向鑫^[24]等人基于SWAT模型对清溪河流域进行了面源污染负荷模拟和时空分布规律分析。同时,在此时期,BMPs作为一种著名的最优管理措施,逐渐被人们认识和运用。BMPs于1976年由美国环保局(USEPA)发布,并且运用模型分析法对管理措施的实施效果进行了详细的评价和预测。Xu Hua-Shan^[25]等人设置不同的BMPs情景模拟了漳卫南河流域污染物的削减效果。在20世纪80~90年代之间,模型的研究主要集中在现有模型在面源污

染管理中的应用, 以及非点源管理模型的发展, 包括经济评估和优化。代表性的模型主要有 ANSWERS 模型^[26]、CREAMS 模型^[27]、AGNPS 模型^[28]、WEPP 模型^[29]等。这些模型可以准确地描述污染物迁移和转化的过程和机制, 但它们描述和分析环境问题的能力有限。Jaepil^[30]等对农业小流域非点源污染采用 AGNPS 模型进行了测试。20 世纪 90 年代以后, 随着信息技术的飞速进步, 在流域研究中 3S 技术的广泛应用, 研究者把面源污染模型与 GIS 技术相结合, 对现有的面源污染模型进行完善, 开发如 AVSWAT、AnnAGNPS^[31]等连续模拟模型。Mohammad^[32]等对布兰塔斯河流域氮磷污染物负荷采用 AVSWAT 进行了评价分析, 识别了贡献最大的土地利用类型为稻田。目前较常见的非点源污染模型见表 1-1。

表 1-1 常见的非点源污染模型

Tab 1-1 Common non-point source pollution models

模型名称	参数形式	空间尺度	时间尺度	时间步长	主要研究对象
AGNPS	分布式	流域	长期连续	1 天	氮、磷、COD 和农药
SWMM	集总式	城市	次暴雨	1 小时到 1 天	COD、BOD、总氮、总磷等
CREAMS	集总式	农田	长期连续	1 天	农药、氮、磷等
ANSWERS	分布式	流域	长期连续	暴雨期为 60 秒, 非暴雨期为 1 天	农药、氮、磷等
HSPF	分布式	流域	长期连续	1 分钟到 1 天	COD、BOD、氮、磷、农药等
EPIC	分布式	农田	长期连续	1 天	农药、氮、磷等
SWAT	分布式	流域	长期连续	1 天	农药、氮、磷等

对于非点源污染的研究, 中国开始的比较晚, 于 20 世纪 80 年代才逐步关注。湖泊富营养化调查是我国 80 年代开展的, 代表我国面源污染研究的开端^[33]。早期的研究主要集中在对农业非点源污染宏观层面上的探索。陈明华^[34]借助 USLE 方程研究了水土保持和污染防治, 探讨了非点源污染区域确定方法; 刘枫^[35]等以天津于桥水库为对象, 利用

USLE 方程实现了面源污染的管理与规划。此后,国内学者在三峡库区^[36]、太湖^[37]、南四湖^[38]和辽河^[39]等地区开展了大量的非点源污染研究。国内逐步深入对面源污染的研究,但水污染防治在 1995 年以前仍然以点源污染为主^[40]。同时,随着科技的不断发展,专家们将农业面源污染研究和 3S 技术相结合,取得了许多重要的研究成果。吴义林^[41]等在 3S 技术和 SWMM 模型的基础上,以沈阳市某小区为对象建立了城市非点源污染模型,分析了不同条件下降雨径流和污染负荷变化特征。席庆^[42]对流域内氮、磷的输出变化规律使用 AnnAGNPS 模型进行了分析。马放^[43]等以阿什河流域为研究对象,构建了 SWAP 模型对流域的面源污染进行了定量估算,并应用情景模拟方法对流域面源污染控制措施进行了研究。

当前,在非点源污染的研究中,有两种模型,分别为机理模型和经验模型。其中,机理模型充分考虑了流域非点源污染的产生和传输过程,并将其归结为一个简单的数学模型,从而实现流域非点源污染的估算,如 SWAT 模型, HSPF 模型, Ann AGNPS 模型等。然而,由于机理模型的建立需要较高质量的基础数据,而且模型模拟需要使用大量的公式和参数,因此,采用机理模型进行非点源污染研究具有一定的局限性。相对来说,经验模型无需考虑非点源污染这一复杂的物理过程,只要在非点源污染与各因素间建立起一种统计学上的联系就可以了,比如输出系数模型,在基本资料中考虑土地利用、降水、地形地貌等因素,选择一个合适的输出系数、入河系数,建立一个简易的统计模型,就可以很好地模拟非点源污染,输出系数模型在非点源污染的研究中已经得到了广泛的应用^[44]。

1.2.2 系统动力学应用研究现状

系统动力学最早是由美国的 Jay W. Forrester 教授在 1956 年提出的。系统动力学的发展过程大致可分为 3 个阶段。第一阶段是 20 世纪 50-60 年代,是系统动力学的诞生时期。在这个时期,系统动力学主要是以工业系统为研究对象,因此也被称为工业动力学。在这一阶段的主要研究成果是 Forrester 在 1958 年发表了一篇关于工业动力学的论文,成为系统动力学的奠基之作^[45],随后又在 1961 年和 1968 年出版了《工业动力学》^[46]和《系统原理》^[47]的书籍,讲述了系统动力学的方法论和原理,为后续系统动力学的发展奠定了基础。此后,系统动力学的应用范围越来越广泛,已经超出了“工业动力学”的领域,因此更改为“系统动力学”的名字。第二阶段是上世纪 70-80 年代,是系统动力学研究的成熟阶段。在这一阶段的研究中,最为著名的是世界模型与美国国家模型,并且在以相关模型的基础上发表了一些重要的专著,比如 Forrester 教授的《世界动力学》^[48], Meadows 的《增长的极限》^[49]等的问世。第三阶段是 20 世纪 90 年代到现在,SD 广泛传播和应用。在这一阶段,系统动力学得到了广泛的推广在世界范围内,其应用领域也变得越来越宽广并取得了不错的发展。目前,在系统科学、突变论、敏感度分析、统计分析、参数估计等方面,均加强了与系统动力学的联系,而对于美、英、法、日等国的社

会经济问题,包括生态、能源、生物、经济、环境等诸多领域都已经运用系统动力学方法来进行了分析和研究。K. G. Cooper^[50]在对某个大型军事造船工程造价过高的因素进行分析时,利用 SD 模型量化,得到了良好的结果。Jeon 与 Shin^[51]通过结合蒙特卡罗方法和系统动力学理论提出了一个对可再生能源技术进行长期评估的新方法。Naill R F^[52]对国家能源政策计划使用 SD 进行了分析。Geum 和 Lee^[53]通过将系统动力学方法与技术路线相结合,创新出了一种新的分红方法可以用来对三种汽车产业进行比较。

于 20 世纪 70 年代末期,我国才引入系统动力学,其中首批研究系统动力学的学者是王其藩教授^[54]、杨通谊先生^[55]、许庆瑞教授^[56]和胡玉奎^[57]、陶在朴^[58]等人。随后在之后的时间里分别成立了国内 SD 学会筹委会、中国分会国际 SD 学会和中国系统工程学会 SD 专业委员会,并且主持了多次国际 SD 大会与有关会议。经过几十年的不断发展,系统动力学方法变得越来越成熟,在国内许多领域里取得了巨大的成就。当前,我国对系统动力学的研究已基本涵盖了自然科学与社会各方面。在这些领域中,环境、生态、可持续发展、能源、物流、军事、交通、教育等都是最热门的领域在 SD 应用研究中^[59]。在系统动力学的应用中,其功能可以概括为:预测,管理,控制和优化等。在预测研究方面,杨鑫^[60]等人利用系统动力学方法,构建了中国石油供需预测模型。黄元生和张茜^[61]基于系统动力学的原理,对我国 2015—2020 年的能源消费需求进行了预测,于航、陶磊^[62]等人基于系统动力学建立了海岸带预测仿真模型,对海岸带综合承载力进行预测研究。吕涛^[63]等利用 SD 模型,预测了印度在不同情况下的能源及煤炭需求量。在政策管理研究方面,刘业娇、曹庆贵^[64]等人运用系统动力学方法,通过建立的 SD 模型确立了煤矿的安全管理与控制方案。巫发洸^[65]运用 SD 方法建立库存量控制的模型,对库存量控制过程的机理进行了简单探讨。王志刚、卢成钢^[66]以邯郸市为例,对水资源需求量在不同调控措施下的变化情况,通过水资源需求系统动力学模型进行了模拟。在控制与优化研究方面,王明葆与杜志平^[67]以山东某企业为对象,建立了食用油的多级库存控制模型,并对其进行了系统仿真给出库存控制的优化建议。王留锁、吕晓佼和侯丽敏^[68]以清河流域为研究对象,建立了流域产业结构优化 SD 模型,并根据模拟结果提出了相应的建议。莫际仙、王亚静^[69]等人对诸城市农业结构的变化趋势通过构建的 SD 模型进行了模拟和预测并提出了优化建议。

目前,系统动力学在水资源方面的研究非常广泛,主要从水量、水环境和水生态三个角度对水资源问题进行了探讨。然后以这三个方面为基础,进行了以下内容的研究:水资源承载力、水污染控制、水资源优化配置、水资源供需平衡、生态需水预测等,具体的研究内容如图 1-1 所示。在水环境方面的应用,荣绍辉、王莉^[70]等人运用系统动力学方法建立了许昌市水污染控制系统模型,并分析了不同水污染控制方案下的污染物排放量及水污染程度,为当地环保管理者的决策提供依据。王志芸^[71]以抚仙湖为对象,运用 SD 方法构建了流域污染负荷总量预测模型,并进行了分析,为湖泊流域水污染防治提供了科学依据。杨岩、韩璐^[72]等人构建了响应德州市水环境污染负荷模型,对德州市

社会—经济—水环境系统进行模拟分析，结果表明需要进一步加强农业面源污染控制才能使水环境达到减排目标。在水量方面的应用，朱漫莉、高海鹰、徐力刚^[73]等人以鄱阳湖流域为研究对象，采用 SD 方法对流域水量平衡过程进行了模拟分析。张诗倩^[74]等人采用 SD 方法对江西省在不同情景下的需水量进行了预测。刘童^[75]等人通过水资源承载力 SD 模型对吉林省的水资源承载力进行了模拟和预测。在水生态方面的应用，马涵玉、黄川友^[76]等人运用系统动力学的方法构建了成都市水生态与水环境的耦合系统，并模拟了 4 种情景模式为成都市的水生态保护提供技术依据。宋策^[77]等人对太子河流域水生态系统的动态变化使用水生态承载力模型进行了模拟，并提出合理的水生态改善措施。黄国如、李彤彤^[78]等人运用 SD 模型的理论，建立了海口市复合需水预测模型进行模拟分析，提供了参考为海口市的水资源配置和管理。

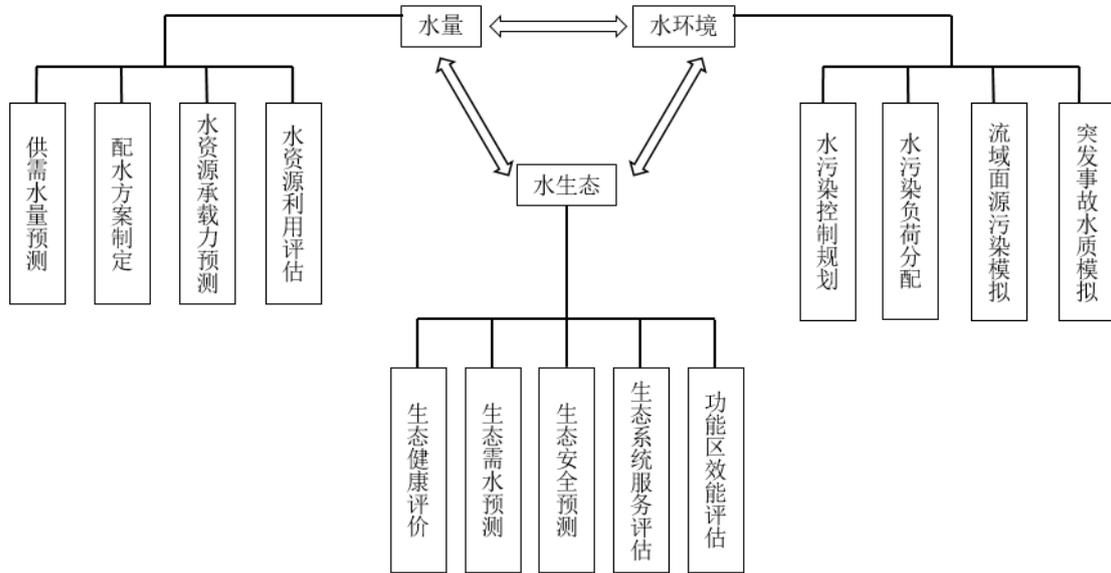


图 1-1 系统动力学在水资源系统研究的主要内容

Fig. 1-1 Main contents of system dynamics in water resource system research

1.3 研究内容与技术路线

1.3.1 研究内容

(1) 通过收集研究区域的资料和数据，对三河口库区流域的基本概况进行分析，了解流域存在的主要环境生态问题。通过查阅文献和书籍，对系统动力学的相关理论进行分析和总结。

(2) 根据库区流域水污染的影响因素，采用系统动力学方法构建三河口水库流域水污染控制系统 SD 模型，并对系统进行研究分析和模型的验证。

(3) 基于构建的 SD 模型，通过情景分析的方法设计出 5 种不同的水污染控制情景方案。然后分别对 5 种方案进行模拟分析，确定出适合三河口水库流域较优的水污染控制方案。

(4) 基于模拟分析结果, 对三河口流域的环境污染产生较大影响的污染源, 提出合理的水污染控制措施和建议。

1.3.2 技术路线

本文通过对自然、社会经济等资料的研究, 对三河口水库流域基本概况进行分析。使用系统动力学方法构建水库流域水污染控制系统 SD 模型, 确定系统的边界, 对模型的主要参数进行估算, 然后对模型进行历史检验和灵敏度分析。通过情景分析的方法, 设计 5 个不同的情景方案进行模拟分析, 选出对库区流域较优的发展方案。根据模拟分析结果, 对三河口流域主要的污染影响因素提出合理的水污染控制措施与建议。具体的技术路线如图 1-2 所示:

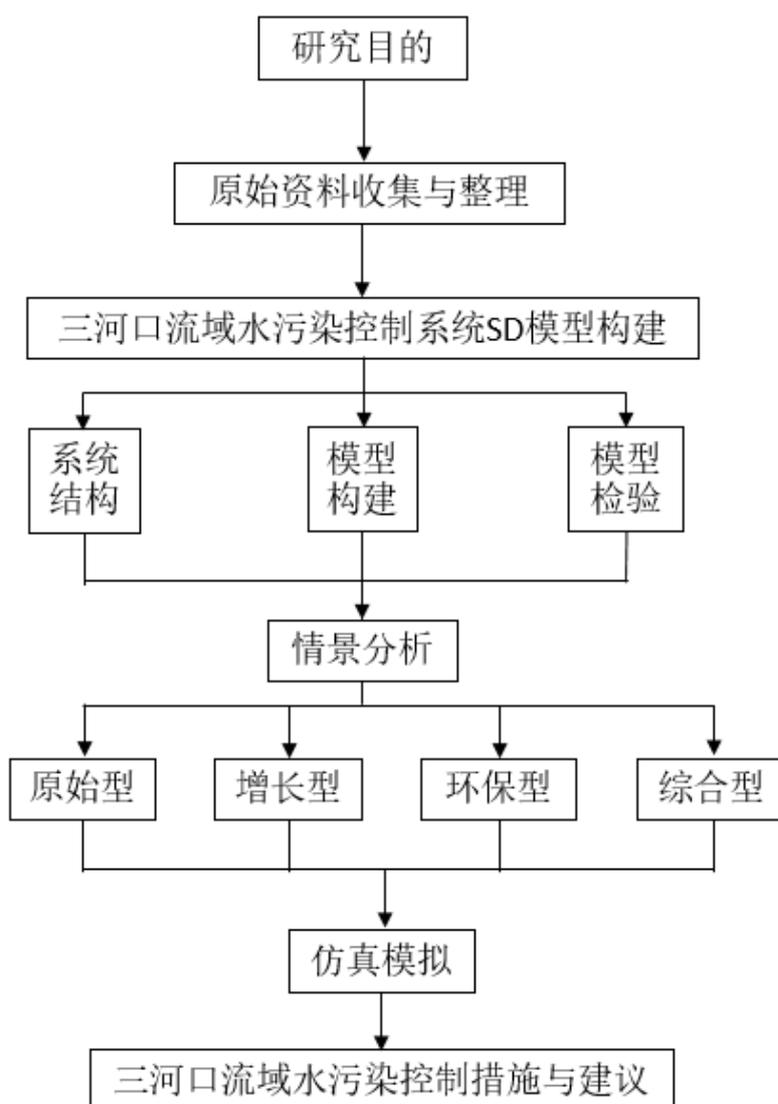


图 1-2 技术路线图

Fig.1-2 Technical Roadmap

2 研究区域概况

2.1 三河口水库概况

引汉济渭工程是陕西省跨流域调水的一项重大工程，规模为大（一）型。工程分布关中和陕西南部区域并地跨黄河、长江流域，整个引水工程主要包含以下几个部分：黄金峡水利枢纽，黄金峡泵站，黄三隧道，三河口枢纽和秦岭隧道，其工程示意图如图 2-1 所示。引汉济渭工程对缓解关中地区水资源供求矛盾、控制地下水过度开采、渭河流域生态环境的改善、保证关中地区经济和社会的可持续发展具有重要意义。

在引汉济渭工程中，作为重要的水源地之一，三河口水利枢纽是整个调水工程的调蓄中枢。坝址位于佛坪县大河坝乡三河口村椒溪河、蒲河、汶水河交汇口下游 2km 处，坝址断面多年平均径流量为 8.7 亿 m^3 。坝址位于宁陕县以东 45 公里，石泉县城以南 49 公里，佛坪县城北 35 公里处。三河口水利枢纽主要由拦河大坝、供水系统、泄洪放空建筑物、坝后泵站及电站等组成。三河口水库总库容和死库容分别为 7.1 亿 m^3 与 0.23 亿 m^3 ，调节库容为 6.6 亿 m^3 ；水库的正常蓄水位、死水位和校核洪水位分别是 643m、558m 与 644.7m；水库的设计抽水流量、引水设计流量、下游生态放水设计流量为 $18m^3/s$ 、 $70m^3/s$ 、 $2.71m^3/s$ 。



图 2-1 引汉济渭工程示意图

Figure 2-1 Schematic diagram of the Han River to Wei River diversion project

2.2 自然环境概况

2.2.1 河流水系

汉江是一条发源于秦岭南麓并流经陕西、湖北省的河流，在武汉汉口龙王庙汇入长江，汉江的河流长度与流域面积分别为 1577km、15.9 万 km²，多年平均径流量 33.2 亿 m³，是中国长江最长的支流，水能资源丰富。

陕西省境内的汉江为汉江上游段，横贯于秦岭、巴山之间。三河口水库位于汉江的一级支流子午河上，由汶水河、椒溪河与蒲河汇合而成。

汶水河，是一条源于秦岭东梁南麓历史悠久的河流，流经至西湾与蒲河汇合，注入子午河。从秦岭东梁至汶水河口，南北长 53km，东西宽约 40km，流域面积与河道总长为 1110.3km²、118.77km。汶水河的流向自东北向西南，河流高差 2362.7m，平均比降 1.06%，河流的径流总量、平均径流深、平均流量分别为 4.3 亿 m³、390mm、13.7m³/s。流域内有较丰富的植被，较少的水土流失。

蒲河，为源于秦岭南麓一带的子午河的一条支流。流经柴家关、四亩地镇，在四亩地流入佛坪县境内。蒲河上游地势陡狭而下游开阔，河道总长和流域面积为 57.8km，374.5km²，平均比降 2.66%，蒲河的径流总量、平均径流深与平均流量为 1.6 亿 m³，430mm，5.1m³/s。流域内植被状况良好，水资源比较丰富。

椒溪河，为源于佛坪县长角坝乡的北庙子的子午河的支流。河流流至大河坝乡三河口后，与汶水河、蒲河汇合，最后流入子午河。县境内河流总长与河床平均宽分别为 80.5km，60m，河流的平均比降 9.83%，椒溪河的流域面积、年径流量与平均流量分别为 592.1km²，2.665 亿 m³，8.449m³/s。

子午河是位于宁陕县和佛坪县之间的汉江北岸的一条一级支流。是一条主要流经秦岭深山地区的山溪性河流，流域形态呈扇形分布。河流的长度与流域面积分别为 161km、3010km²，河道平均比降 5.44%。子午河流域内的植被长得比较茂盛，状态良好，森林茂密，河流有较小的含沙量，水质状况质量良好。在三河口水库坝址以上，河流长度 106km，流域控制面积 2186km²，占整个流域的 72.6%。

2.2.2 气候气象

子午河流域，属于北亚热带湿润、半湿润气候区，在夏季不炎热，冬季不严寒，春季温度能快速回升，秋季湿润，多有阴雨。根据实测资料在宁陕县气象站的统计，流域的气温最高与最低分别在 7 月和 1 月，平均温度分别为 23.3℃和 0.8℃，极端气温最低-16.4℃，多年平均气温为 12.3℃，流域的多年平均降水量与多年平均蒸发量为 903mm 与 1209mm，流域的最大风速、最大多年平均风速和多年平均风速分别为 12.3m/s、8.7m/s 与 1.2m/s。具体的各气象要素见表 2-1。

表 2-1 宁陕县气象站气象要素特征值统计表
 Tab.2-1 Statistical Table of Meteorological Element Characteristic Values of Ningshan County
 Meteorological Station

1961~ 2010年	月份											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
平均气温(°C)	0.8	3.1	7.6	13.2	17.2	20.9	23.3	22.5	17.8	12.6	6.9	2.1
极端最低气温(°C)	-13	-10.7	-8.5	-4.4	2.4	5.7	11.8	10	4.5	-4.2	-8.1	-16.4
极端最高气温(°C)	17.2	22.3	29.7	33	34	36.3	37.4	35.9	36	29	25.9	17.7
平均相对湿度(%)	72	71	70	72	76	77	83	84	86	86	81	75
平均降水量(mm)	6.4	10.3	26.6	57.6	91.6	97.7	193.4	152.6	145.1	82.4	32	7.7
平均蒸发量(mm)	43.8	56.8	94	131	149.1	156	163.3	153.2	97.1	71.1	52	41.8
平均风速(m/s)	1.1	1.2	1.3	1.3	1.3	1.2	1	1	1	1	1.1	1

2.2.3 地质地貌

三河口水库工程区地处秦岭中段汉江以北的中低山区，“V”型形状生长是该地区河段河谷的特点。工程区位于南秦岭印支褶皱带（II₄）的中部，属于一级构造单元秦岭褶皱系（II）。在该地区内的地层岩性分布主要有片岩、结晶灰岩、花岗岩、等。相对稳定地区是该工程区的地质结构，相应的地震基本烈度为VI度。

水库库区周边山体雄厚，岩体完整，库区周围山体以基岩边坡为主，边坡整体基本稳定，且植被覆盖率较高，库区无大面积水土流失现象发生。由于淤积量在库区寥寥可数，因此它对水库的使用寿命影响微乎其微。

2.2.4 水文特征

在子午河流域上设置了两河口水文站和与之相邻的酉水河上设置了酉水街水文站，流域控制面积分别为 2816km² 和 911km²。潜水河设有升仙村水文站，其为汉江北岸支流，控制流域面积 2143km²。四亩地、筒车湾、新厂街、黄草坪、兴坪等雨量站先后在子午河流域上设立，来观测流域的水文情况。各个雨量站的相关资料如表 2-2。

表 2-2 子午河流域雨量站表

Table 2-2 Rainfall Stations in the Ziwu River Basin

河流	站名	地理位置		设站 时间	资料年限
		北纬	东经		
蒲河	四亩地	33°29'	108°07'	1959	1959~2008
两河	钢铁	33°16'	108°23'	1965	1965~2008
汶水河	筒车湾	33°24'	108°13'	1967	1967~2008
椒溪河	龙草坪	33°38'	107°58'	1980	1980~1989
长安河	火地塘	33°26'	108°27'	1977	1977~2008
椒溪河	十亩地	33°23'	108°02'	1978	1978~1989
西河	新厂街	33°39'	108°17'	1980	1980~2008
西河	菜子坪	33°45'	108°19'	1980	1980~1988
两河	黄草坪	33°30'	108°18'	1980	1980~1997
堰坪河	兴坪	33°18'	108°10'	1980	1980~2008

子午河的径流主要受降雨影响，水文情势随着降雨量的不同而变化，在汛期河流的水量主要来自于降水，在枯季则以稳定的地下水为补充。径流具有明显的年际变化和年内分布不均的特点。通过对两河口水文站的观测数据分析，得到多年平均径流量 10.9 亿 m^3 ，平均流量 $34.5m^3/s$ ，最大年径流量与最小年径流量为 24.1 亿 m^3 ，4.39 亿 m^3 ；在丰水期 7~10 月的径流量占年径流量的 68.6%，在枯水期 11~3 月的径流量仅占年径流的 11.7%。历年实测的最大流量与最小流量分别为为 $6270m^3/s$ 与 $0.18m^3/s$ 。通过面积比拟法将两河口水文站年径流进行降雨修正，以及利用邻近流域径流资料插补延长后，得到三河口水库坝址多年平均径流量为 8.65 亿 m^3 ，多年月平均径流量见图 2-2 所示。

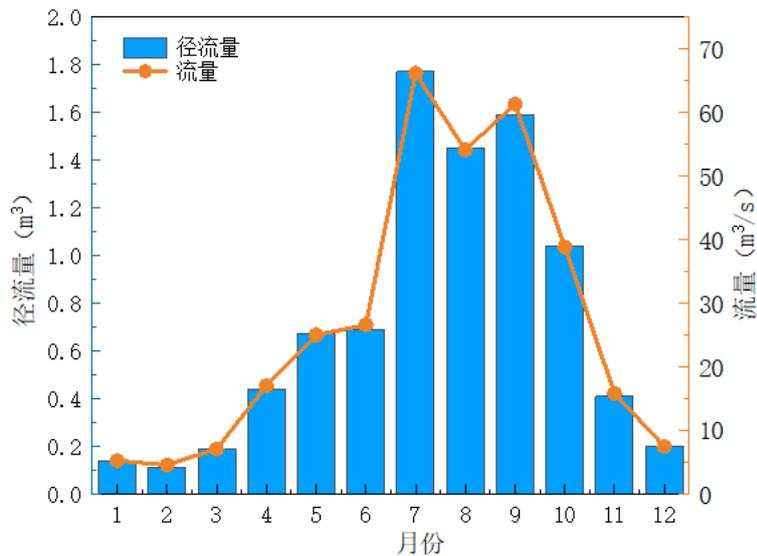


图 2-2 三河口水库坝址月平均径流量

Figure 2-2 Monthly Average Runoff at the Dam Site of Sanhekou Reservoir

两河口水文站多年的悬移质输沙量实测数据资料，得到多年平均悬移质输沙量 53.6 万 t，通过面积比拟法计算出三河口水库坝址多年平均悬移质输沙量按为 43.1 万 t，其年内月分配见表 2-3 所示。由于子午河及相邻流域没有推移质泥沙的观测资料，故根据子午河流域的实际情况，取泥沙推悬比为 0.2，计算得到三河口坝址多年平均推移质输沙量为 8.62 万 t。

表 2-3 三河口坝址多年平均悬移质年内月分配表

Table 2-3 Annual average monthly distribution of suspended load at Sanhekou dam site

月份	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	年输沙量
输沙量 (万 t)	0	0	0.01	0.29	1.17	10.2	11.6	11.4	5.78	2.65	0.07	0	43.1
百分比 (%)	0	0	0.02	0.67	2.71	23.7	26.8	26.4	13.4	6.17	0.17	0	100

2.3 社会经济概况

三河口水库所在地佛坪县位于秦岭南麓，全县的行政区域划分共 6 个镇 1 个街道办事处 45 个行政村，总人口 3.5 万，总面积 1279 平方公里。境内植被丰茂，生态环境优美，森林覆盖率达到 90.3%，素有生物基因库、天然氧吧之称，是“大熊猫的家园”和“中国山茱萸之乡”。据统计，2021 年末全县总人口 32360 人，其中乡村人口 18206 人，占总人口的 56.3%，城镇人口 14154 人，占总人口的 43.7%。全县常住人口 2.62 万人，城镇化率为 53.79%。

2021 年，佛坪县实现生产总值 130502 万元，与上年相比增长 8.9%。其中，第一产业增加值 23082 万元，同比增长 6.0%；第二产业增加值 24574 万元，同比增长 11.1%；第三产业增加值 82846 万元，同比增长 9.1%。在生产总值中，第一、第二和第三产业增加值分别占比为 17.7%，18.8%，63.5%。佛坪县近几年的全县生产总值变化情况见图 2-3 所示。

农林牧渔业完成总产值 40355 万元，比去年相比增长 6.3%。其中，农业产值 26669 万元，增长 7.5%；林业产值 1349 万元，增长 5.5%；牧业产值 10211 万元，增长 4.1%；渔业产值 1208 万元，增长 8.4%。全县粮食播种面积 39604 亩，油料种植面积 3038 亩，蔬菜及食用菌种植面积 7760 亩，园林水果面积 7402 亩。全县农业耕地面积 34394 亩，农用化肥施用折纯量 604 吨，农药使用量 3428 公斤。

2.4 水污染排放现状

(1) 城镇与农村生活

根据《2015 年佛坪县国民经济与社会发展统计公报》的人口统计数据，得到 2015 年库区城镇和农村人口数量情况。通过查阅《全国水环境容量核定技术指南》的相关数据，将城镇生活污染物的排放系数确定为：COD 65g/人·d，氨氮 6g/人·d；农村生活污染物排

放系数为：COD40g/人·d，氨氮4g/人·d。城镇和农村生活污水人均产生系数分别为：100 kg/人·d 与 80 kg/人·d。采用排污系数法对其污染物排放量进行估算，计算公式为：生活污染源排放量=人口数×生活污染源排放系数。污染排放情况见表 2-4 所示。

表 2-4 2015 年三河口库区生活污染排放量

Tab. 2-4 Domestic Pollution Emissions in the Sanhekou Reservoir Area in 2015

类型	人口	生活污水排放量 (t/a)	污染排放量 (t/a)	
			COD	氨氮
城镇	14009	511.3	332.4	30.7
农村	16249	474.5	237.2	23.7

(2) 畜禽养殖

畜禽养殖污染主要来自于生猪、牛、羊和家禽的污染物，2015 年各个畜禽养殖数量由佛坪县的统计公报所得。为了将不同畜禽种类都转化成猪进行计算，其换算关系参考《全国水环境容量核定技术指南》和《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB18596 - 2001) 的数据，总共折合有 8500 头猪，具体情况如表 2-5 所示，最终计算畜禽养殖总量为 21559 头猪。并且由相关资料畜禽养殖排放系数取为：猪 COD50g/头·d，氨氮 10g/头·d。其污染排放量计算公式为：畜禽养殖污染源排放量=污染物排放系数×畜禽养殖数量。具体情况如表 2-6 所示。

表 2-5 畜禽养殖数量统计表

Table 2-5 Statistical Table of Livestock and Poultry Breeding Quantity

养殖类别	牛	羊	家禽	猪	合计
畜禽养殖数量 (头或只)	1029	3774	62900	13059	-
折算成猪总数	5145	1258	2097	13059	21559

表 2-6 2015 年三河口库区畜禽养殖污染排放量

Tab. 2-6 Pollution Emissions from Livestock and Poultry Breeding in the Sanhekou Reservoir Area in 2015

类别	排放系数 (g/头·d)		污染物排放量 (t/a)	
	COD	氨氮	COD	氨氮
生猪数量	50	10	393.5	78.7

(3) 农田径流

农田径流的污染主要考虑农业耕地的污染，根据佛坪县 2015 年的统计公报的农田耕地统计数据，2015 年耕地面积为 1882.8 公顷。根据《全国水环境容量核定技术指南》与相关文献确定耕地污染的排放系数为：COD 18.5 kg/(hm²·a)，氨氮 5.2 kg/(hm²·a)。其污染排放计算公式为：农田径流污染排放量=农田用地面积×排放系数。由计算结果可得到 2015 年三河口库区农田径流污染排放量为：COD 348.3t/a，氨氮 9.8t/a。

3 系统动力学的相关理论

3.1 系统动力学概述

3.1.1 系统动力学的定义

系统动力学又称为系统动态学，简称 SD，它是一门对信息反馈系统进行分析的学科，属于系统科学的一个分支，是联系自然科学与社会科学等领域的横向学科^[79]。系统动力学是一门以有关理论为理论基础，如系统论、信息论、反馈理论等，并借助计算机模拟技术用来认识系统和解决系统问题的新兴综合学科。从系统方法论的角度看，系统动力学方法包含功能、结构与历史 3 个方法，是这 3 个方法的统一。

3.1.2 系统动力学的特点

系统动力学是以系统为研究对象，强调用系统的观点来分析和解决问题。系统动力学具有以下几个特点：

(1) 系统动力学能够研究多个领域的系统问题（如经济、社会、生态等）。能清晰地反映出系统内外要素间的相互作用，并能通过调节参数，实时地观察到系统的变化趋势。它把被研究的对象分成多个不同的子系统，并在这些子系统中建立起相互的因果关系，强调宏观与微观的结合，并随时调整结构参数，从而实现了多角度、多方面、综合性的研究。

(2) 适合处理具有循环性和长久性的问题。系统动力学模型（Systems Dynamics Models，简称 SDM）是一种强调系统与环境之间相互作用以及彼此联系的因果关系机理性模型，其活动方式和性质不受外界各种因素的干扰，主要根据系统内在的动力学机制和反应机理确定。由于系统所涉及的因素随着时间的增长而改变，因此可以用来模拟长久和循环性的问题，如自然界的生态平衡、社会问题引起的经济危机等。

(3) 适合对数据不足的问题进行研究。在对系统进行建模时，往往面临着数据匮乏、部分数据难于定量等难题，基于 SD 模型的反馈回路结构可以使系统对大多数参数和系统各要素之间的因果关系不敏感，依然能够研究系统行为的动态变化。

(4) 系统动力学是一种着重系统结构与动态行为的结构化模型。SD 在对问题的处理中，运用了定性与定量相结合的方式，并结合其它的方法来解决问题。在此基础上，以定性为导向，以定量为支撑，相互补充、协调一致、循序渐进。

(5) 系统动力学强调有条件的预测。以解决实际问题为依据，利用系统中各参数之间的因果关系，使用“**If—then**”的语句，首先设定可能出现这种结果的条件，再根据已有的条件，对其进行修改，并对相应的预测结果进行分析，从而做出相应的决策。

(6) SD 模型建立的过程有助于实现专家、决策者、操作者三者之间的有机结合，它不仅可以为各种数据、信息的收集、处理、分析提供方便，而且也可以为人们掌握、

运用这些信息和经验提供方便，还有助于吸收和融合其他系统科学与科学理论的精髓。建立系统动态模型就是一个不断学习、不断探索、不断分析的过程。这一模型的主要作用是为公众提供一个学习、分析、决策的工具。

3.2 系统动力学的基本概念

3.2.1 反馈理论

在 SD 中，反馈是一个重要的理论知识，对于系统内同一单元或子块，其输入和输出之间的关系就是一种反馈。对于整个系统而言，系统与外部环境的输出与输入关系为反馈。反馈根据特征的不同，分为正反馈和负反馈，正反馈的特征是一种能够引起自身变化的强化过程，从而强化原有的趋势；负反馈的特征是能自动寻求给定的目标，并在目标没有实现时持续做出反应。

反馈系统是指包含有反馈环节与其作用的系统，并且其往往拥有一个或多个反馈回路。由一连串互相作用的链所组成的闭合环路叫做反馈回路，简单系统表示由一个回路组成，复杂系统则表示由三个回路以上组成。在反馈系统中，具有正反馈特点的回路称为正反馈回路；具有负反馈特点的回路称为负反馈回路。正负反馈回路的判断是一个重要的问题，其判断可以通过负因果链的奇数和偶数来判断。如果负因果链的数量是偶数，则反馈为正反馈回路；反之如果为奇数，则为负反馈回路。如图 3-1 所示。

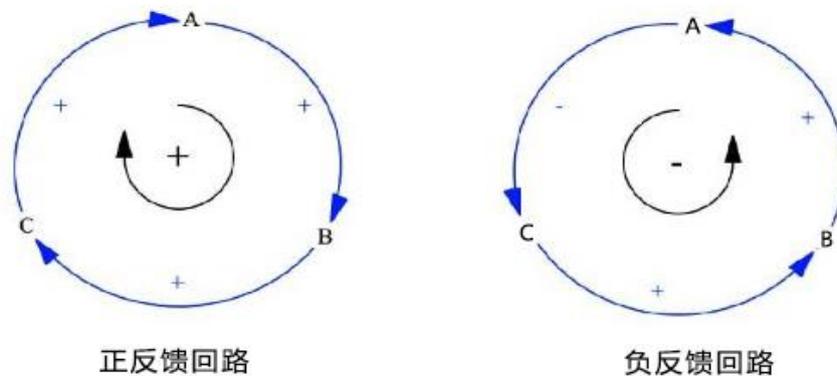


图 3-1 反馈回路图

Fig. 3-1 feedback loop diagram

3.2.2 因果关系图

因果关系图（CLD）也称为因果回路图，是表示反馈系统的重要工具，是构建模型的初始阶段。它能用来明确系统内变量之间的相互作用，通过一系列符号和图形来定性描述系统的逻辑关系。一个因果关系图会包含许多个相关的变量，用标有符号的箭头把这些变量连接起来，并标出极性，同时标出重要的反馈回路。如图 3-2 所示的例子，并解释了主要的符号的意义。

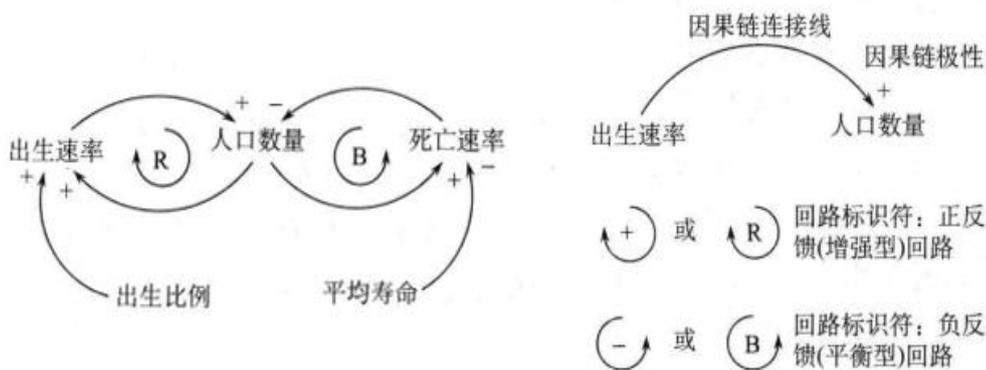


图 3-2 因果回路图及符号的意义

Fig. 3-2 Causal Loop Diagram and Meaning of Symbols

在因果关系图中，正（+）与负（-）代表着每条因果链的极性，这表明一个变量如果发生变化，其对应的变量也会改变。一条正因果链表示在其他条件不变的情况下，如果原因增加，则结果要高于原有的程度；如果减少，则结果会低于原来的程度。比如在图 3-2 的例子中，若出生率增加，则人口数量将增加；若出生率降低，则人口数量将减少。一条负因果链表示在其他条件不变的情况下，如果原因增加，则结果要低于原有的程度；如果减少，则结果会高于原来的程度。在图 3-2 的例子中，若死亡率增加，则人口数量将减少；若死亡率降低，则人口数量将上升。系统的结构虽然能用因果链的极性描述，但不能对变量的行为进行解释，换句话说，它只能告诉你如果变量改变会产生什么影响，但不能告诉你哪种可能性会真正发生。

3.2.3 流量存量图

因果关系图对表达系统的因果关系和反馈回路有非常好的效果，便于在建模的初期了解系统的结构。但是如果要继续量化模型，只有因果关系图是不够的，这时候就必须在此基础上画出流量存量图，定量的确定各变量的关系，然后建立变量之间的数学关系，才能更好的对整个系统进行分析研究。

流量和存量，是 SD 中又一个非常重要的知识，没有流量和存量，就不能模拟反馈回路随时间而变化的过程。同时对于一般的流量存量图来说，还包含另外两个变量，即辅助变量和常量。

(1) 状态变量 (Level): 即存量，又叫水平变量，是一个其变化只能由流量引起表示系统状态的累积量，提供信息基础为决策和行动，并且。存量的数学意义是积分，其数学表达式为：

$$Stock(t) = \int_{t_0}^t [Inflow(t) - Outflow(t)] ds + Stock(t_0) \quad (3-1)$$

(2) 速率变量 (Rate): 流量即速率变量，是一种代表其值由信息反馈决策决定表示状态变量随时间变化的状态。它表示存量的导数，因此可以用微分公式来表示，其数

学表达式为:

$$\frac{d(\text{Stock})}{dt} = \text{Inflow}(t) - \text{Outflow}(t) \quad (3-2)$$

(3) 辅助变量 (Auxiliary): 在决策过程中, 是一个中间因素, 它主要体现在数据传输的信息交换过程中速度变量与效率变量之间, 会因为相关变量的不同而瞬时出现变化。设计辅助变量是把信息反馈结果理解成反馈过程的一个有效手段, 也是设计模型的一个主要部分。

(4) 常量 (Constant): 在系统研究中, 常量是不随时间改变的量。信息被常量以直接或间接的形式输入到存量和流量中。

流程图是对系统进行描述的重要工具, 要想绘制好流程图, 就必须对流程图的各种符号有所了解, 比如物质流、信息流、参数、变量、源与漏等图示符号, 具体情况如图 3-3 所示。物质流和信息流表示系统中不同的两种活动或行为, 分别用实线和虚线区别; 参数表示模拟过程中保持不变的量; 流位代表的是系统中的状态变量; 源与漏表示物流的起点与终点; 信息平滑表示寻求变量动态的平均和平衡过程; 延迟有 2 种, 可分为物质延迟和时间延迟, 物质延迟表示物质传递中有时间限制的延迟。在图 3-3 的流量存量图中, 矩形用来表示存量, 对于系统的流入量和流出量, 用矩形框两侧带有箭头的管道表示, 速率变量用阀门符号代表, 其可以受到其他因素的影响, 用云团来表示系统的源和漏, 流量起点的存量称为源, 流量终点的存量称为漏。所有的流量存量图都包含有这些成分。

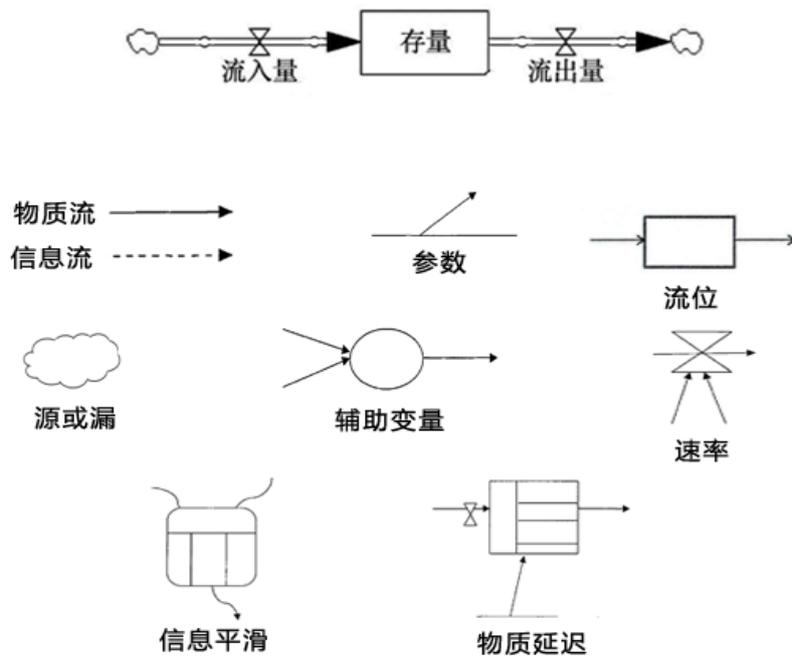


图 3-3 流量存量图及各符号的意义

Fig. 3-3 Flow Stock Diagram and the Meaning of Each Symbol

3.3 系统动力学模型的方程

由系统动力学的原理可知，系统是由若干个互相作用、互相影响的子系统组成，因此在构建模型的时候，可以将系统划分为多个子系统，然后再对子系统进行分析和研究。系统动力学在描述定性因果关系的基础上，还需要把流图转换成数学方程。SD 方程的生成，就是把流程图转化成数学仿真方程式，用来描述各变量间的功能关系。其方程主要有以下几种：

(1) 状态变量方程（L 方程）

在系统动力学中，状态变量在时间上的积累可以用状态变量方程表示。其方程的形式为：

$$L \text{ Level.K} = \text{Level.J} + DT(\text{Inflow.JK} - \text{Outflow.JK}) \quad (3-3)$$

式中：

L—状态变量方程的标志；

Level.K—当前时刻水平变量的值；

Level.J—J 时刻水平变量的值；

Inflow.JK—JK 时段内的输入速率；

Outflow.JK—JK 时段内的输出速率；

DT—计算时间间隔（具体如图 3-4）。一般情况下 $DT=JK$ 。

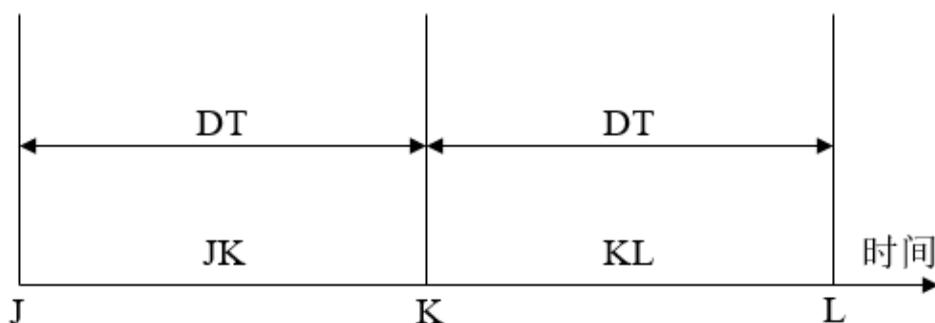


图 3-4 时间间隔示意图

Fig. 3-4 Schematic diagram of time intervals

(2) 速率变量方程（R 方程）

在 SD 中，速率方程用字母 R 表示代表输入与输出的变量的方程。信息反馈形式决定了其方程的样式，因此没有确定的格式，一般可写成：

$$R \text{ Rate.KL} = \text{变量、常数、算式}$$

(3) 辅助方程（A 方程）

速率方程在被建立之前，必须仔细考虑其方程中的必要信息先做好某些代数计算，这些附加的代数运算就称为辅助方程，以字母 A 来表示其方程。辅助方程没有标准形式，它可以是变量的代数运算关系式、任何常数、表格对应的函数形式等。其格式为：

A AU.K=常数、变量、函数、算式

(4) 常量方程 (C 方程)

常量方程是用固定的格式给常量赋值。其一般数学表达式为:

$$C \quad C_i = N_i$$

式中:

C—常数方程的标志;

C_i —常量的名称;

N_i —常量的数值, 不能是变量或算式。

(5) 表函数 (T 方程)

在模型的构建中, 某些变量用简便的数学组合无法表示其复杂的关系, 但可用图形形式来显示, 这种方式表示的函数称为表函数, 用字母 T 表示。表函数其实是辅助方程的一种表达形式。其一般表达式为:

$$A \quad \text{Table}(TNA, P, K, N_1, N_2, N_3) \quad (3-4)$$

$$T \quad TNA—E_1, E_2, \dots, EM$$

式中:

A—辅助方程的标志;

T—表函数的标志;

TNA—函数的表变量名, 即因变量;

P—函数自变量名, 具有时间下标;

N_1 —P 的最小值;

N_2 —P 的最大值;

N_3 —P 的取值间隔;

E_1 —表函数在 $P=N_1$ 的对应值;

E_2 —表函数在 $P=N_1+N_3$ 的对应值;

EM—表函数的终值。

(6) 初始值方程 (N 方程)

初始值方程主要是用来给水平变量、速率变量、辅助变量等变量赋予初始值。对于初值的设置可由 3 个方面选择: ①由系统反映的条件来定; ②根据系统平衡条件设置初值; ③利用模型来计算初值。其一般书写格式为:

$$N \quad \text{变量名} = \text{数值、变量、算式}$$

3.4 系统动力学建模的步骤

对于 SD 模型构建而言, 它是一个不断反复、逐步深化、逐步实现目标的过程。系统动力学模型可分为定性模型和定量模型。由于模型是实际系统的抽象和简化, 因此在构建模型的过程中需要对其实用性进行仔细的评估, 即模型是否提高了对模拟系统的理

解；模型的元素和方程是否能代表现实系统；在同样的条件下能否在现实系统中产生同样的影响等。一般而言，系统动力学模型建立的步骤主要有以下几步^[80]：

(1) 明确研究问题，确定系统的边界。

在建模的过程中，最重要的步骤就是要明确研究的问题，并对问题做详细的分析，确定问题的主要矛盾，为模型的构建找到方向，才能提高模型的合理性和科学性，更好的解决问题。

由于人类的知识水平、思想水平等因素的限制，不可能对一个包含所有的模型进行研究，并且这样的模型是不存在的。因此，在建立模型的时候，一定要先定义好模型的边界，然后从问题开始，将注意力集中在最关键的问题上，而不去考虑其他无关紧要的因素。

(2) 提出动态假设和系统结构分析。

当研究的问题确认后，建模者就应该提出一个动态假设，该假设由系统反馈结构而引起的动态变化。这个假设满足两个要求，首先假设必须是动态的，可以通过系统的反馈关系和存量流量关系来解释问题的动态行为；其次这个假设是暂时的，能够在建模的不断学习中随时改正或放弃。

在进行系统结构分析中，首先对系统进行信息分析，然后对系统进行全局和局部的反馈机制的建立。其次，将系统内部的层次、构成要素和各个要素之间的关系进行划分，并分析各个要素之间的相互关系。最后，根据各个要素之间的关系，对其进行定义和确定变量。根据变量之间的关系，绘制反馈回路图。

(3) 确定系统流程图和写方程。

系统流程图是整个系统的核心部分，是编写系统方程的重要依据。通过系统各个变量之间的互相关系和作用下，将因果回路图转变成流程图，但是各变量的定量关系流程图并不能表示，因此必须建立相关的数学表达式，即系统动力学方程。

(4) 输入参数，进行模拟。

在使用模型进行模拟前，需要对模型的各个变量如状态变量、速率变量、所有常量等，进行初始值的选择，因为对于模型模拟的结果而言，选择合理的参数具有重要的影响。事实上，只要模型在一定的范围内进行参数的选取，就可以忽略对于输出结果的影响，因为模型的整体结构才是对模型的最终结果影响的主要因素。当然，具体的问题要具体的分析，但一般情况下，由系统的复杂性、特定的类型以及具体的建模目标来决定的。在输入所需要的参数后，就可以进行仿真模拟了。

(5) 模型的验证与修正。

模型构建完成后，想知道模型是否构建成功，就必须对模型进行检验。只有检验合格通过后，才能知道模型构建能不能达到建模者的要求，输出的模拟结果是否符合实际情况，能否满足预期的目的。如果检验不合理，就必须对模型进行修正，通过修改方程，更改系统的参数等方式，直到模型能真实反映系统的行为。

(6) 结果分析。

模型通过检验后，就可以对模型进行仿真模拟了，将模拟的结果与现实情况相比较，并做出相应的评价分析，为现实情况提出合理的建议和意见。

系统动力学的建模步骤具体情况如下图 3-5 所示：

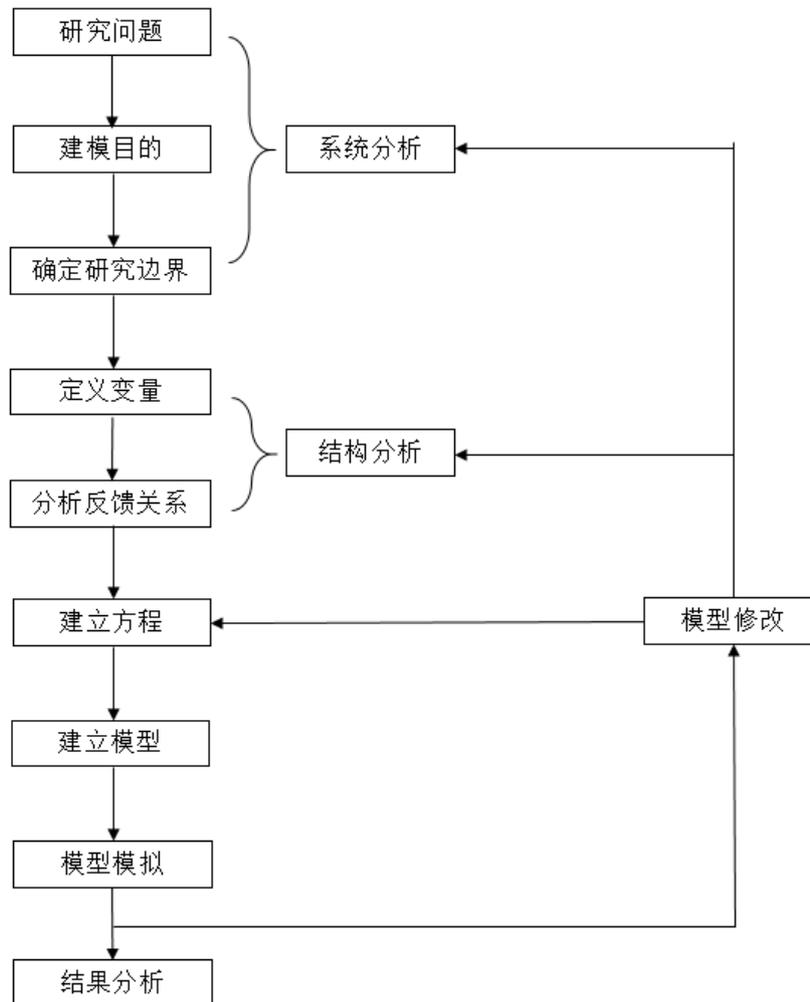


图 3-5 系统动力学的建模步骤

Fig. 3-5 Modeling Steps for System Dynamics

3.5 系统动力学相关软件介绍

常见的 SD 建模软件有 DYNAMO、Ithink、Powersim、Stella、Vensim 等，它们各有特色，都能提供 SD 模拟的工作平台。DYNAMO 是一种可以在电脑上进行 SD 仿真的编程语言，改进后的 DYNAMO 软件具有简单的编辑、模拟和存储功能，所得到的结果可用图形表示；Ithink 和 Stella 软件可以利用图形界面进行 SD 模型构建与仿真，但是所使用的 DYNAMO 语言是由系统自动生成的，因此无法进行编辑；在图形界面，Powersim 软件也能构建模型，并且具有良好的运算和统计分析功能，在进行仿真计算时，其计算过程能直接存取于 Excel 表；Vensim 软件在构建模型时，能同时以图形和编辑语言的方式使用，并且还能对政策进行优化。

Vensim 是由美国 Ventana Systems 公司研制的一种专门用于系统动力学的软件，它通过图形绘制和文本编辑窗口实现人机对话，它是一款多功能软件，包括了流程图的绘制，编辑，反馈分析，表格及图表的输出。因为它的功能非常强大，因此被人们广泛使用。Vensim 软件主要有以下几个特点^[81]：

(1) 界面友好，操作方便

在 Windows 界面上，Vensim 能够创建一个简单的对话框，提供多个工具条与图标的使用，还可以对数据的输入与输出提供多种方式。

(2) 提供多种分析方法

Vensim 提供了两类分析工具：一类是数据集分析工具，包括横向表格功能、结果图功能和模拟结果比较功能。如横向表格用于能横向显示依据时间间隔所选择变量值的表格；结果图能以图形形式模拟周期内数值的变化情况。另一类是结构分析工具，包含使用树功能、因果树功能和循环图功能。如使用树用于建立一个使用过变量的树状因果图，因果树用于建立一个树状的变量因果图。

(3) 真实性检验

对于系统和模型中所研究的一些重要变量，可以根据一些基本标准与知识，先给出其正确性的基本要求，这些假设是对真实性的限制。在建立的模型中加入这些限制条件，并对这些限制条件的服从或违背情况使用现有模型进行模拟，从而判断模型的合理性和科学性，并对相关参数与结构进行调整。

(4) 灵活的传输方式

在 Windows 操作系统下，Vensim 软件因为使用了各种分析的方法，所以具有十分充足的信息输出。该软件虽然操作简单，但它的方式灵活多变，能够通过不同的方式输出，并且其数据具有较强的共享性，其兼容性也比较好。对于模拟的结果，Vensim 软件不仅能够及时的展现，而且还能提供文件的保存和剪切功能。当模型设计的不理想时，该软件还能对其不断优化等。

对于流程图和因果图等有关模型，Vensim 能够使用一种简单的方式来进行构建。在使用 Vensim 软件构建模型时，只需用图形化的各种箭头符号来连接各个变量，并以一定的方式将各个变量间的因果关系输入模型中。然后其各变量之间的数学关系可以以方程式的方式输入模型。Vensim 软件有许多个不同的版本，如 Vensim PLE、Vensim Professional 和 Vensim DSS 等。本文采用 Vensim PLE 进行研究，Vensim PLE 是一款用于学习 SD 而设计的个人免费版本。Vensim PLE 能够使用简单的方法来进行模型的建立和模拟。Vensim PLE 的主窗口包括：上侧的标题栏、菜单栏、主工具栏、绘图工具栏，左侧的分析工具栏，下侧的状态栏，中间的绘图视窗区。当软件打开时，其界面如图 3-6 所示。

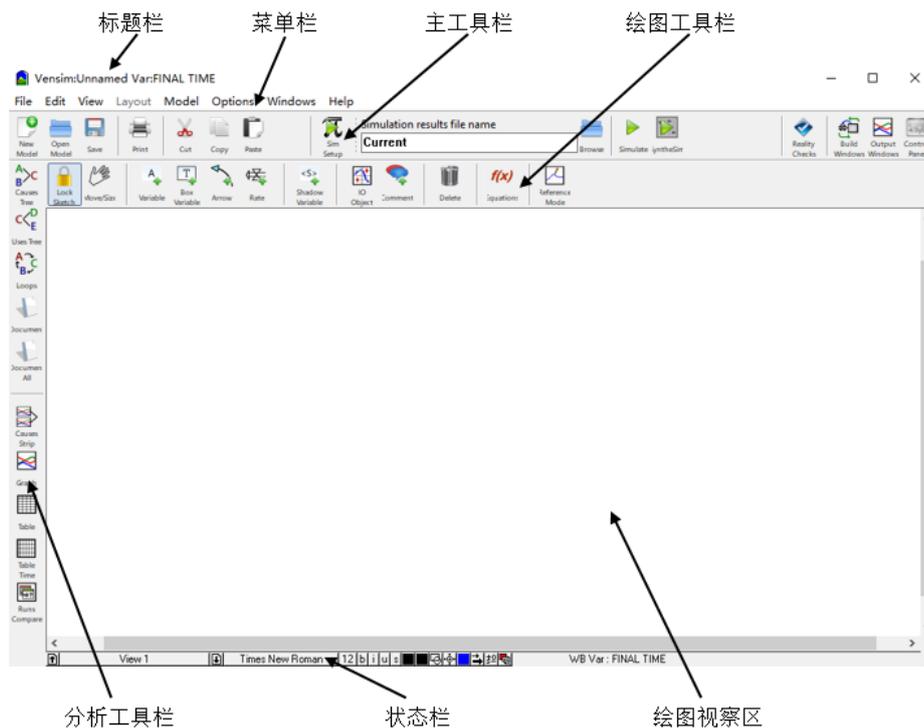


图 3-6 Vensim PLE 软件的界面图

Fig.3-6 Interface diagram of Vensim PLE software

4 三河口流域水污染控制系统 SD 模型的构建

4.1 模型边界的确定

根据建模的目的和要求来确定系统的边界。一般而言，在系统的边界里，只要与所研究的系统有重要关系的变量和因素都应该考虑到模型里。本文通过初步分析后，确定模型系统的边界是三河口水库流域所流经的佛坪县行政区域为边界。本次系统模拟的时间定为 2015 年—2030 年，其中分为 2 个阶段，第一个阶段是 2015 年—2019 年，第二阶段是 2020 年—2030 年，以 2015 年为基准年，模拟时间间隔为 1 年。

4.2 子系统划分

水污染控制系统是一个由多种因素互相作用影响，各要素之间难以确定线性关系的复杂系统，要研究这样一个系统，就要用系统论的观点，关注系统中各变量的动态变化和相互关系。而在研究复杂系统时，系统动力学有其独特的性质，因此选择此方法对三河口水污染控制系统进行研究。从水污染的影响因素考虑和数据统计的便利性，将三河口流域水污染控制系统划分为 3 个子系统，即人口、农业和水污染子系统，并构建相应的系统动力学模型，分析各个变量之间的相互关系和影响。

(1) 人口子系统

在社会发展中人口有着非常重要的影响，人口数量的多少直接影响到社会发展的范围和快慢。人口系统是与水污染子系统紧密联系的一个子系统，在日常生产和生活中人们减少资源、能源的同时，还会产生大量的污染物，而生活源污染物的排放量直接受到人口数量的发展影响。因此，为了更好地控制流域内的水污染，我们需要更好地理解这两个子系统之间的互相联系。如图 4-1 所示。

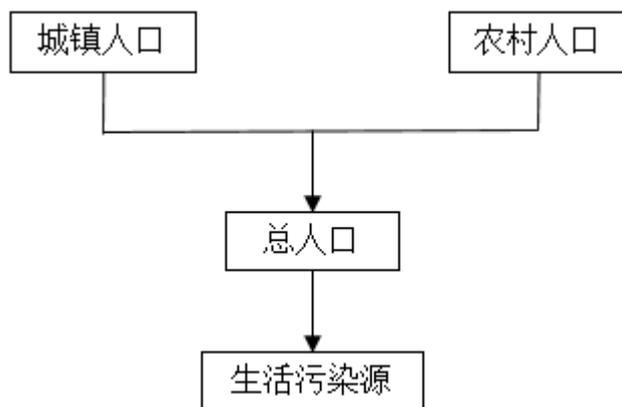


图 4-1 人口子系统与水污染子系统的关系

Fig. 4-1 Relationship between the human mouth subsystem and the water pollution subsystem

(2) 农业子系统

畜牧业是农业中的一个重要组成部分，它的迅速发展必然会引起牲畜数量的迅速增

长，同时也会引起畜禽粪便中污染物的增多，从而对流域造成严重的污染。因此在农业子系统中，主要考虑的问题是畜禽养殖数量的变化给流域环境污染带来的影响，同时也考虑农田径流对水污染子系统的影响。

(3) 水污染子系统

根据引汉济渭环评报告可知，研究区的主要污染物为 COD 和氨氮等，因此水污染子系统主要考虑 COD 和氨氮的变化情况，并且这两种污染物的来源也大致相同，主要来自于农村污染源、城镇污染源与农业面源，具体的污染主要包括来自农村生活与城镇生活、畜禽养殖、农田径流的污染等。其中水污染子系统与其它子系统的关系如图 4-2 所示。

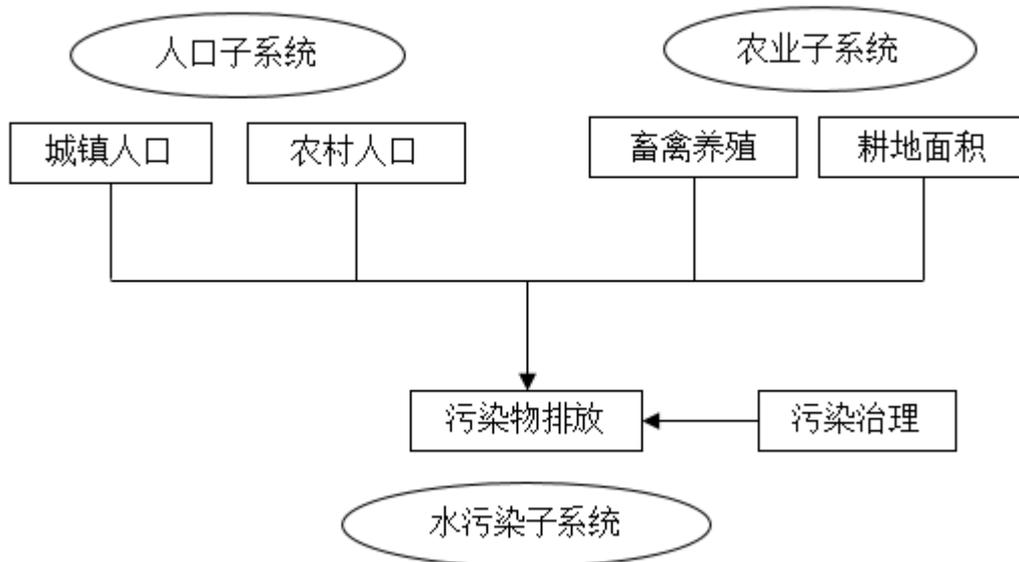


图 4-2 水污染子系统和其它子系统的关系

Fig. 4-2 Relationship between water pollution subsystem and other subsystems

4.3 子系统流程图及方程

4.3.1 人口子系统流程图及方程

在人口子系统中，选择总人口数量为水平变量，其中包括农村人口与城镇人口。主要考虑了出生率、死亡率、城镇化率对人口数量和结构的影响。该子系统主要反映了人口数量在未来的变化趋势和结构的改变。人口子系统流程图如图 4-3 所示。其主要的模型方程有：

- (1) 总人口=INTEG (出生人口 - 死亡人口, 30258); 单位: 人
- (2) 城镇人口=总人口*城镇化率; 单位: 人
- (3) 农村人口=总人口 - 城镇人口; 单位: 人

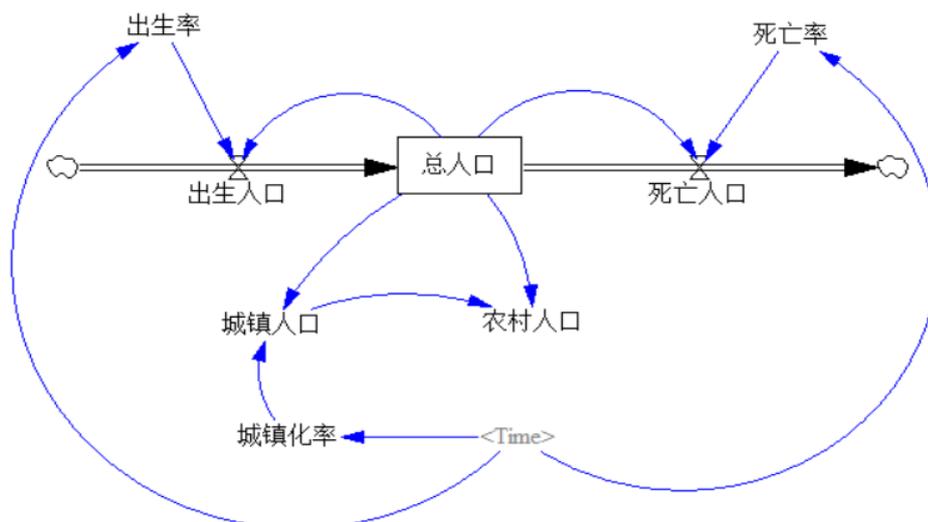


图 4-3 人口子系统流程图

Fig. 4-3 Flowchart of the Human Access Subsystem

4.3.2 农业子系统流程图及方程

在农业子系统中，由于畜禽种类、畜禽数量的不同，其排放量会有很大的差别。因此本子系统选取各种畜禽养殖的数量作为存量、畜禽养殖数量的变化量作为流量，构建农业子系统 SD 流程图，如图 4-4 所示，农田径流主要考虑耕地面积变化带来的影响，在水污染子系统中进行考虑。农业子系统主要的方程为：

- (1) 生猪养殖数量 = INTEG (生猪养殖变化量, 初始值);
- (2) 生猪养殖变化量 = 生猪养殖数量 * 生猪养殖变化率;
- (3) 牛养殖数量 = INTEG (牛养殖变化量, 初始值);
- (4) 牛养殖变化量 = 牛养殖数量 * 牛养殖变化率;
- (5) 羊养殖数量 = INTEG (羊养殖变化量, 初始值);
- (6) 羊养殖变化率 = 羊养殖数量 * 羊养殖变化率;
- (7) 家禽养殖数量 = INTEG (家禽养殖变化量, 初始值);
- (8) 家禽养殖变化量 = 家禽养殖数量 * 家禽养殖变化率;
- (9) 总畜禽数量 = 生猪养殖数量 + 牛养殖数量 + 羊养殖数量 + 家禽养殖数量

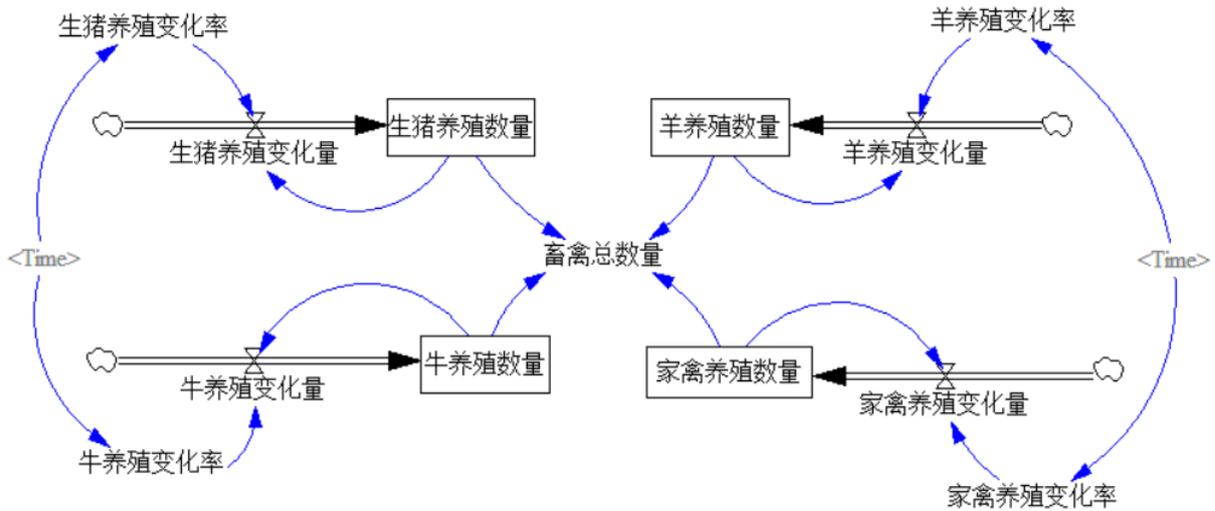


图 4-4 农业子系统流程图

Fig. 4-4 Agricultural Subsystem Flowchart

4.3.3 水污染子系统流程图及方程

水污染子系统是在人口、农业子系统的依据上，然后结合不同治理条件下污水处理设施和污染措施所带来的污染物削减量，来反映污染物的最终入河量，并对人口、农业子系统进行反馈约束。本子系统主要分为 COD 与氨氮 2 个部分，反映污染物 COD 和氨氮对三河口流域的影响。如图 4-5 所示为 COD 的污染子系统流程图。主要的 SD 方程有：

(1) COD 入河总量=城镇生活 COD 入河量+农村生活 COD 入河量+农业面源 COD 入河量

(2) 农业面源 COD 入河量=耕地 COD 入河量+畜禽 COD 入河量

(3) 耕地 COD 入河量=耕地 COD 产生量*耕地 COD 入河系数

(4) 耕地 COD 产生量=耕地面积*耕地 COD 产生系数

(5) 畜禽 COD 入河量=畜禽 COD 产生量-畜禽 COD 削减量

(6) 畜禽 COD 产生量=畜禽总数量*畜禽 COD 产生系数

(7) 城镇 COD 产生量=城镇人口*城镇生活 COD 产生系数*365/10⁶

(8) 城镇 COD 入河量=城镇 COD 产生量*城镇 COD 入河系数

(9) 农村 COD 产生量=农村人口*农村生活 COD 产生系数*365/10⁶

(10) 农村 COD 入河量=农村 COD 产生量*农村 COD 入河系数

其中，污染物产生量和入河量的单位均为：t/a。

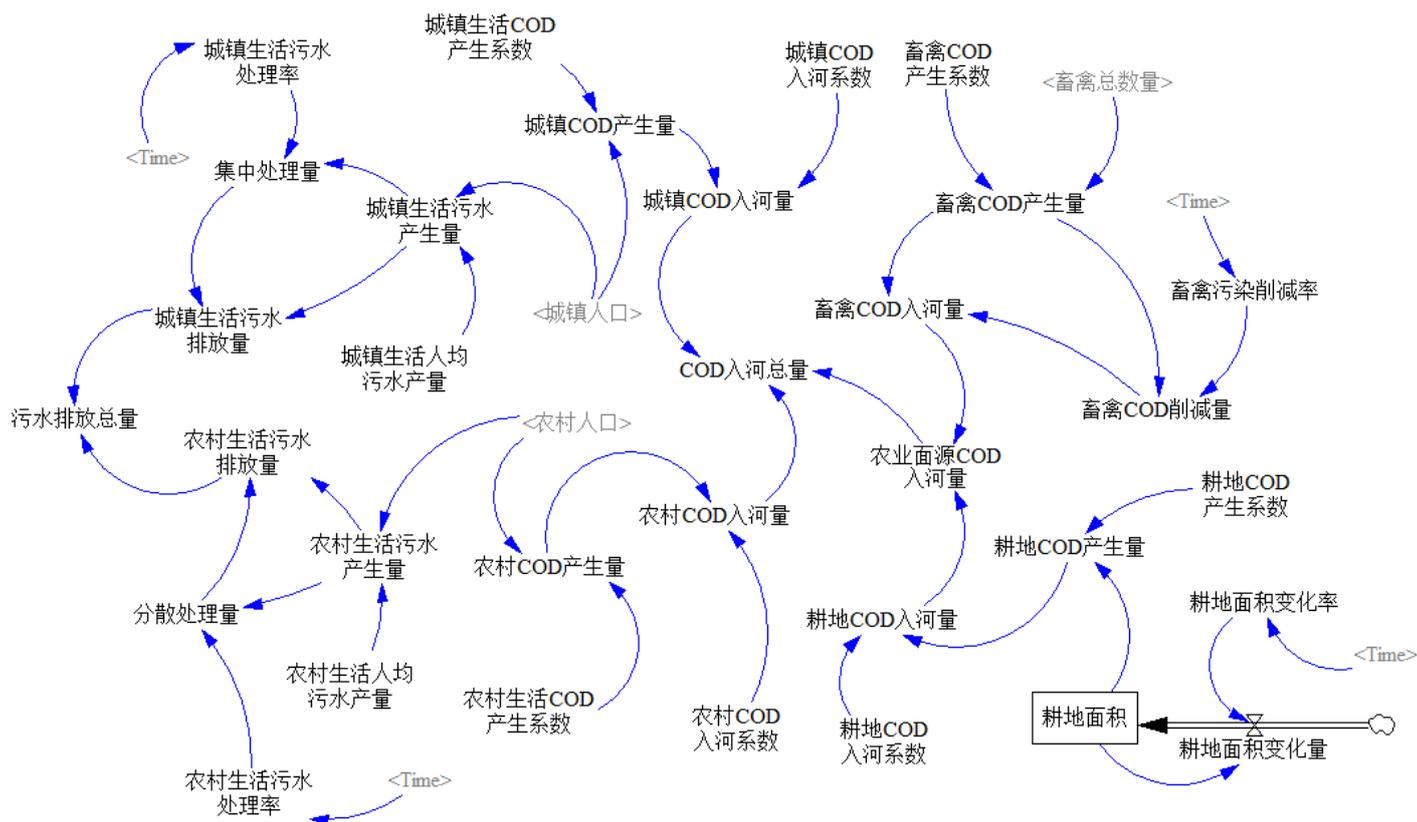


图 4-5 水污染子系统流程图
Fig. 4-5 Flowchart of Water Pollution Subsystem

4.4 模型参数的确定

在 SD 中，信息反馈是其系统结构的基本，一般来说影响模型的行为模式的并不是参数值的大小，而主要是模型的结构。因此，对于参数的精度，在 SD 模型中并不需要要求太高，只要在一定的范围能够满足目的与要求即可。因此只要某些参数在一定范围内变化且不影响模型策略，就不用再继续估计。在实际的仿真过程中，只能提供一些碎片信息和极端情况下可能出现的情况。在一个复杂的系统中，大多数参数的改变都不会对其长远的效果产生很大的影响，通常情况下，使用一个合适的估算值就可以达到模拟的要求。

常数、初始值和表函数是模型中主要的参数。确定参数的方法主要有：

- (1) 通过对国家和政府发布的统计年鉴和社会经济公报等来收集和整理资料；
- (2) 根据专业知识，通过已经知道的数据使用统计方法、回归方法和其它数学方法来估计参数；
- (3) 通过模型之间变量的数量关系，运用方程式来计算；
- (4) 除了上面方式外，在模型进行模拟的过程中，还要对模型中的参数进行反复地修改，以确保其更合理的符合实际情况。

模型中的主要变量的初始值和参数来源于《陕西省统计年鉴》、《汉中市统计年鉴》、《佛坪县国民经济和社会发展统计公报》、《全国水环境容量核定技术指南》等资料的相

关数据，同时还参考了陕西省其他地区的相关文献。

以 2015 年为基准年，模型中的主要参数取值见表 4-1 所示。

表 4-1 模型主要参数的取值

Tab. 4-1 Values of Main Parameters of the Model

参数类型	参数名称	数值
初始值	总人口 (人)	30258
	城镇化率 (%)	46.3
	生猪养殖数量 (头)	13059
	牛养殖数量 (头)	1029
	羊养殖数量 (只)	3774
	家禽养殖数量 (万只)	6.29
	耕地面积 (公顷)	1883
常量	城镇生活 COD 产生系数 (g/人·天)	65
	城镇生活氨氮产生系数 (g/人·天)	6
	农村生活 COD 产生系数 (g/人·天)	40
	农村生活氨氮产生系数 (g/人·天)	4
	畜禽 COD 产生系数 (g/(头·d))	50
	畜禽氨氮产生系数 (g/(头·d))	10
	耕地 COD 产生系数 ^[82] (kg/(hm ² ·a))	18.5
	耕地氨氮产生系数 ^[82] (kg/(hm ² ·a))	5.2
	城市人均污水产量 (kg/人·天)	100
	农村人均污水产量 (kg/人·天)	80
	城镇污染物入河系数 ^[83]	0.8
	耕地污染物入河系数 ^[84]	0.1
农村污染物入河系数 ^[84]	0.2	

4.5 模型检验

在模型构建完成后，还必须先对模型进行检验，以确保其模拟结果和现实情况相符合。验证系统动力学模型的主要方法包括直观检查、模型检查、历史检查和敏感度分析。本文使用历史检查的方法，将实际历史数值与模型输出的模拟值进行比较，来判断模型的合理性与准确性。

4.5.1 历史检验

通过对汉中市统计年鉴的人口和社会经济相关数据的统计，选取 2015—2019 年的总

人口、城镇人口、生猪养殖数量、耕地面积、城镇 COD 产生量、城镇氨氮产生量的历史数据进行模拟验证，将历史数据与模拟结果相互比较，来检验模型系统结构的合理性和模拟结果的准确性。具体结果见表 4-2 所示。

表 4-2 模型模拟值与实际数据的检验结果

Tab. 4-2 Verification Results of Model Simulation Values and Actual Data

变量	模拟结果	2015 年	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年
总人口 (人)	模拟值	30258	30240	30354	30257	30297
	历史值	30258	30167	30193	30160	30181
	误差 (%)	0	0.24	0.53	0.32	0.38
城镇人口 (人)	模拟值	14010	14152	14448	14554	14997
	历史值	14009	14118	14372	14507	14940
	误差 (%)	0.01	0.24	0.53	0.32	0.38
农村人口 (人)	模拟值	16248	16087	15905	15703	15300
	历史值	16249	16049	15821	15653	15241
	误差 (%)	-0.01	0.24	0.53	0.32	0.39
生猪养殖数 量(头)	模拟值	13059	12706	12681	7609	7289
	历史值	13059	12709	12688	7608	7285
	误差 (%)	0	-0.024	-0.055	0.013	0.055
耕地面积 (公顷)	模拟值	1883	2289	2275.7	2291.7	2299.6
	历史值	1882.8	2290.4	2276.3	2293.5	2293.5
	误差 (%)	0.011	-0.061	-0.026	-0.079	0.265
城镇 COD 入河量(t/a)	模拟值	265.9	268.6	274.2	276.2	284.6
	历史值	265	268	273	275	284
	误差 (%)	0.34	0.22	0.44	0.43	0.21
城镇氨氮入 河量(t/a)	模拟值	20.5	20.7	21.1	21.2	21.8
	历史值	20	21	21	21	22
	误差 (%)	2.44	-1.45	0.47	0.94	-0.92

由表 4-2 的检验结果可以看出，所选择的变量模拟值与实际值的相对误差均小于 5%，表明模型的模拟结果与实际数据有较好的吻合程度，模型的准确性较好，可以用于三河口水库流域水污染控制的分析和预测。

4.5.2 灵敏度分析

模型建立后，还需要检验模型的稳定情况，因此对模型进行灵敏度分析。模型的灵敏度分析是指改变模型的参数值时，观察这种参数变化会对模型的结果产生多大的影响。模型的灵敏度可分为数值灵敏度、政策灵敏度和行为灵敏度 3 类。对于一个较好的模型来说，应该拥有较低的政策和行为灵敏度。其灵敏度分析公式为：

$$R_t = \left| \frac{\Delta Y_t / Y_t}{\Delta X_t / X_t} \right| \quad (4-1)$$

式中:

R_t —某变量 Y 对参数 X 的敏感度;

ΔY_t —某变量 Y 在 t 时刻的增长量;

ΔX_t —参数 X 在 t 时刻的增长量;

Y_t —某变量 Y 在 t 时刻的值;

X_t —参数 X 在 t 时刻的值。

对于有 1 到 n 个参与计算的变量, 灵敏度平均值表达式为:

$$R = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n R_{t_i} \quad (4-2)$$

式中:

R—参数 X 的平均灵敏度;

n—参与计算的变量个数;

R_{t_i} — Y_i 的灵敏度。

选取系统的 6 个变量有总人口、生猪养殖数量、耕地面积等, 和 8 个参数有出生率、死亡率、生猪养殖变化率等来进行灵敏度分析。通过改变这 8 个参数的数值, 来检验选择的变量对这些参数的变化灵敏度。检验方法为: 自 2015 年—2019 年每个参数逐年变化 10%, 分析对选择的 6 个变量的影响程度。根据公式 (4-1) 与 (4-2), 计算出某一参数对每个变量的灵敏度, 然后再计算出某一变量对每个参数的平均灵敏度。具体的灵敏度分析结果见表 4-3 所示, 图 4-6 是分析结果的直方图。

表 4-3 灵敏度分析结果

Tab. 4-3 Sensitivity Analysis Results

参数	总人口	生猪养殖数量	耕地面积	城镇 COD 产生量	COD 入河总量	污水排放总量	平均灵敏度
1 出生率	0.0261	0	0	0.0262	0.0258	0.0268	0.0175
2 死亡率	0.0255	0	0	0.0259	0.0239	0.0237	0.0165
3 城镇化率	0	0	0	0.999	0.678	0.698	0.396
4 生猪养殖变化率	0	0.362	0	0	0.01	0	0.062
5 耕地面积变化率	0	0	0.162	0	0.006	0	0.028
6 城镇生活污水处理率	0	0	0	0	0	1.286	0.214
7 农村生活污水处理率	0	0	0	0	0	0.985	0.164
8 畜禽污染削减率	0	0	0	0	0.0701	0	0.0117

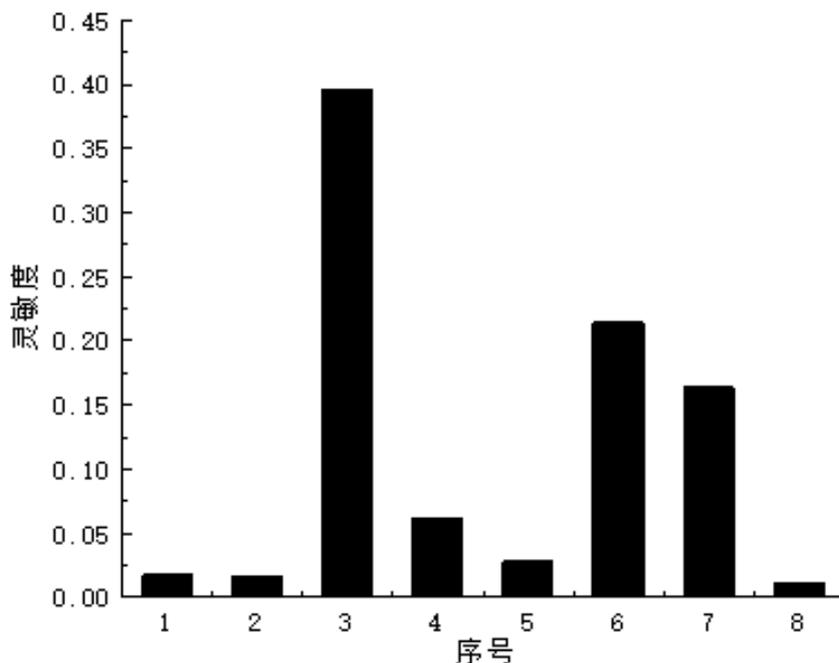


图 4-6 灵敏度分析结果直观图

Fig. 4-4 Visual diagram of sensitivity analysis results

注：图中 1-8 序号分别代表出生率、死亡率、城镇化率、生猪养殖变化率、耕地面积变化率、城镇生活污水处理率、农村生活污水处理率和畜禽污染削减率。

由图 4-6 可知，多数的参数的灵敏度均低于 0.1，灵敏度高于 0.1 的只有城镇化率、城镇生活污水处理率和农村生活污水处理率，这表明对于大部分参数的变化系统是不灵敏的。根据模型的验证结果可知，模型具有较好的准确性和有效性，可用于三河口水库流域实际系统的模拟分析。

4.6 本章小结

本章运用系统动力学方法，从人口、农业、水污染子系统 3 个方面建立了三河口流域水污染控制系统 SD 模型。然后使用 Vensim PLE 软件分别绘制了 3 个子系统的流程图和主要方程的书写，进行了定量的分析。对模型的主要参数进行了确定，从历史验证和灵敏度分析对模型进行检验，表明模型的模拟精度良好，可以用于后续的模拟分析。

5 三河口水库流域水污染控制系统不同情景分析

5.1 情景分析法概述

情景分析是在 20 世纪 50 年代提出的, 是一个重要的研究方法, 在政策和规划领域中。情景分析是基于多种重要假设, 经过综合仔细的推理, 对未来可能发生的各种情景进行设计, 并对不同情形下系统的发展趋势及变化特点进行预测, 从而深刻理解系统未来的发展和演变趋势。通过情景分析来展开预测, 不但能够获得具体的预测结果, 还能够对各种情景实现的可行性、所需采取的方法和措施政策进行分析, 为决策者提供科学的依据。情景分析法的表达方式多种多样, 既可以用散文来进行描述, 也可以用表格集中表达, 还可以用图表来直观地表示。也可以用数学函数和网络对来抽象地表达^[85]。

情景分析方法具有以下特点: (1) 情景分析表明未来发展是多元化的, 存在着不同的发展可能, 因此对未来发展的预测也是多元化的; (2) 在用情景分析方法对未来趋势进行分析时, 不仅考虑了客观的因素, 还考虑了人的作用和决策者的主观行为等因素对未来的影响; (3) 在情景分析中, 特别注意重要因素与协调一致性关系的分析, 表达了不同情景、影响因素和变化趋势之间的内在逻辑关系, 提高了情景分析的可信度; (4) 情景分析是一种新的预测方法, 采取的方式是定性定量相结合; (5) 情景分析是一种具有未来学、心理学、统计学特征的对未来进行预测的思考方法^[86]。

情景分析作为一种有效的评价方法, 融合各学科理论和分析方法, 经常被应用于各种评价和预测领域。在中国, 情景分析的研究始于 1980 年底, 多年来经过众多专家学者的研究和应用, 广泛应用于环境规划^[87]、水环境承载能力^[88]、水污染控制^[89]等领域。

5.2 情景方案设计

模型中可变化的变量包括表函数和常量, 原则上这些变量都可作为决策变量。模型中较灵敏的变量往往表示现实系统中决策的重要关键点, 如果从这些方面采取措施, 对于解决和改善系统的问题有很好的效果。因此选取三河口水库流域 SD 模型中部分较为灵敏的表函数与常数变量作为决策变量, 通过变量不一样的组合和不同的取值设计不同的污染控制方案情景, 模拟三河口水库流域 2020—2030 年主要变量的变化情况, 协调经济发展和水环境保护, 找出较优的发展方案。

根据三河口水库流域水污染控制系统的具体情况和第 4 章参数的灵敏度分析结果, 具体的决策变量选取如下:

人口子系统中选取城镇化率为决策变量, 因为其灵敏度较高, 且人口数量的变化对流域污染排放情况影响较大。

农业子系统选择生猪养殖变化率为决策变量, 通过对畜禽养殖变化率的调整来改变畜禽养殖数量变化, 从而间接反映经济发展状况对流域污染的影响。

水污染子系统选择城镇生活污水与农村生活的污水处理率、畜禽污染物削减率、城镇人均污水产生量、农村人均污水产生量、城镇 COD 产生系数、农村 COD 产生系数、城镇氨氮产生系数、农村氨氮产生系数作为决策变量，这些变量主要表示生活污染治理和畜禽养殖污染治理的变量，通过对这些变量的调整来反映污染治理情况对流域污染变化的影响。

综上所述，三河口水库流域水污染控制系统总共选取 11 个变量作为决策变量，然后通过更改变量组合和取值设置不同的情景方案，模拟各方案情景的发展状况，从而找出较优的水污染控制方案。因此，根据研究问题的主要矛盾和方案设计要具有可能性和可操作性的原则，主要将情景方案分为了 5 种不同情况。具体方案设计如下：

方案一：维持现状型。在模型模拟时间内，研究区域维持现状发展状况，不改变任何参数值，以 2020 年为现状年，模拟预测 2020—2030 年的流域污染变化趋势。同时将该方案作为其他方案的对比基础。

方案二：经济增长型。对污染控制措施不进一步考虑，根据《陕西省十三五社会经济发展规划》的基础上，仅从加快经济发展速度出发。因为模型中没有直接关于经济的变量，所以主要通过畜禽养殖数量的变化来反映经济的发展变化情况，同时考虑到经济的快速发展也会使城镇化率提高，人民生活用水量的增加。具体做法：将各个畜禽养殖变化率均增加 50%，同时提高城镇化率和增加人们人均污水产生量。

方案三：环境保护型。侧重对库区的水环境保护，同时对库区的经济发展速度进行一定地限制。从生活源污染物控制进行考虑，具体做法：在现状的基础上，将城镇生活污水处理率增加到 98%，将农村生活污水处理率增加到 70%，同时通过政策和文化宣传，降低城镇和农村的污染物产生系数。

方案四：环境保护型。从畜禽污染物削减率入手，考虑只采取与畜禽养殖相关的污染控制措施。具体做法：将畜禽污染削减率提高到 70%，同时降低畜禽养殖变化率，其它的参数基本与方案一相同。

方案五：协调发展型。结合方案二、三和四的方法，即在保持经济发展的同时，对研究区域进行面源和生活源污染控制相结合，使得经济和环境协调可持续发展。具体做法：在现状年的基础上，城镇化率提高到 60%，城镇污水处理率、农村污水处理率与方案三相同，畜禽污染削减率与方案四一致，畜禽养殖变化率增加 25%，生活污水产生量增加 10%，污染物的产生系数也在现状年的基础上一定的降低。

具体各个方案的决策变量的取值见表 5-1 所示。

表 5-1 不同方案下的决策变量取值

Tab. 5-1 Decision Variable Values under Different Schemes

变量	单位	方案一	方案二	方案三	方案四	方案五
城镇化率	%	(2020,52)	(2020,52)	(2020,52)	(2020,52)	(2020,52)
		(2025,54)	(2025,56)	(2025,54)	(2025,54)	(2025,56)
		(2030,57)	(2030,60)	(2030,57)	(2030,57)	(2030,60)
生猪养殖 变化率	%	0.008	0.012	0.007	0.007	0.01
城镇生活 污水处理 率	%	94	94	(2020,94)	94	(2020,94)
				(2025,96)		(2025,96)
				(2030,98)		(2030,98)
农村生活 污水处理 率	%	55	55	(2020,55)	55	(2020,55)
				(2025,60)		(2025,60)
				(2030,70)		(2030,70)
畜禽污染 物削减率	%	65	65	65	(2020,65)	(2020,65)
					(2025,70)	(2025,70)
					(2030,75)	(2030,75)
城镇人均 污水产生 量	kg/人·d	100	115	100	95	110
农村人均 污水产生 量	kg/人·d	80	95	80	75	90
城镇 COD产 生系数	g/人·d	65	65	55	65	60
农村 COD产 生系数	g/人·d	40	40	30	40	35
城镇氨氮 产生系数	g/人·d	6	6	4	6	4
农村氨氮 产生系数	g/人·d	4	4	2	4	3

5.3 模拟结果分析

5.3.1 方案一

本方案是以 2020 年为现状年，其相关数据来源于汉中市统计年鉴和相关公式计算所得。然后在不改变任何参数变量的情况下，预测模拟 2020 年—2030 年的未来污染物的排放情况。其主要变量的模拟结果见表 5-2 所示。

表 5-2 方案一的主要变量模拟结果

Tab. 5-2 main variable simulation results of scheme 1

方案	主要变量	2020 年	2023 年	2025 年	2028 年	2030 年
方案一	总人口 (人)	30400	30378	30457	30596	30692
	城镇人口 (人)	15808	16161	16447	17072	17494
	畜禽养殖总量 (头)	17195	18296	19136	20587	21700
	城镇 COD 产生量 (t/a)	375	383.4	390.2	405.1	415.1
	农村 COD 产生量 (t/a)	213	207.6	204.6	197.4	192.7
	城镇氨氮产生量 (t/a)	34.6	35.4	36	37.4	38.3
	农村氨氮产生量 (t/a)	21.3	20.8	20.5	19.7	19.3
	城镇 COD 入河量 (t/a)	300	306.7	312.2	324	332.1
	农村 COD 入河量 (t/a)	42.6	41.5	40.9	39.8	38.5
	城镇氨氮入河量 (t/a)	27.7	28.3	28.8	29.9	30.7
	农村氨氮入河量 (t/a)	4.3	4.2	4.1	3.9	3.8
	畜禽 COD 入河量 (t/a)	109.8	116.9	122.2	131.5	138.6
	畜禽氨氮入河量 (t/a)	21.9	23.4	24.4	26.3	27.7
	污水排放总量 (t/a)	620.2	608.8	603.1	589.3	580.1
	COD 入河总量 (t/a)	456.7	469.4	479.5	499.3	513.5
	氨氮入河总量 (t/a)	55.1	57	58.5	61.3	63.4

由表 5-2 可以得到, 2025 年污染物 COD 和氨氮入河量分别比现状年增加了 22.8t/a 与 3.4t/a, 增长率分别为 5%和 6.2%; 到 2030 年分别增加了 56.8t/a 与 8.3t/a, 增长率分别为 12.4%和 15.1%。而污水排放总量到 2025 年和 2030 年比现状年分别减少了 17.1t 和 40.1t, 减少率分别为 2.8%和 6.5%。主要变量的增长率情况见表 5-3 所示。由表 5-3 可以知道, 与现状年相比, 畜禽污染物的增长率最高, 2025 年的 COD 与氨氮增长率分别为 11.3%和 11.4%, 2030 年的 COD 与氨氮增长率分别为 26.2%和 26.5%。

表 5-3 主要变量对基准年的增长率

Tab. 5-3 growth rate of major variables to the base year

主要变量	2025 年增长率 (%)	2030 年增长率 (%)
城镇 COD 入河量	4.1	10.7
城镇氨氮入河量	3.9	10.8
畜禽 COD 入河量	11.3	26.2
畜禽氨氮入河量	11.4	26.5
COD 入河总量	5	12.4
氨氮入河总量	6.2	15.1

由模型模拟结果 (表 5-2) 可知, 2020 年、2025 年和 2030 年 COD 入河量分别为

456.7t/a, 479.5t/a, 513.5t/a, 氨氮入河量分别为 55.1t/a, 36.758.5t/a, 63.4t/a。从城镇生活污染源来看, 2020 年、2025 年、2030 年城镇 COD 入河量分别为 300t/a, 312.2t/a, 332.1t/a, 氨氮入河量分别为 27.7t/a, 28.8t/a, 30.7t/a。从非点源污染源来看, 农村生活 COD 入河量在 2020 年、2025 年和 2030 年分别为 42.6t/a, 40.9t/a, 38.5t/a, 氨氮入河量分别为 4.3 t/a, 3.9 t/a, 3.8 t/a。畜禽 COD 入河量分别为 109.8t/a, 122.2t/a, 138.6t/a, 氨氮入河量分别为 21.9t/a, 24.4t/a, 27.7t/a。由于耕地面积变化不大, 视为常数, 因此 COD 和氨氮入河量基本相同, 分别为 4.3t/a 和 1.2t/a。污水排放总量 2020 年为 620.2t/a, 到 2025 年减少到 603.1t/a, 到 2030 年为 580.1t/a。

综上所述, 由于城镇人口的不断增加, 城镇污染物入河量占污染物入河总量的比例最大, 在 2020 年、2025 年、2030 年城镇 COD 入河量占 COD 入河总量的比例分别是 65.7%, 65.1%, 64.7%; 城镇氨氮入河量占氨氮入河总量的比例分别为 50.3%, 49.2%, 48.4%。由于农村人口的减少, 农村生活污染物入河量将有所降低, 相比于现状年而言, 在 2025 年和 2030 年农村 COD 分别减少了 1.7t 与 4.1t, 减少率分别为 4%和 9.6%; 氨氮分别减少了 0.2t 与 0.5t, 减少率分别为 4.7%和 11.6%。按照方案一现状继续发展, 其 COD 和氨氮的入河总量将会持续逐年增加, 其 COD 和氨氮的变化趋势如图 5-1、图 5-2 所示, 污水排放量的变化趋势如图 5-3 所示。因此, 若不采取有效的污染控制措施, 将会对流域环境造成严重的污染。

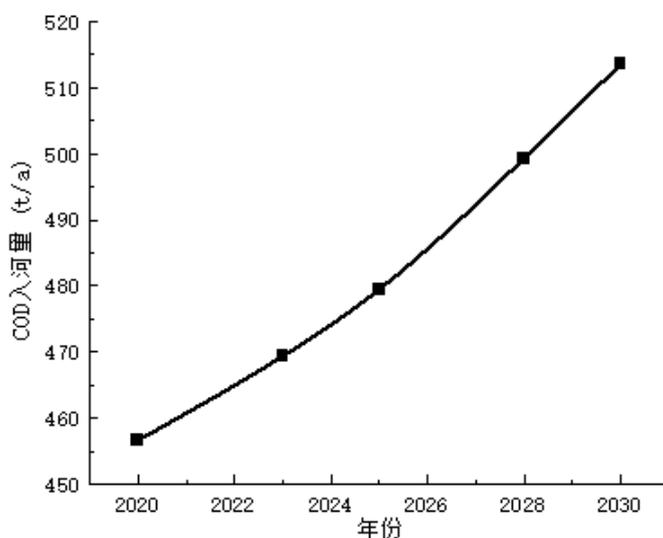


图 5-1 方案一的 COD 入河量变化趋势

Fig. 5-1 Variation Trend of COD Inflow in Scheme 1

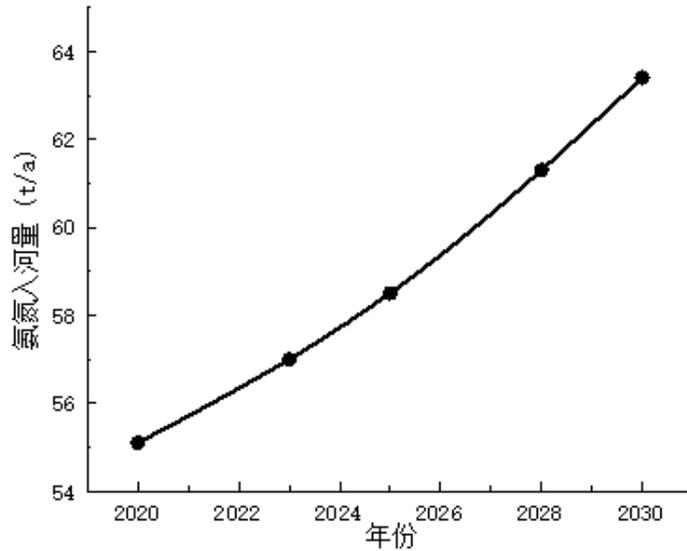


图 5-2 方案一的氨氮入河量变化趋势

Fig. 5-2 Change trend of ammonia nitrogen inflow into the river in Scheme 1

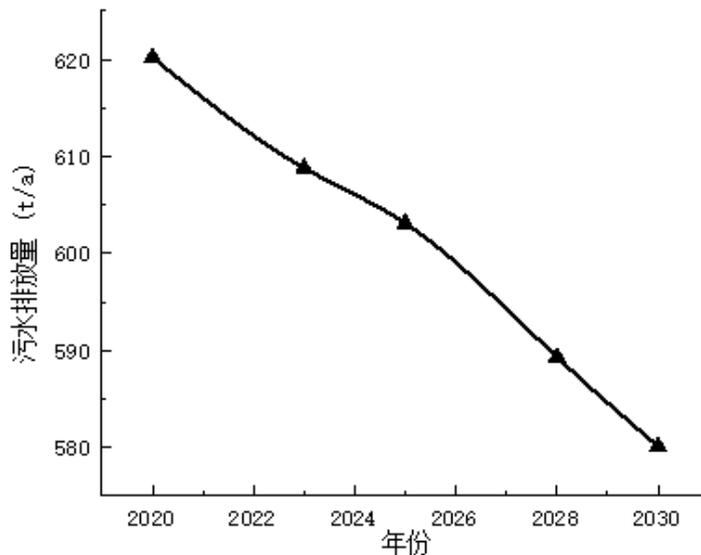


图 5-3 方案一的污水排放量变化趋势

Fig. 5-3: Trend of sewage discharge in Scheme 1

5.3.2 方案二

本方案主要注重经济的快速发展，以经济建设为中心，不考虑关于污染控制的因素。因此通过调整相关变量的取值来反映当经济快速发展时，未来流域内的环境状况。根据三河口水库流域水污染控制系统的情况，主要通过增加农业中的畜禽养殖变化率来促进经济的增加。因为经济的快速发展，人们的人均污水产量也会大量增加，所以将城镇人均污水产量调整为 $115\text{kg}/\text{人}\cdot\text{d}$ ，农村人均污水产量调整为 $95\text{kg}/\text{人}\cdot\text{d}$ ，同时城镇化率在方案 1 的基础上提高到 60%。其主要变量的模拟结果见表 5-4 所示。

表 5-4 方案二的主要变量模拟结果

Tab. 5-2 main variable simulation results of scheme 2

方案	主要变量	2020 年	2023 年	2025 年	2028 年	2030 年
方案二	城镇人口 (人)	15808	16525	17056	17868	18415
	畜禽养殖数量 (头)	17195	18380	19466	21494	23119
	畜禽 COD 入河量 (t/a)	109.8	117.4	124.4	137.3	147.6
	畜禽氨氮入河量 (t/a)	21.9	23.5	24.8	27.4	29.5
	城镇 COD 入河量 (t/a)	300	313.7	323.7	339.1	349.5
	城镇氨氮入河量 (t/a)	27.5	28.9	29.9	31.3	32.3
	农村 COD 入河量 (t/a)	42.6	40.4	39.1	37.1	35.8
	农村氨氮入河量 (t/a)	4.3	4	3.9	3.7	3.6
	污水排放总量 (t/a)	620.2	706.2	690.6	667.4	651.9
	COD 入河总量 (t/a)	456.7	475.8	491.3	517.8	537.3
	氨氮入河总量 (t/a)	55.1	57.7	59.8	63.6	66.5

由表 5-4 可得, 在方案二的发展下, 增加经济的发展速度, 到 2030 年污染物的入河量分别为: COD537.3t/a, 氨氮 66.5t/a, 分别比现状年增加了 17.6%与 20.7%。因为城镇化率的提高, 其城镇人口数量在 2030 年比现状年增加了 2607 人, 增长了 16.5%。由畜禽养殖数量的增加, 在 2030 年其畜禽数量比现状年多了 5924 头, 增长率为 34.5%。与方案一相比较, 污染物入河量均比方案一的污染物入河量增多, 比如城镇 COD 入河量在 2025 年和 2030 年分别为 323.7t/a 和 349.5t/a, 比方案一的城镇 COD 入河量分别增加了 2.3t/a 和 14.6t/a。2025 年和 2030 年 COD 入河总量分别比方案一增加了 11.8t/a, 23.8t/a。由于人均污水产量的大量增加, 因此方案二的污水排放总量比方案一的排放量会大量增多, 到 2030 年污水排放量比方案一增加 12.4%。方案一与方案二的 COD 和氨氮污染物入河量的对比如图 5-3, 图 5-4 所示, 污水排放总量的对比如图 5-5 所示。

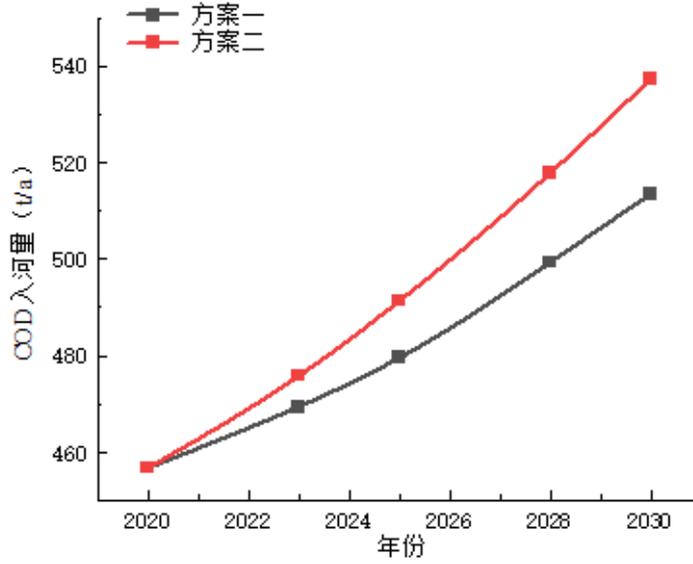


图 5-3 方案二与方案一的 COD 入河量对比

Fig. 5-3 Comparison of COD inflow into the river between Scheme 2 and 1

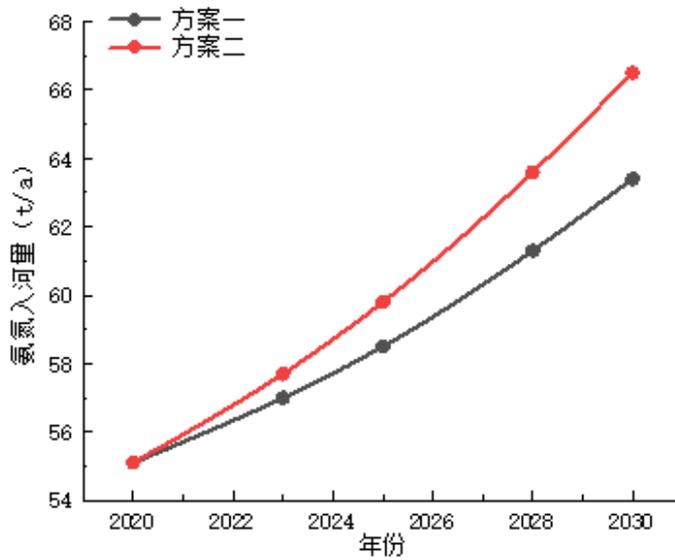


图 5-4 方案二与方案一的氨氮入河量对比

Fig. 5-4 Comparison of ammonia nitrogen inflow into the river between Scheme 2 and 1

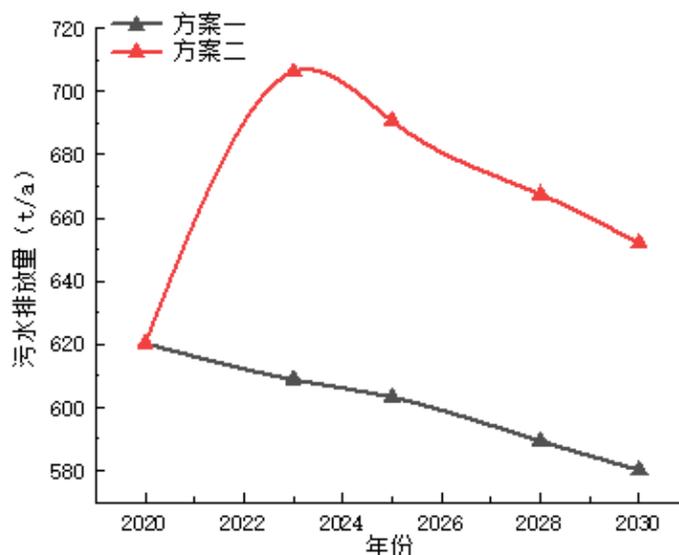


图 5-5 方案二与方案一的污水排放总量对比

Fig. 5-5 Comparison of total sewage discharge between Scheme 2 and 1

由图 5-3 可知，方案二的 COD 入河量在 2025 年与 2030 年分别比方案一增加了 2.5% 与 4.6%。由图 5-4 可得，方案二的氨氮入河量分别在 2025 年与 2030 年比方案一增加了 2.2% 与 4.9%。由图 5-5 可知，因为对人均污水产生量的增加，在其它条件相同的情况下，方案二的污水排放量先大量增加，然后在逐渐下降。因此在 2023 年方案二的污水排放量最大，比方案一增加了 97.4t/a，增长率为 16%。综上所述，方案二在重视经济的快速发展，而不考虑环境保护的情况下，其污染物和污水的排放量将在方案一的基础上明显增加，带来严重的环境污染，而环境污染必然会对经济增长产生负面影响。因此必须采取合理的污染控制措施，防止环境的继续污染。

5.3.3 方案三

此方案主要注重的水环境保护模式的发展，减缓经济的发展速度，强调水环境保护的重要性，单独从生活污染源的方面来考虑。针对城镇生活和农村生活对三河口水库流域的影响，在方案一的基础上，降低畜禽养殖数量，提高城镇和农村的生活污水处理率，同时将城镇生活 COD 产生系数调整为 55g/人·d，农村生活 COD 产生系数调整为 30g/人·d，城镇生活氨氮产生系数变为 4g/人·d，农村生活氨氮产生系数调整为 2g/人·d。模型主要变量的运行结果见表 5-5 所示。

表 5-5 方案三的主要变量模拟结果

Tab. 5-5 main variable simulation results of scheme 3

方案	主要变量	2020 年	2023 年	2025 年	2028 年	2030 年
方案三	畜禽养殖总量 (头)	17195	18271	19049	20340	21324
	城镇 COD 入河量 (t/a)	300	259.6	264.1	266.4	268.9
	农村 COD 入河量 (t/a)	42.6	31.1	30.7	29.6	28.9
	城镇氨氮入河量 (t/a)	27.7	18.9	19.2	19.8	20.1
	农村氨氮入河量 (t/a)	4.3	2.1	2.04	1.97	1.92
	污水排放总量 (t/a)	620.2	555.3	514.1	415.7	351.7
	COD 入河总量 (t/a)	456.7	418.5	420.8	422.6	424.3
	氨氮入河总量 (t/a)	55.1	45.5	46.1	47.4	47.9

由表 5-5 可知, 在方案三的情况下, 2030 年城镇生活 COD 入河量为 268.9t/a, 比现状年减少了 10.4%; 城镇氨氮入河量在 2030 年为 20.1t/a, 比现状年减少了 27.4%。农村生活 COD 入河量在 2030 年为 28.9t/a, 与现状年比较, 减少率为 32.2%。COD 入河总量在 2030 年为 424.3t/a, 比现状年降低了 7.1%; 氨氮入河总量在 2030 年为 47.9t/a, 比现状年降低了 13.1%。方案三与方案一的 COD 入河总量和氨氮入河总量对比如图 5-6、图 5-7 所示。方案三与方案一的污水排放总量的对比如图 5-8 所示。

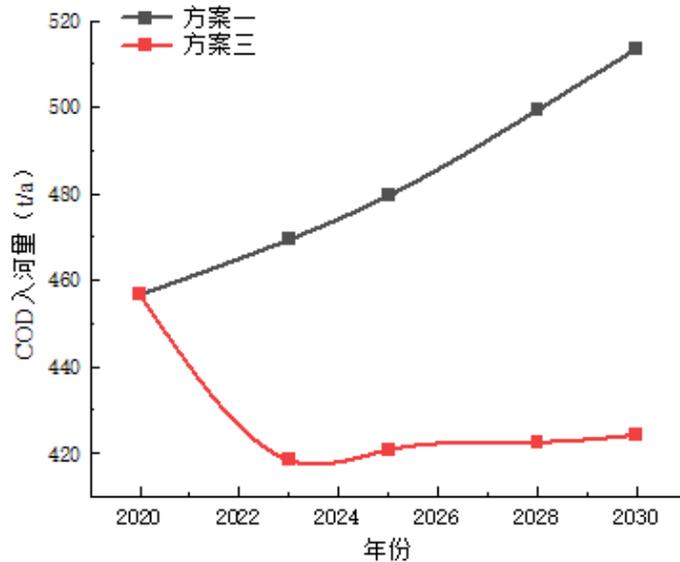


图 5-6 方案三与方案一的 COD 入河量对比

Fig. 5-6 Comparison of COD inflow into the river between Scheme 3 and 1

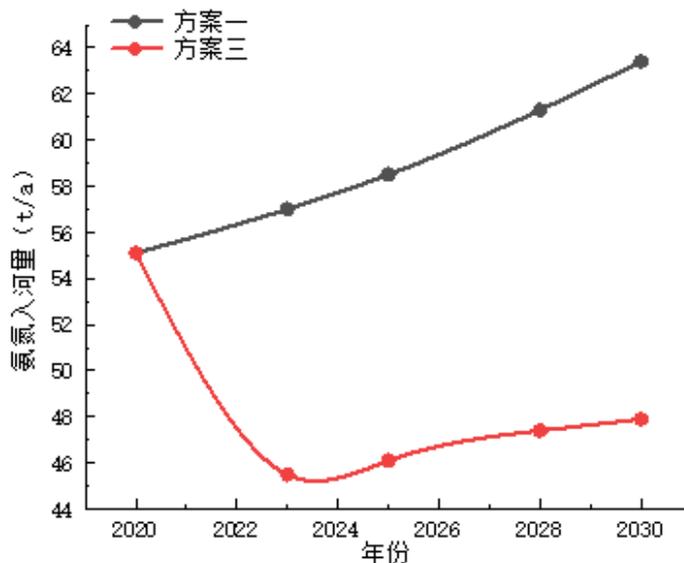


图 5-7 方案三与方案一的氨氮入河量对比

Fig. 5-7 Comparison of Total Sewage Discharge between Scheme 3 and 1

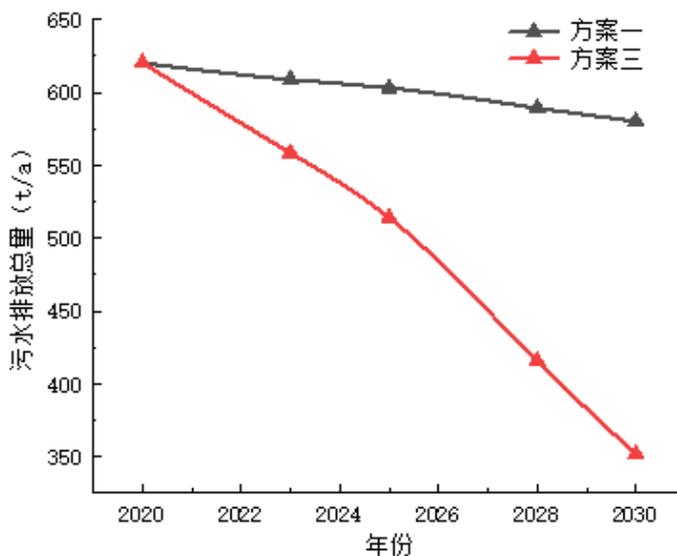


图 5-8 方案三与方案一的污水排放总量对比

Fig. 5-8 Comparison of ammonia nitrogen inflow into the river between Scheme 3 and 1

由图 5-6、图 5-7 可以知道，方案三通过对生活污染源的控制调整，其污染物的入河量排放有着明显的降低。因为对生活污染物产生系数的调整，所以方案三的 COD 和氨氮入河量先剧下降，然后在缓慢增加。与方案一的情况相比，方案三在 2025 年、2030 年 COD 入河总量分别减少了 12.2%，17.4%；氨氮入河总量也分别减少了 21.2%，24.4%。由图 5-8 可知，通过降低人均污水产量，在 2030 年，方案三的污水排放量比方案一的降低了 39.4%。

5.3.4 方案四

农业是面源污染的主要来源，而畜禽养殖是农业的重要组成部分。因此本方案也是注重水环境的保护，但是主要从畜禽污染物的控制方面入手，考虑调整畜禽污染物的相关变量，对未来研究区域污染物排放的影响。所以，在方案一的基础上为了进一步削减畜禽污染物的排放，将提高畜禽污染物的削减率，但经济发展速度与方案三一致，其它参数与方案一保持一致。其模拟结果如表 5-6 所示。

表 5-6 方案四的主要变量模拟结果

Tab. 5-6 main variable simulation results of scheme 4

方案	主要变量	2020年	2023年	2025年	2028年	2030年
方案四	畜禽 COD 入河量 (t/a)	109.8	106.7	104.3	100.2	97.3
	畜禽氨氮入河量 (t/a)	21.9	21.3	20.9	20	19.5
	污水排放总量 (t/a)	620.2	571.9	566.6	553.7	545.2
	COD 入河总量 (t/a)	456.7	459.2	461.6	468	472.1
	氨氮入河总量 (t/a)	55.1	55.4	56.3	58.5	60

由表 5-6 所知，在方案四的发展情况下，在 2030 年畜禽 COD 入河量为 97.3t/a，比 2020 年减少了 11.4%；氨氮入河量 19.5t/a，比 202 年减少了 11%。COD 入河量在 2030 年为 472.1t/a，氨氮入河量 60t/a，与现状年相比，增加率分别为 3.4%，8.9%。方案四与方案一的畜禽污染物入河量对比如图 5-9 所示，方案四与方案一的 COD 和氨氮污染物入河量对比如图 5-10、图 5-11 所示。

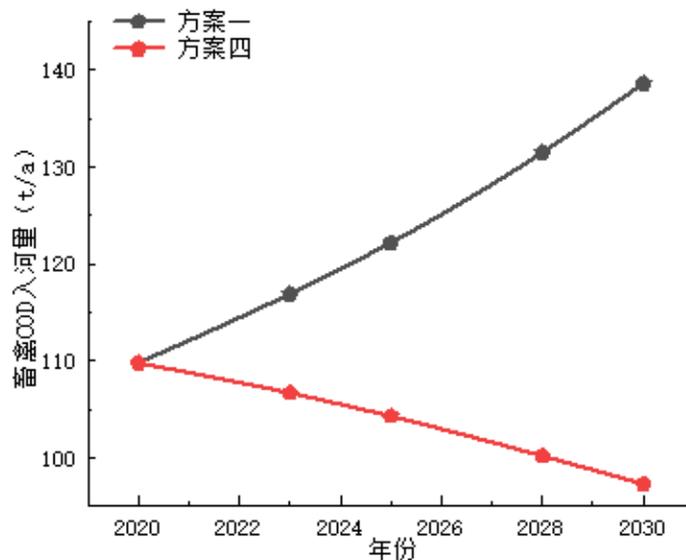


图 5-9 方案四与方案一的畜禽 COD 入河量对比

Fig. 5-9 Comparison of COD inflow of livestock and poultry between Scheme 4 and 1

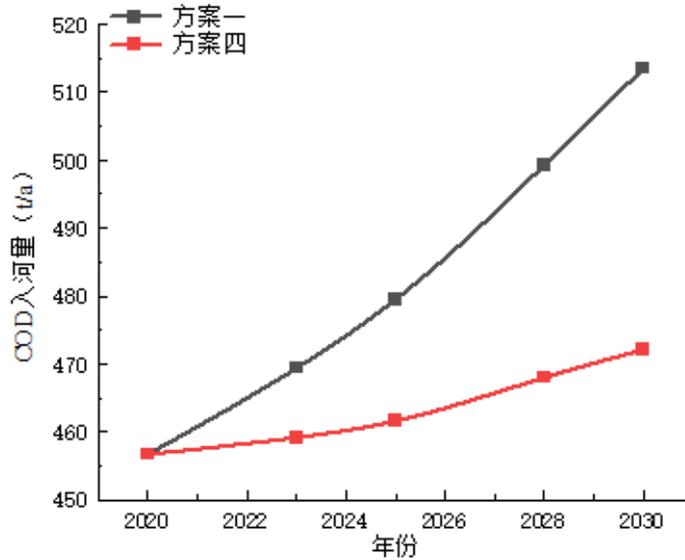


图 5-10 方案四与方案一的 COD 入河量对比

Fig. 5-10 Comparison of COD inflow into the river between Scheme 4 and 1

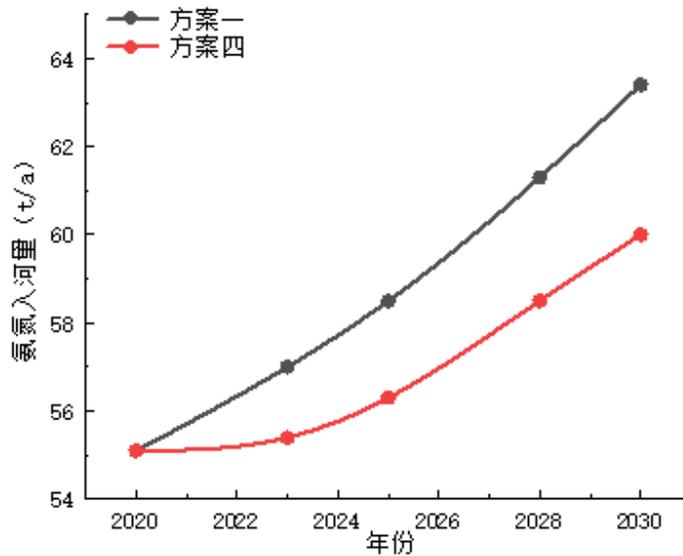


图 5-11 方案四与方案一的氨氮入河量对比

Fig. 5-11 Comparison of ammonia nitrogen inflow into the river between Scheme 4 and 1

由图 5-9 可得, 在方案四的情况下, 通过提高畜禽污染削减率, 畜禽污染物入河量的排放有明显的降低, 与方案一相比较, 在 2025 年、2030 年, 畜禽 COD 入河量的排放分别减少了 14.6%, 29.8%; 氨氮入河量的排放分别减少了 14.3%, 29.6%。由图 5-10、5-11 可知, 在 2025 年和 2030 年, 方案四与方案一的模拟结果相比 COD 入河量的排放分别减少了 3.7%, 8.1%; 氨氮入河量的分别排放减少了 3.8%, 5.4%。但与方案三相比, 单独减少畜禽污染物的排放对污染物总量的排放减少的幅度并不大。

5.3.5 方案五

方案五是方案二、方案三和方案四的综合，强调可持续发展原则，在发展经济的同时，对水环境进行保护。在方案一的基础上，适当的加大经济的发展下，城镇化率提高到与方案二一致，同时提高对生活污染源和畜禽污染源的污染控制，调整相应的变量，相应的也调整城镇和农村的人均污水产量，因为经济的提高，将城镇人均污水产量调整到 110g/人·d，农村人均污水产量调整到 90g/人·d。城镇生活 COD 产生系数调整为 60g/人·d，城镇生活氨氮产生系数调整为 4g/人·d，农村生活 COD 产生系数调整为 35g/人·d，农村生活氨氮产生系数调整为 3g/人·d。最终方案五的模拟运行结果如表 5-7 所示。

表 5-7 方案五的主要变量模拟结果

Tab. 5-7 main variable simulation results of scheme 5

方案	主要变量	2020 年	2023 年	2025 年	2028 年	2030 年
方案五	畜禽养殖总量 (头)	17195	18343	19308	21080	22462
	畜禽 COD 入河量 (t/a)	109.8	107.1	105.7	103.8	102.5
	畜禽氨氮入河量 (t/a)	21.9	21.4	21.1	20.8	20.5
	城镇 COD 入河量 (t/a)	300	289.5	293.6	298	301.3
	农村 COD 入河量 (t/a)	42.6	35.4	34.2	32.5	31.4
	城镇氨氮入河量 (t/a)	27.7	19.3	19.9	20.9	21.5
	农村氨氮入河量 (t/a)	4.3	3	2.9	2.8	2.7
	污水排放总量 (t/a)	620.2	610.9	557.5	444.5	372
	COD 入河总量 (t/a)	456.7	436.3	437.8	438.6	439.5
	氨氮入河总量 (t/a)	55.1	44.9	45.2	45.6	45.8

由表 5-7 可知，在方案五的发展下，在 2030 年，畜禽养殖数量为 22462 头，比现状年增长了 30.6%。畜禽 COD 入河量在 2030 年的排放比现状年减少了 6.6%。2030 年城镇生活 COD 入河量为 301.3t/a；农村生活 COD 入河量为 31.4t/a，与现状年相对比，农村生活 COD 入河量减少了 26.4%。污水排放总量在 2030 年为 372t/a，比现状年减少了 40%。COD 入河总量在 2025 年和 2030 年分别为 437.8t/a，439.5t/a，分别比现状年减少了 4.1% 与 3.8%，氨氮入河总量为 45.2t/a，45.8t/a，与现状年相比，减少率分别为 17.9%，16.8%。方案五与方案一的污染物入河量对比如图 5-12、图 5-13 所示。方案五与方案一的污水排放总量对比如图 5-14 所示。

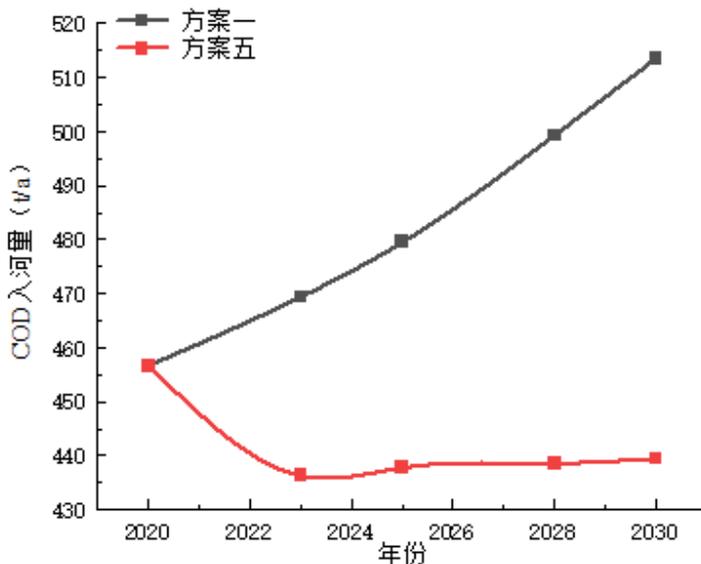


图 5-12 方案五与方案一的 COD 入河量对比

Fig. 5-12 Comparison of COD inflow into the river between Scheme 5 and 1

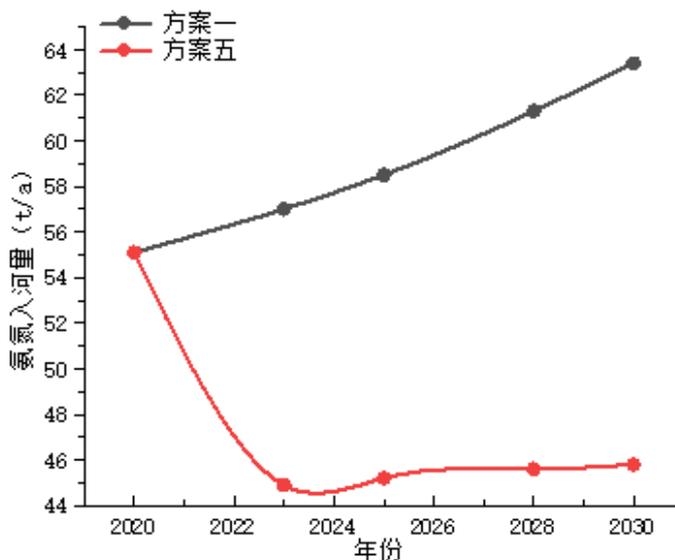


图 5-13 方案五与方案一的氨氮入河量对比

Fig. 5-13 Comparison of ammonia nitrogen inflow into the river between Scheme 5 and 1

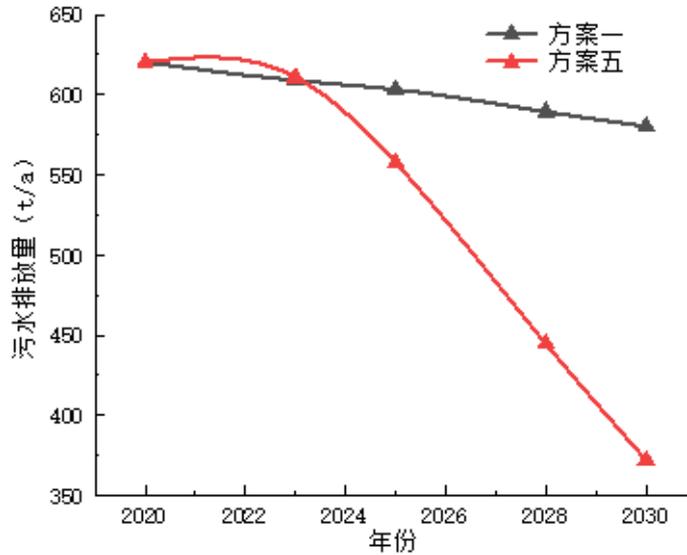


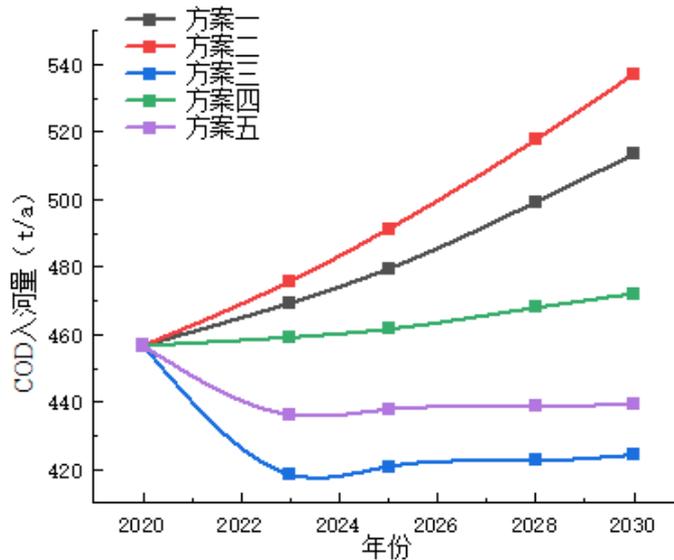
图 5-14 方案五与方案一的污水排放量对比

Fig. 5-14 Comparison of Sewage Discharge between Scheme 5 and 1

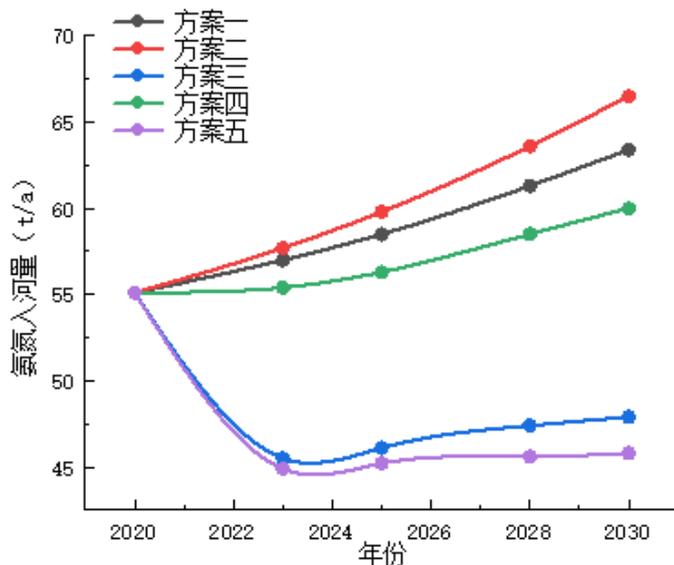
从图 5-12、5-13 可得知, 因为对污染物产生量的控制, 使污染物入河量会先减少到一定数值, 再缓慢上升, 故与方案一比较, 在 2025 年、2030 年相比 COD 入河量分别减少了 8.7%, 14.4%; 氨氮入河量分别减少了 22.7%, 27.8%。由图 5-14 可知, 污水排放总量降低幅度明显, 在 2030 年的减少率为 35.9%。

5.3.6 综合分析

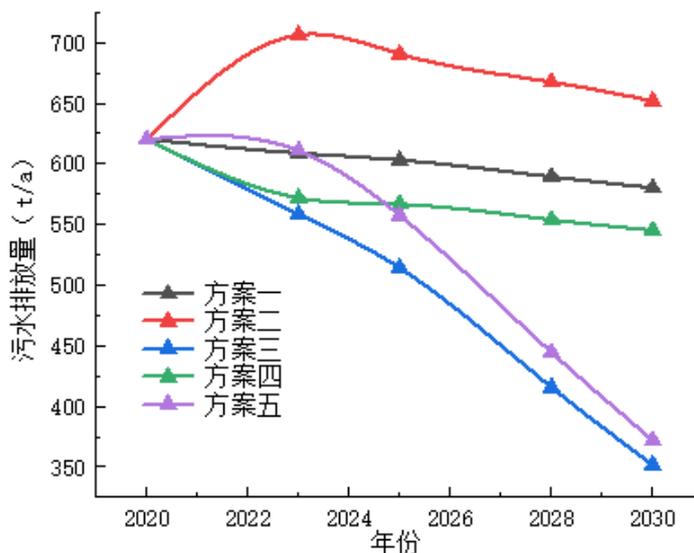
图 5-15 表示了 5 种不同方案的主要变量模拟结果。通过对比不同方案模拟结果, 选择最适合三河口水库流域水污染控制系统发展的方案。



(a) COD 入河量



(b) 氨氮入河量



(c) 污水排放量

图 5-15 不同方案下污染物模拟结果对比图

Fig. 5-15 Comparison of pollutant simulation results under different schemes

方案一是维持当前的三河口水库流域的发展现状，来对未来三河口水库流域的水污染排放进行模拟预测。由图 5-15 可知，污染物的排放量呈现上升趋势，到 2030 年 COD 入河量与氨氮入河量分别为 513.5t/a 和 63.4t/a，与现状年相比较，增长率分别为 12.4%和 15.1%。而污水排放量在 2030 年与现状年比较，减少率为 6.5%。方案一在不采取进一步的污染控制的前提下，三河口流域水污染将持续增加，影响水库的水质安全。

方案二是侧重经济的发展模式，在模拟时间内，重点强调经济的快速发展，水环境保护措施与方案一相同。在该方案下，库区的经济得到快速的发展，对于农业的畜禽养殖数量来说在 2030 年比方案一的畜禽养殖数量增长了 6.5%。但因为经济发展速度加快，

其污染物的排放量也会大量增加。如图 5-15 所示, 在 2030 年, COD 入河量和氨氮入河量分别为 537.3t/a 和 66.5t/a, 与现状年比较, 增长率分别为 17.6%和 20.7%。污水排放量在 2030 年为 651.9t/a, 比现状年增长了 5.1%, 比方案一增长了 12.4%。在 5 种方案中, 该方案的污染物排放量最高。由此可知, 只注重经济的发展会带来严重的环境污染, 同时环境污染又会反过来抑制经济的发展。因此, 想要经济的高效发展不能以牺牲环境利益为代价, 必须采取有效的污染控制措施, 遏制水质的恶化。

方案三与方案四都是注重环境保护的发展模式, 以环境保护的角度限制经济的发展。方案三是从生活污染源的角度考虑, 方案四从畜禽污染源的角度考虑, 同时这 2 个方案都减缓了经济的发展。由图 5-15 可知, 在方案三的发展情况下, 2030 年 COD 入河量、氨氮入河量和污水排放量分别为 424.3t/a, 47.9t/a 和 351.7t/a, 与现状年相比较, 减少率分别为 7.1%, 13.1%和 43.3%; 与方案一和方案二相比较, COD 入河量分别减少了 17.4%与 21%, 氨氮入河量分别减少了 24.4%与 28%, 污水排放量减少了 39.4%和 46.1%。在方案四的发展情况下, 在 2030 年 COD 入河量和氨氮入河量分别 472.1t/a 和 60t/a, 和方案一与方案二相比分别减少了 8%, 12.1%和 5.4%, 9.8%。可见, 方案三和方案四分别从生活源和畜禽养殖方面设计了水污染防治的措施, 与方案一相比较, 这两种方案的污染物入河量均有一定幅度的降低, 对流域水质的保护起到一定的作用。

方案五为协调发展模式, 即同时兼顾库区流域经济发展和环境保护, 在适当提高经济发展的同时, 加大环境保护力度。方案五是方案二、方案三和方案四的综合。在 2030 年, COD 入河量和氨氮入河量分别为 439.5t/a 和 45.8t/a, 污水排放量为 372t/a, COD 入河量与方案三相比增加了 3.6%, 但与方案一和方案二相比, 方案五的污染物和污水排放量都要小得多。可见方案五的污染治理效果是可以的, 并且方案五的畜禽养殖数量在 2030 年比方案三的畜禽养殖数量高出 5.3%。因此综合来看方案五不仅使库区流域保持较高的经济发展, 又兼顾了水环境的保护, 是比较优的方案。

通过对 5 个方案的比较可以看出, 尽管方案一与方案二的保持了高效的经济发展, 但对应的水污染也相对较严峻, COD、氨氮入河量与污水排放量均比其它 3 种方案高。由此可知, 保持现状发展, 对污染控制措施不采取进一步的行为, 或者不对水环境污染问题进行深入处理, 而只注重经济发展, 都是不可取的。方案三、方案四和方案五都采取了有效措施保护环境, 降低了水环境的污染, 但方案五还维持了经济较高的发展速度。该方案对经济发展速度和环境保护都有着积极良好的控制效果。所以方案五是三河口流域水污染控制较好的控制方案, 可以作为决策者的选择方案。

5.4 本章小结

本章在三河口流域水污染控制系统模型的基础上, 通过情景分析方法, 设置了 5 种不同的情景方案来反映三河口流域未来的发展状况。通过对比分析可以知道采取单一的污染控制方案并不能很好的实现流域的可持续发展, 不是较好的方案选择。方案 5 是可

持续发展方案，同时考虑了经济与环境保护的方面，能够使三河口流域的社会经济可持续发展，是一个较优的方案，可为决策者提供依据。

6 水污染控制措施与建议

通过对三河口水库流域水污染控制系统的模拟分析可知，城镇生活污染、农村生活污染和畜禽养殖污染等对水库流域水质有较大的影响。因此，根据三河口水库的实际情况，对城镇生活源污染、农村生活源污染和畜禽养殖污染源等方面提出合理的措施和建议。

6.1 城镇生活源污染治理

随着我国人口的增长和生活质量的提高，城市生活污水的排放总量将逐年增大，水质也将变得更加复杂，因此，提高生活污水的处理率是非常有必要的。对于流域生活污水，采用集中与分散相结合，并以集中处理为主要手段的治理方式，兴建集中式污水处理厂，同时建立完善的污水收集管网。

以三河口水库所处的佛坪县而言，目前多数中心镇排水不够完善，部分镇区甚至没有设置相应的污水管网，其住户和沿街的经营者的污水直接倒在街上、沟渠，影响了城镇的环境卫生。目前根据调查和资料收集，城镇污水处理厂主要为佛坪县污水处理厂，主要收集现有城区和城市规划内的污水。因此，为了更好的降低城镇生活污染，防治水体污染，佛坪县应该采取的污染控制措施主要有：（1）佛坪县各大乡镇，应根据城市污水达标处理、资源节约、循环利用的要求，分别建设相应的集中式污水处理厂，实现达标排放，使用二次生化处理技术，并视情况考虑对污水进行处理后再使用。（2）实施雨污分流改造，加强污水截流、收集工作，推进雨水在初期的收集、处理和资源化利用。

（3）强化污泥处理。污泥处理设施应在新建的污水处理厂配套修建，对产生的污泥进行稳定、无害、资源化处理。

6.2 农村生活源污染治理

6.2.1 农村生活污水现状

粗放型排放一般是农村生活污水的特点，不少农村尚未形成完整的排污体系，污水沿着路边的沟渠或路面排放到附近的水体。人们的无意识排放和雨水侵蚀导致大量有机物、氮磷等物质流入河流，造成水体富营养化，危害人们的身体健康。农村地区排水系统大多为雨污合流制，分流制系统只有少量新建地区内部采用，但外部的污水排水系统却没有建立起来，使得污水被直接或间接地排入到附近的河流中。因为大多污水未经处理就直接排放，容易造成水体污染，影响生态环境和安全。

由调查情况可知，佛坪县有大约 90% 的村镇雨污水未进行分离。随着新农村建设的不断推进，农村生活用水呈现明显的上升趋势，因此生活污水排放量也在不断增加。由于农村多数排放设施的不合理，导致大部分污水没有经过处理直接排入水体中，使得农村天然水体的污染日益严重，成为水体污染的主要污染源之一。一直以来，因为不科学

合理的规划和建设的随意性，导致排水系统的建设效率低。根据调查可知，佛坪县农村地区的排水系统大多数采用合流制系统，现有的排水管网铺设范围小，居民生活污水主要采用明沟排放。由于排污渠的建设不够完善，很多垃圾堆积在渠道，导致污水排放不顺畅且容易散发出难闻气味。而且部分污水漫出路面、田间和水塘，然后排入到自然水体，最终对地表水造成水体污染。并且还有其它大部分地区没有考虑污水收集问题或者污水收集设施不够完善，没有形成系统。

农村居民的生活污水主要包含：厨房污水，洗涤、淋浴污水，厕所污水和家庭养殖污水等。

佛坪县农村生活污水设施建设相对落后，短板明显且运行不足。目前，农村污水治理存在的问题主要有：

(1) 普遍存在管网建设的忽视，而对污水终端处理系统的建设比较重视。管网建设存在农村的主要污水接入不全，雨污分流不清，漏损率高；管道铺设回填质量差，检查井设置不够，不方便检查和维修等问题。造成污水收集率低，不能很好的发挥污水管网的作用。

(2) 存在部分雨、污水分流不清的现象。一些村庄技术力量薄弱，缺乏污水治理专业技术力量，以及一些村庄为了节省费用，把房屋前后的雨水都引入污水处理管网中，造成污水处理量增大，处理效果不理想等问题。

(3) 部分村庄存在厨房、卫生间等接户管接管混乱；少部分接户管存在管道裸露、悬空，未采取保护等措施。部分村民存在错接漏接现象，导致厕所污水、厨房污水、洗涤废水等未做到应纳尽纳。

(4) 佛坪县虽然大部分镇设置有小型污水处理站，但因地势原因和管理问题，污水处理站收纳水体覆盖范围小，污水管网有破损，无法接纳生活污水等现象时常发生。

6.2.2 农村生活污水治理

(1) 治理方式

农村生活污水的处理根据村庄的自然条件、污水排放情况、经济发展状况等，采用的治理方式为纳管治理、集中治理、分散治理 3 种。

①纳管治理。对分布在县城和周边一定距离的村庄产生的生活污水，优先接入城市污水处理管道系统统一处理，这种方式具有处理厂规模大，水量水质稳定，建设投资和运行费用低，便于集中管理等优势。

②集中治理。对管道建设难度较小、人口相对密集的村庄，可以根据村庄的地理位置、自然条件和周边生态环境保护要求等，建立一个集中处理设施，进行集中处理。这种方式具有运行平稳，抗负荷冲击能力强，水质相对稳定，出水质量较好等优点。

③分散治理。对于位置相对偏远、人口密度较小、布局分散且生态环境容量较大的村庄，开展分散处理的方式，以卫生厕所改造和单户庭院式污水处理设备为重点进行农

村污水治理。

(2) 污水处理工艺

农村生活污水处理技术五花八门，除了集中式污水处理厂这种常规的方式外，还有许多新型的污水处理方式，如人工湿地污水处理系统、土地处理系统、生物接触氧化塘、厌氧沼气池污水处理技术等。考虑到污水处理要建设投资省、运行费用低和维护简单等原因，因此选择适合农村生活污水处理的以下几种处理方式，并根据各村的实际情况进行优化组合。

A/O 污水处理工艺：又叫厌氧好氧工艺法，是改进的活性污泥法。主要是由好氧池、缺氧池和沉淀池组成的污水处理系统。A/O 工艺能完成生态中 C、N、O 的循环在厌氧、好氧的环境条件和异养菌、自养菌的共同作用下，实现污水净化处理。具有效率高、投资节省、运行费用低、流程简单等优点。

A/O 一体化污水处理设备：目前存在有多种多样形式的一体化污水处理设备和装置，主要用于居住较为分散的农村或污水排放量少的工业企业。A/O 一体化污水处理设备是污水分散处理发展的一种趋势，具有占地小，不需要人员管理，全自动控制；操作简单，维修方便；寿命使用时间长，噪音低等特点。

A²/O 工艺：它是生物硝化及反硝化技术、传统活性污泥技术和生物除磷技术相结合形成。去除磷大约 90%，70% 以上的总氮，BOD₅ 和 SS 在 90%~95%，一般是这种工艺可以达到的处理效率。在 3 种不同的环境条件缺氧、厌氧和好氧下，以及不同种类的微生物菌群的有机协同作用下，能够同时脱氮除磷和去除有机物。

人工湿地处理系统：是一种以天然湿地为基础，通过植物、基质、微生物等的协同作用，达到净化水体的方法。去除 N、P 人工湿地具有很好的效果，N 的去除率一般情况下能达到 85% 以上，P 的去除率能达到 95% 以上，并且已经得到广泛使用。人工湿地适合处理污染浓度或负荷较低的污水，人工湿地具有技术含量低，容易维护；与常规污水处理厂相比，建设和运营成本要低得多；能进行高效、可靠的废水处理等特点。

MBBR 厌氧池：主要是在池中添加 MBBR 的悬浮材料，再经过培养后，在填充物内外表面产生了微生物作用，而通过在生物层表面的微生物作用，可以分解水中的有机质，从而增加化学反应效果，并消除了部分的可溶性有机废物。

对以上 5 种污水处理技术进行组合，可以组合出适合农村污水处理的 6 种工艺，具体情况见表 6-1 所示。

表 6-1 6 种组合工艺的特点

Tab. 6-1 Characteristics of Six Combined Processes

工艺名称	特点
A/O 一体化污水处理设备	适用于水量较小、选址面积较小的村镇，占地面积小，处理效率高，可无人值守运行，但费用高于人工湿地。
A/O 一体化污水处理设备+人工湿地	适用于水量较小、选址面积较小、出水要求较高的村镇，2 种工艺组合，在少占地的情况下仍能保证良好的出水水质。
A/O 工艺+人工湿地	适用于水量较大、选址面积较小、出水要求较高的村镇，2 种工艺组合，在少占地的情况下仍能保证良好的出水水质。
MBBR 厌氧池+人工湿地	适用于选址面积大或经济发展落后的村镇，运行费用低，维护管理简单，处理效果好。
A ² /O 工艺	适用于水量较大、选址地方小的污水处理，它可以同时完成有机物的去除、硝化脱氮、磷的过量摄取而去除等功能，并且能处理大规模生活污水。
MBBR 厌氧池+人工湿地一体化设备	适用于选址面积小或经济发展落后的村镇，运行费用低，维护管理简单，处理效果好。

对于布局分散、不适合修建集中式污水处理设施的村庄，采用“厕所清洁化改造+粪污资源化利用”的措施处理生活污水。通过清洁旱厕改造，促进粪尿资源化利用，通过粪尿分集式厕所，对尿、粪便分别收集并发酵，尿经过短期的发酵后作为饲料，而粪便则经过干燥洗涤、自动分解等技术后，实现了无害化回收处理。

6.2.3 农村生活垃圾治理

生活垃圾是流域水源地有机污染的重要来源。因此，为了确保水库流域水质不受污染，保障水质安全，杜绝垃圾进入水体，应该推进和进一步完善农村生活垃圾收集设施建设，采取“户分类—村收集—镇转运—县市处理”的处理方式，从而实现对生活垃圾的统一收集和集中处理。

户分类：对生活垃圾进行分类收集，设立垃圾分类收集器，将生活垃圾分为 3 类分别为不可回收垃圾、可堆肥垃圾与可回收垃圾，然后再进行综合处理回收利用，从而对垃圾实现无害化、减量化和资源化。

村收集：由村委会在每个村庄都要配备一批清洁工人，主要负责村庄垃圾的收集与运输，公共区域与道路的清洁，垃圾的收费与回收。为了推进农村能源节约和减少排放，改善农村的环境，建议每 50~100 户农户配一名保洁人员，保洁人员将农户放置公用垃圾箱的垃圾集中至垃圾转运集装箱。

镇转运：由政府主导，在各镇建立垃圾中转站，保洁人员将每日搜集的无用、有害、有毒的生活垃圾集中到垃圾中转站，再送往县生活垃圾卫生填埋场进行处理。

县处理：不可回收利用垃圾运送至县垃圾无害化处理场进行无害化处理。

6.3 畜禽养殖源污染治理

(1) 禁养区和非禁养区进行科学的划分。在禁养区，不允许新建畜禽养殖场，已建的要责令关停或迁址。在非禁养区畜禽养殖场的新建、扩建和改建，必须严格执行“同时设计、同时施工、同时投产使用”的“三同时”制度要求。在非禁养区的养殖场排放的污染物，应该符合国家或地方规定的排放标准。对于排放超标和严重污染环境的养殖场，必须进行治理控制。

(2) 发展生态养殖。鼓励“养殖—沼气—种植”的种养结合、综合利用模式，通过沼气发酵、生产有机肥、粪便还田等方式进行利用，使畜禽粪便能够实现无害化、减量化、生态化和资源化。对畜禽粪污综合利用率进行提高，防止畜禽粪便对环境的污染。促进农业、养殖业、生态环境的协调发展。

(3) 因地制宜选取处理方式。以本地的自然地理环境条件、养殖场的养殖规模、养殖种类、粪便污水收集方式等因素为依据，来确定技术路线及治理对象，对粪便污水资源化设施的布局 and 规模进行合理的规划，并在实现达标排放或综合利用的情况下，优先选择运行费用低的治理技术。在使用物理和化学方法的过程中，应注意避免二次污染的发生。在对畜禽粪便进行处理和资源化的过程中，需要具备成熟、可靠的技术条件，对新技术、新工艺、新材料、新设备进行科学、合理的选择。

(4) 加强宣传力度。在农村地区，要加大《畜禽养殖业污染防治管理办法》和《环境保护法》的宣传力度，通过各种文件、会议、专题培训，通过新闻、电视、广播等形式，使广大农民群众认识到畜禽养殖污染的重要意义，增强农民的环境保护意识，增强农民的积极性和自觉性。

6.4 本章小结

本章在系统模型模拟结果分析的基础上，从畜禽养殖污染源、城镇生活和农村生活污染源 3 方面提出合理的水污染控制措施与建议。

(1) 城镇生活污染方面：提高生活污水的处理率，建立完善的污水收集管网，兴建集中式污水处理厂；实施雨污分流改造；强化污泥治理。

(2) 农村生活污染方面：对于农村生活污水采用纳管处理、集中处理、分散处理 3 种治理方式。对于农村生活垃圾要推进和进一步完善农村生活垃圾收集设施建设，采取“户分类、村收集、镇转运、县处理”的治理模式。

(3) 畜禽养殖污染方面：需要对禁养区和非禁养区科学划定；发展生态养殖；因地制宜选取处理方式；加强宣传力度。

7 结论与展望

7.1 结论

本文在对三河口水库的现场调查和自然状况、社会经济发展等相关数据资料的基础上,通过系统动力学的方法,构建了三河口水库流域水污染控制系统 SD 模型,并将三河口水库流域水污染控制系统划分为 3 个子系统,即人口子系统、农业子系统和水污染子系统,然后运用 Vensim PLE 软件对模型进行了准确性和灵敏度分析验证。通过验证后,基于情景分析的方法,选取了城镇化率、城镇生活污水处理率、农村生活污水处理率、城镇 COD 产生系数等 11 个变量作为决策变量,进行不同的变量组合和取值,设计了 5 种不同的情景方案来对三河口流域在 2020 年—2030 年的水污染变化趋势进行模拟分析,得到以下结论:

(1) 由方案 1 的模拟结果显示,到 2030 年 COD 入河量与氨氮入河量分别为 513.5t/a 和 63.4t/a,与现状年相比分别增加了 56.8t/a 和 8.3t/a,增长率分别为 12.4%和 15.1%。污水排放量在 2030 年为 580.1t/a,比基准年减少了 40.1t/a,减少率为 6.5%。总体而言,在方案 1 的发展模式下,污染物的排放总体呈逐年增加趋势,在不采取进一步的污染控制情况下,三河口水库将会出现水污染严重的问题。

(2) 方案 2 是在方案 1 的基础上,加大了经济发展速度,重点强调经济的发展。由方案 2 的模拟结果可知,2030 年的 COD 入河量和氨氮入河量分别为 537.3t/a 和 66.5t/a,与现状年比较,增长率分别为 17.6%和 20.7%,比方案 1 增加了 4.6%和 4.9%。而污水排放量在 2030 年为 651.9t/a,比现状年增长了 5.1%,比方案一增长了 12.4%。在方案 2 的发展状况下,污染物的排放量比方案 1 更多,对流域的水环境造成的污染会更加严重,必须要采取有效的污染控制措施。

(3) 方案 3 和方案 4 在方案 1 的基础上强调对水环境的保护,降低了经济的发展。在方案 3 的情况下,调整了生活源污染的相关变量取值后,污染物的排放量明显降低,在 2030 年 COD 入河量和氨氮入河量分别比方案 1 的情况下减少了 17.4%与 24.4%,污水排放量比方案 1 减少了 39.4%。由此可见,生活源污染对三河口流域河流的影响较大,在未来的规划中应该加强和完善对生活源污染治理的措施。方案 4 对畜禽污染削减率进行了修改,在 2030 年 COD 入河量与氨氮入河量与方案 1 相比分别减少了 8%与 5.4%,与方案 3 比较,方案 4 的污染物削减量相对较低。方案 3 与方案 4 在环境污染治理方面都加大了投入,与前 2 种方案相比,污染物的排放都有一定程度的降低,并且方案 3 的效果比方案 4 的效果更明显,但这 2 种都减缓了经济的发展。

(4) 方案 5 是方案 2、方案 3、方案 4 的综合,既保证了经济较高的发展速度,又对相应的污染源进行了污染控制。到 2030 年,COD 入河量和氨氮入河量分别为 439.5t/a 和 45.8t/a,污水排放量为 372t/a,COD 入河量与方案三相比增加了 3.6%,但与方案一和

方案二相比，方案五的污染物和污水排放量都要小得多。可见方案 5 的污染治理效果是比较显著的，并且经济发展也比方案 3 和 4 要高，因此方案 5 是一种比较优的方案。

综合 5 种方案来看，不采取近一步的污染控制措施而维持现状发展，或只注重经济的高效发展都是不可取的。只有在保持经济发展的同时，又采取有效的措施与对策保护环境，减少环境的污染，才能使社会可持续发展下去。因此方案 5 是三河口流域水污染控制较优的控制方案，可以作为决策者的选择方案。

(5) 基于对三河口水库流域水污染控制系统的模拟分析，城镇生活污染源、农村生活污染源和畜禽养殖污染源都对三河口流域有一定的影响。因此对这 3 个方面提出一些合理的水污染控制措施和建议，以保证水库的水质安全。

7.2 展望

流域水污染控制规划是一项涉及到社会、经济、环境和生态等多个层面的复杂系统。本文虽然构建了三河口流域水污染控制系统模型进行了简单的模拟分析，但仍存在一些不足需要进一步研究：

(1) 系统动力学模型比较复杂，因为数据和相关资料的不足，模型只考虑了与研究有重要关系的因素，导致三河口水污染控制研究有一定的欠缺，影响模型的预测结果。因此在今后的水污染控制研究中，应该结合系统动力学特点，充分考虑多方面因素的影响，使模型的应用更科学合理，结果更准确。

(2) 水污染控制系统中有着许多的参数，但由于数据资料的不足和作者的经验尚浅，因此对某些参数只能进行粗略地估算，对结果会造成一定的误差。所以在今后的研究中，应该需要采取多种方法相结合的方式对参数进行估算，提高精确度。

(3) 系统动力学模型是一种半定量的分析模型，因此对模型的整体逻辑结构有很高的要求。在对复杂系统以及需要进行足够的定量分析的系统进行研究的时候，可以把它与多目标线性规划模型或者其他的专业模型进行有机地结合起来，这样才能吸收各个研究方法和方向中的优势和优势，并尽可能地避开不足之处。只有这样，整个研究过程才能科学化、系统化、合理化。

参考文献

- [1] 刘庄, 晁建颖, 张丽,等. 中国非点源污染负荷计算研究现状与存在问题[J]. 水科学进展, 2015, 26(03): 432-442.
- [2] Slobodan P. Simonovic. World water dynamics: global modeling of water resources[J]. *Journal of Environmental Management*, 2002, 66(3): 249-267.
- [3] 李雨欣, 薛东前, 宋永永. 中国水资源承载力时空变化与趋势预警[J]. 长江流域资源与环境, 2021, 30(07): 1574-1584.
- [4] 薛金凤, 夏军, 马彦涛. 非点源污染预测模型研究进展[J]. 水科学进展, 2002(05): 649-656.
- [5] 唐芳芳, 徐宗学, 徐华山. 潮河流域非点源污染关键区识别及其管理措施研究[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2012, 48(05): 497-504.
- [6] 路月仙, 陈振楼, 王军, 许世远. 地表水环境非点源污染研究的进展与展望[J]. 环境保护, 2003(11): 22-26.
- [7] 林明. 考虑降雨、地形的长江上游非点源污染时空演变模拟研究[D]. 华北电力大学(北京), 2016.
- [8] 邵亮. 农业非点源污染研究进展[J]. 辽宁农业科学, 2011(06): 47-52.
- [9] 许书军, 魏世强, 谢德体. 非点源污染影响因素及区域差异[J]. 长江流域资源与环境, 2004(04): 389-393.
- [10] 张秋玲. 基于 SWAT 模型的平原区农业非点源污染模拟研究[D]. 浙江大学, 2010.
- [11] 朱建国, 郭红岩, 王晓蓉. 非点源污染研究及控制对策[C]. 南京: 中国土壤学会, 2004: 336-353.
- [12] 王序驰, 金明姬, 冯恒栋. 分布式水文模型 SWAT 在非点源污染研究中的应用进展[J]. 延边大学农学学报, 2016, 38(03): 271-276.
- [13] 陶园, 徐静, 任贺靖, 等. 黄河流域农业面源污染时空变化及因素分析[J]. 农业工程学报, 2021, 37(04): 257-264.
- [14] Jungsun Hong, Franz Kevin Geronimo, Hyeseon Choi, Lee-Hyung Kim. Impacts of nonpoint source pollutants on microbial community in rain gardens[J]. *Chemosphere*, 2018, 209: 20-27.
- [15] Environmental Water Research; Studies from Wuhan University in the Area of Environmental Water Research Described (Characterization of the nonpoint source pollution into river at different spatial scales)[J]. *Ecology Environment & Conservation*, 2018.
- [16] M. Wang, W. Cheng, B.-S. Yu, Y. Fang. Temporal-spatial distribution of non-point source pollution in a drinking water source reservoir watershed based on SWAT[J]. *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 2015, 368(368).
- [17] Xiaowen Ding, Lin Liu. Long-Term Effects of Anthropogenic Factors on Nonpoint Source

- Pollution in the Upper Reaches of the Yangtze River[J]. Sustainability, 2019, 11(8).
- [18] 贾学斌, 张超, 朱永明. 基于 USLE 模型的承德市水土流失敏感性时空演变分析[J]. 林业与生态科学, 2020, 35(01): 37-47.
- [19] 傅庆林, 俞劲炎, 陈英旭. 氮素营养对水稻干物质和氮分配的影响及氮肥需求量(英文)[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2000(04): 56-60.
- [20] 陈佩琪, 王兆礼, 曾照洋, 等. 城市化对流域水文过程的影响模拟与预测研究[J]. 水力发电学报, 2020, 39(09): 67-77.
- [21] 朱焱, 刘琨, 王丽影, 等. 土壤水氮动态及作物生长耦合 EPIC-Nitrogen2D 模型[J]. 农业工程学报, 2016, 32(21): 141-151.
- [22] 张文明, 董增川, 钱蔚, 等. 基于 MMS/PRMS 的分布式水文模型构建及其应用[J]. 水电能源科学, 2008(01): 9-13.
- [23] 李泽实, 辛小康, 刘瑞芬. 基于 MIKE SHE 模型的洋河流域水环境模拟研究[J]. 人民黄河, 2022, 44(02): 100-105.
- [24] 向鑫, 敖天其, 肖钦太. 基于 SWAT 模型的小流域非点源污染负荷分布模拟研究[J]. 水电能源科学, 2022, 40(06): 41-44.
- [25] Xu Hua-Shan, Xu Zong-Xue, Liu Pin. Estimation of nonpoint source pollutant loads and optimization of the best management practices (BMPs) in the Zhangweinan River basin[J]. Huan jing ke xue= Huanjing kexue, 2013, 34(3).
- [26] Beasley, D.B. Applying Distributed Parameter Modeling Techniques to Watershed Hydrology and Non-point Source Pollution. Proc.13thConf. Modeling and Simnlation, 1982, 4, April.
- [27] Knisel W G. CREAMS: A field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems[M]. Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1980.
- [28] P.I.A.Kinnell, AGNPS-UM: applying the USLE-M within the a Cricultural non-point source pollution model[J]. Environmental modeling & software. 2000, 15: 331-341.
- [29] Foster G R, Lane L J. User requirements: USDA, water erosion prediction project (WEPP) Draft 6.3[J]. NSERL report (USA), 1987.
- [30] Jaepil Cho, Seungwoo Park, Sangjun Im. Evaluation of Agricultural Nonpoint Source (AGNPS) model for small watersheds in Korea applying irregular cell delineation[J]. Agricultural Water Management, 2007, 95(4): 400-408.
- [31] P. Srivastava, J. M. Hamlett, P. D. Robillard, R. L. Day. Watershed optimization of best management practices using AnnAGNPS and a genetic algorithm[J]. Water Resources Research, 2002, 38(3): 3-1-3-14.
- [32] Mohammad Sholichin, Faridah Othman, S.M Shirazi, Shatirah Akib, Donny Harisuseno,

- Dian Sisingih. Applied AVSWAT 2000 for Assessment of Pollutant Load in Brantas River Basin, Indonesia[J]. *Advanced Materials Research*, 2011,1270(250-253).
- [33] 王晓燕. 非点源污染及其管理[M]. 北京: 海洋出版社, 2003.
- [34] 陈明华. 在土壤侵蚀方程式中应用遥感资料评价非点源污染[J]. *国外环境科学技术*, 1986(06): 21-26.
- [35] 刘枫, 王华东, 刘培桐. 流域非点源污染的量化识别方法及其在于桥水库流域的应用[J]. *地理学报*, 1988(04): 329-340.
- [36] 郑丙辉, 王丽婧, 龚斌. 三峡水库上游河流入库面源污染负荷研究[J]. *环境科学研究*, 2009, 22(02): 125-131.
- [37] 刘庄, 李维新, 张毅敏, 等. 太湖流域非点源污染负荷估算[J]. *生态与农村环境学报*, 2010, 26(S1): 45-48.
- [38] 张华美, 荆延德, 孙笑笑. 南四湖流域非点源污染 TN/TP 时空格局及防治分区演变[J]. *水土保持通报*, 2018, 38(02): 19-26.
- [39] 吕川, 刘德敏, 刘特. 辽河源头区流域农业非点源污染负荷估算[J]. *水资源与水工程学报*, 2013, 24(06): 185-191.
- [40] 徐敏, 张涛, 王东, 等. 中国水污染防治 40 年回顾与展望[J]. *中国环境管理*, 2019, 11(03): 65-71.
- [41] 吴义林, 赵明华, 刘淼, 等. 基于 SWMM 模型的沈阳典型小区非点源污染情景模拟[J]. *生态学杂志*, 2017, 36(02): 491-498.
- [42] 席庆. 基于 AnnAGNPS 模型的中田河流域土地利用变化对氮磷营养盐输出影响模拟研究[D]. 南京农业大学, 2014.
- [43] 马放, 姜晓峰, 王立等. 基于 SWAT 模型的阿什河流域非点源污染控制措施[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(02): 610-618.
- [44] 刘佳昆. 基于改进输出系数模型的澎溪河流域非点源污染研究[D]. 西南大学, 2019.
- [45] Forrester J W. *Industrial Dynamics: A Breakthrough for Decision Makers*[J]. *Harvard Business Review*, 1958, 36(4): 37-46.
- [46] Forrester J W. *Industrial Dynamics* [M]. Cambridge MA: Productivity Press, 1961.
- [47] Forrester J W. *Principles of Systems* [M]. Cambridge MA: Productivity Press, 1968.
- [48] Forrester J W. *World Dynamics (2nd ed.)* [M]. Cambridge MA: Productivity Press, 1971.
- [49] Meadows D H, Meadows D L, J Behrens III. *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind* [M]. New York: Universe Books, 1972.
- [50] Cooper K G. Naval ship production: a claim settled and a framework built [J]. *Interfaces*, 1980, 10(6): 20-36.
- [51] Jeon C, Shin J. Long-term renewable energy technology valuation using system dynamics and Monte Carlo simulation: Photovoltaic technology case[J]. *Energy*, 2014, 66(4): 47-57.

- [52] Naill R F. A System Dynamics Model for National Energy Policy Planning[J]. System Dynamics Review, 1992, 8(1): 1-19.
- [53] Youngjung Geum, Sora Lee, Yongtae Park. Combining technology roadmap and system dynamics simulation to support scenario-planning: A case of car-sharing service[J]. Computers & Industrial Engineering, 2014, 7(1): 37-49.
- [54] 王其藩. 高级系统动力学[M]. 北京: 清华大学出版社, 1995.
- [55] 杨通谊. 经营管理科学新支系统动力学[J]. 未来与发展, 1982(03): 22-25.
- [56] 许庆瑞, 徐德才. 杭州市可持续发展系统动态模拟及政策建议[J]. 技术经济与管理研究, 2004(03): 83.
- [57] 胡玉奎, 韩于羹, 曹铮韵. 系统动力学模型的进化[J]. 系统工程理论与实践, 1997(10): 133-137.
- [58] 陶在朴. 系统动态学的基本理论与方法[J]. 系统工程理论与实践, 1985(02): 5-18.
- [59] 张力菠, 方志耕. 系统动力学及其应用研究中的几个问题[J]. 南京航空航天大学学报(社会科学版), 2008(03): 43-48.
- [60] 杨鑫, 史文钊, 屈慰双. 基于系统动力学的中国石油供需预测分析[J]. 中国能源, 2015, 37(02): 15-21.
- [61] 黄元生, 张茜. 基于系统动力学的能源需求规划[J]. 华北电力大学学报(社会科学版), 2016(01): 18-20+32.
- [62] 于航, 陶磊, 白景峰, 等. 基于系统动力学的滨海新区综合承载力预测研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2012, 22(S1): 297-300.
- [63] 吕涛, 张美珍, 雷强. 基于系统动力学的印度能源及煤炭需求情景预测[J]. 资源科学, 2015, 37(06): 1199-1206.
- [64] 刘业娇, 曹庆贵, 王文才, 等. 煤矿安全管理的系统动力学仿真分析[J]. 中国安全科学学报, 2010, 20(09): 45-50.
- [65] 巫发洸. 基于系统动力学的库存管理研究[J]. 知识经济, 2012(03): 10-11.
- [66] 王志刚, 卢成钢. 系统动力学在水资源需求管理中的应用[J]. 科技视界, 2013(26): 472-473.
- [67] 罗春竹. 系统动力学在项目管理中的应用研究[J]. 山西建筑, 2017, 43(35): 244-247.
- [68] 王留锁, 吕晓佼, 侯丽敏. 基于系统动力学模型的清河流域产业结构优化研究[J]. 环境科学与管理, 2014, 39(06): 40-44.
- [69] 莫际仙, 王亚静, 毕于运, 等. 基于 SD 模型的诸城市农业结构仿真优化研究[J]. 中国农业资源与区划, 2019, 40(11): 146-157.
- [70] 荣绍辉, 王莉, 刘春晓. 系统动力学在水污染控制系统中的应用研究[J]. 生态经济, 2012(04): 30-34.
- [71] 王志芸. 基于系统动力学的高原湖泊流域污染负荷入湖总量预测的应用研究[J]. 生态经济, 2016, 32(06): 179-182.

- [72] 杨岩,韩璐,姚长青,佟贺丰. 基于 SD 模型的城市水环境污染负荷模拟——以德州市为例[J]. 生态经济, 2018, 34(04): 180-184.
- [73] 朱漫莉,高海鹰,徐力刚,等. 基于系统动力学方法的鄱阳湖流域水量平衡过程模拟与分析[J]. 水资源保护, 2015, 31(03): 46-52.
- [74] 张诗倩,刘昕瑀,杨晓,等. 基于系统动力学的江西省需水量预测[J]. 宁夏大学学报(自然科学版), 2021, 42(03): 334-339+345.
- [75] 刘童,杨晓华,薛淇芮,等. 系统动力学模型在吉林省水资源承载力的仿真应用[J]. 中国农村水利水电, 2020(01): 106-110.
- [76] 马涵玉,黄川友,殷彤,朱国宇. 系统动力学模型在成都市水生态承载力评估方面的应用[J]. 南水北调与水利科技, 2017, 15(04): 101-110.
- [77] 宋策,李靖,周孝德. 基于水生态分区的太子河流域水生态承载力研究[J]. 西安理工大学学报, 2012, 28(01): 7-12.
- [78] 黄国如,李彤彤,王欣,等. 基于系统动力学的海口市需水预测分析[J]. 水电能源科学, 2016, 34(12): 1-5+40.
- [79] 王其藩. 高级系统动力学[M]. 北京: 清华大学出版社, 1995.
- [80] 郑丽娟,万志芳,李微. 森林资源可持续利用系统动力学模型构建研究[J]. 生态经济, 2012(09): 69-71+75.
- [81] 张波,虞朝晖,孙强,李顺,黄明祥,王利强. 系统动力学简介及其相关软件综述[J]. 环境与可持续发展, 2010,35(02):1-4.
- [82] 李舒,李家科,郝改瑞. 陕西省丹汉江流域非点源污染负荷估算及评价[J]. 环境科学与技术, 2020, 43(S2): 243-249.
- [83] 李磊. 基于 MIKE 11 水动力水质模型的滹沱河石家庄段水环境容量分析[D]. 河北工程大学, 2022.
- [84] 朱梅. 海河流域农业非点源污染负荷估算与评价研究[D]. 中国农业科学院, 2011.
- [85] 姜卉. 应急实时决策中的情景表达及情景间关系研究[J]. 电子科技大学学报(社科版), 2012, 14(01): 48-52.
- [86] 许怀东. 情景分析:一种灵活而富于创造性的软系统方法[J]. 科学学研究, 1987(04): 37-43+114.
- [87] 刘永,郭怀成,王丽婧,等. 环境规划中情景分析方法及应用研究[J]. 环境科学研究, 2005(03): 82-87.
- [88] 刘梅,许新宜,王红瑞,等. 基于情景分析的河北省虚拟水战略环境影响评价[J]. 资源科学, 2012, 34(12): 2282-2288.
- [89] 田金平,陈吕军,杜鹏飞,等. 基于情景分析的浙江沿海地区环境污染防治战略研究[J]. 环境科学, 2013, 34(01): 336-346.