

湿地养分截留功能的空间模拟 I. 模型的概念和方法

李秀珍, 肖笃宁, 胡远满, 王宪礼

(中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016)

摘要:运用河口湿地来削减氮磷入海通量,防止近海水体富营养化。首先对辽河三角洲湿地净化系统进行了理论分析,并建立了相应的概念模型,然后依靠野外实验数据,为湿地的营养物质去除功能建立了一个空间模型。该模型包括两大部分:一是灌渠子系统,二是苇田子系统。前者使用的是一个非线性回归模型,后者则是以百分率为基础的简单模型。该模型在个别灌区试运行后,推广到整个苇田研究区。

关键词:空间模型;养分去除;河口湿地;非线性回归模型

Spatial Modeling on Nutrient Reduction in The Wetlands I. Concepts and Methodology

LI Xiu-Zhen, XIAO Du-Ning, HU Yuan-Man, WANG Xian-Li (Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang, 110016, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(3): 300~310.

Abstract: The eutrophication problem of coastal seawater has been a serious hazard in the last two decades in Eastern China. This problem is mainly caused by the nutrients like nitrogen and phosphorous from inland non-point sources. The purification function of natural wetlands at big river deltas provides a potential solution to cut down nutrient input into the sea. The objective of this research is to develop a model to simulate the ability of nutrient reduction in the wetland system so as to evaluate to what extent the natural wetland can be used as a treatment system for nutrient enriched river water. The study area is in the Liaohe Delta, China, where the world largest reed marsh is located. The natural wetland is a multi-functional landscape in biomass production and protection, water regulation, soil formation, coastline stabilization and pollutant purification. The reed and canal system has a high reduction rate for many pollutants such as COD, nitrogen and phosphorous. Besides, the reed marsh can also be used as a treatment system for oil drilling water. Therefore, wastewater irrigation in the reed field should be encouraged to solve the water shortage problem in spring, increase reed productivity and prevent coastal pollution.

Based on the field data collected during 1997~1998, spatial models are designed on a stepwise basis to simulate the nutrient reduction function of the wetland in the Liaohe Delta. A series of analytical models are established to describe the whole process from water input into the system to output into the sea. The general model gives an overview of the system. The conceptual model incorporates the main objects and factors into the system and gives a brief description of the main processes. The data model translates the conceptual model into a workable system that can be realized within GIS. The simulation model contains

基金项目:国家重点基金资助项目(49631040);国家自然科学基金青年基金资助项目(40001002);中国科学院“引进国外杰出人才”资助项目;江苏省地理信息科学重点实验室资助项目;教育部留学回国人员启动基金资助项目

收稿日期:2000-06-08;修订日期:2001-10-10

作者简介:李秀珍(1970~),女,山东天津人,博士,研究员。主要从事景观生态学、自然地理学、环境学及地理信息系统与遥感应用等方面的研究工作。Email: lndscp@iae.ac.cn

two major subsystems; the canal system and the reed field. In the preliminary model, a non-linear regression model is established for the nutrient reduction in the canal system:

$$C_{(x,y)} = -A \times \ln(\text{dist.}) + B \quad (A > 0, B > 0)$$

Where $C(x, y)$ is the nutrient concentration value (in mg/l) of a canal point at a certain distance (dist.) to the pumping station. A and B are linearly related to the nutrient input concentration (inload in mg/l) at the pumping station:

$$A = C_1 \times \text{inload} + C_2 (R_N^2 = 0.87, R_P^2 = 0.95, n = 24)$$

$$B = C_3 \times \text{inload} + C_4 (R_N^2 = 0.78, R_P^2 = 0.89, n = 24)$$

The values from C_1 to C_4 are obtained for nitrogen and phosphorous according to the regression of field experimental data.

On the other hand, the process model used for the reed field part is rather simple. Only a percentage based reduction model is adopted due to lack of field data. In order to be able to make predictions for the total nutrient reduction of the whole reed covered area, water data must be incorporated into the model. Further improvement of the model will be done in the second part of this paper.

Key words: spatial modeling; nutrient reduction; estuary wetland; non-linear regression model

文章编号:1000-0933(2002)03-0300-11 中图分类号:Q149 文献标识码:A

湿地对营养物质的截留功能近年来引起了环境学界和景观生态学界的广泛关注^[1~6]。由于这一问题与环境管理的有关对策密切相关,因此在理论上与应用上都具有重要意义。根据国家海洋局发布的中国海洋环境质量公报,近年我国海洋环境日益恶化,而三面环陆,接纳数条重污染河流来水的辽东湾又是污染最严重的海域之一,近年赤潮发生频率、持续时间和面积呈上升趋势。理论上讲,污染的治理可以通过控制污染源、沿途降解和截留污染物以及减小对污染区的危害来实施,但由于污染源面广量大,难以有效控制,而降低污染危害的措施又极其有限和被动,中途截留和降解也就成了“缓兵之计”。河口湿地作为生产力高、吸收力强的生态系统,为解决这一问题提供了可能性。

辽河三角洲位于辽宁省南部,辽东湾顶,属温带季风气候区,春季多大风干燥天气,3月份蒸发量可达降水量的17.8倍,只有灌溉才能保证8万hm²苇田和17万hm²水田的正常生产。为不与农田争水,多年来本区苇田主要使用污水灌溉,特别是来自造纸厂的污水,这样既可减轻近海水体污染,又可提高芦苇产量,可谓一举两得^[7]。此外,由于冬季芦苇收割,苇秆运往造纸厂做原料,苇叶被当作柴草收走,因此系统的输出量很高,三十多年来还没有发现累积问题。辽河三角洲苇田湿地这种人为管理体制为研究和解决辽东湾的富营养化问题提供了理想条件。因氮和磷与富营养化问题密切相关,本研究将以这两种营养成分作为主要对象,研究结果可为发挥辽河三角洲苇田湿地的营养物截留作用提供参考依据。

对于湿地净化功能的模型研究,不少学者曾经做过有益的尝试^[8~19]。虽然大多是以小尺度的生态系统数学模型为主,但为建立辽河三角洲湿地净化的空间模型打下了良好基础。空间模型是数学模型与GIS分析功能的有机结合^[20,21],兼有数学模型可预测性和GIS空间直观性两项优点,因此具有很好的应用前景。

一般来说,模型的详细程度取决于两个因素:一是对所模拟系统的了解程度,二是有关数据资料的详细程度。由于研究区的范围有近10万hm²,不可能在有限时间里用有限的资金,在这么大范围内进行详细的采样分析,因此辽河三角洲的湿地净化模型必然是比较宏观的。类似问题在许多其他研究项目中也同样存在^[9]。这样,所研究的问题就可简化为给定水和营养物质的输入量,灌渠、植被的分布和面积,那么这片湿地可去除多少氮或磷。

下面对初步分析模型,空间模拟模型,模拟结果及模型的检验和应用分别加以论述。

1 模型初始化——数据源与分析模型

1.1 数据源与分析模型

1.1.1 野外观测和实验数据 灌渠上距泵站0m,500m,2000m,6000m处各点的氮磷浓度。两年观测,每

年春季灌期 3 次采样分析。

苇田田面和 40cm, 60cm, 80cm 地下水中氮磷的浓度。两年观测, 每年春季灌期 3 次采样分析。

其它野外资料, 如植物和土壤中营养元素的含量, 初级生产力, 地下根茎的分布情况。数字地图和已出版的地图。

1987 年 9 月 21 日/1988 年 11 月 10 日(研究区上下各半景)的 TM 图象原始数据, 1998 年 5 月 14 日的 TM 图象原始数据。

从 1994 年 TM 图象中提取的数字化景观图。

研究区 1:10 万地形图。

灌区和泵站分布图。

1.1.2 其它资料信息 关于研究区湿地生态系统管理方面的一些数据和知识。

国家水质质量标准。

由上述资料清单可见, 空间数据比较充足, 但有关的实验数据相对较少, 不利于做出精确的预测模型和进行尺度外推。因此, 需要对生态过程做一些假设, 建立一个空间模型, 而不是数学生态学模型。灌渠和苇田对营养物质的截留过程将以“黑箱”形式来体现, 即只考虑输入和输出。这一模型可用来估计现有苇田和灌渠系统对氮磷营养物质的总去除量, 但不宜进行精确的生态过程预测。

1.2 与模型有关的主要地物和实体

根据辽河三角洲的实际情况及研究目标, 主要考虑泵站, 灌区, 灌渠, 采样点及其分布等因子。

泵站 辽河三角洲的泵站主要用来进行春季灌溉和汛期排洪。它们大都沿河或干渠分布, 其中苇田部分共有 11 个大型泵站, 因抽水能力和水源不同, 控制的灌区面积大小也不同(图 1, 表 1)。

表 1 辽河三角洲苇田、泵站和灌区基本情况^[22]

Table 1 The pumping stations and irrigation areas in the reed field of Liaohe delta

编号 Id.	泵站 名称 ^①	抽水能力 ^② (m ³ /s)	控制面 积 * ^③ (hm ²)	水源 ^④
11	胜利 Shengli	21.0	17000	双台-绕阳河 Shuangtai-Raoyang R.
12	西大湾 Xidawan	2.1	2800	双台-绕阳河 Shuangtai-Raoyang R.
21	曙光 Shuguang	10.5	1600	双台-绕阳河 Shuangtai-Raoyang R.
22	万金滩 Wanjintan	29.6	19300	双台-绕阳河 Shuangtai-Raoyang R.
23	三义 Sanyi	12.5	4600	大凌河 Daling R.
24	南井子 Nanjingzi	20.0	5600	大凌河 Daling R.
31	红塔 Hongta	6.0	1200	稻田退水 Paddy field
32	六合塘 Liuhetang	13.6	4000	稻田退水 Paddy field
33	兴胜 Xingsheng	2.1	4400	双台河 Shuangtai R.
41	刀把子 Daobazi	4.5	1400	大辽河 Daliao R.
42	西老湾 Xilaowan	4.9	800	大辽河 Daliao R.

* 由于苇田面积和位置随时间的改变, 每个泵站控制的灌区面积将发生改变。① Name of pump. station, ② Pump. speed, ③ Area controlled, ④ Water source

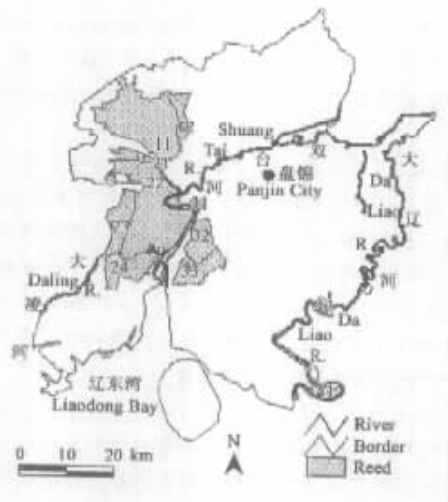


图 1 辽河三角洲灌区分布(图中数字为各灌区编号)

Fig. 1 The irrigation area distribution in the reed fields of Liaohe delta (Numbers are IDs given to each irrigation area)

灌区 每个泵站控制一个灌区(图 1, 表 1)。灌区边界往往随着芦苇分布位置的改变而改变,但在同一年里,边界的位置还是比较稳定的。芦苇分布位置的改变主要是由自然演替或人工开垦引起的。

灌渠 研究区内灌渠纵横交错,从干渠、支渠到毛渠分成若干等级,因不同等级的灌渠在氮磷去除能力上没有太大区别,为了研究方便,只把它们分成干、支两个等级来考虑。在模型中,又只考虑灌渠上某点到泵站的距离。

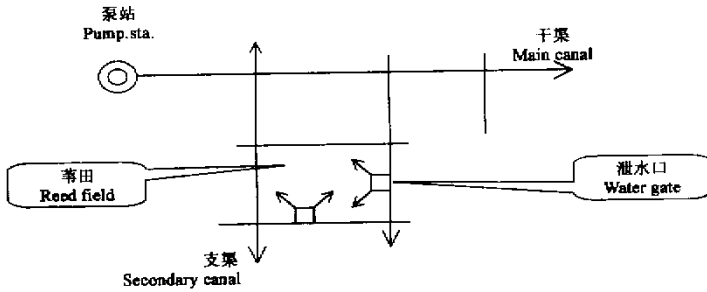


图 2 苇田上水灌渠系统示意图

Fig. 2 The canal system of water input into the reed fields

箭头方向指示水流方向 Arrows indicate the direction of water flow, 泄水口的大小有所夸大 The size of the water gates are exaggerated

图 2 给出了富含营养物质的河水经由泵站、灌渠最终到达苇田的过程示意图。沿灌渠两侧的泄水口一般每隔 30~50m 就有一个,本模型采用 30m 作为底图分辨率,这样在模拟过程中就无须考虑泄水口的位置了。在计算和绘制苇田氮磷分布图时,假设灌溉水来自离目标点最近的灌渠上的一点。这就大大简化了模型的复杂程度。

采样点 采样点主要布设在灌渠和田面上,其位置的选择主要是根据氮磷浓度的降低规律,以及芦苇地下茎的集中分布深度(20~60cm)和干季平均地下水深度(80cm)来设计的。水样在春季灌期内采集后即进行分析处理。分析结果用来建立数学模型和验证空间模型。

与氮磷截留相关的因子和对象绝不止上述这些,比如河流、地下水、降水量、土壤、地貌、海水等等,但 这些因素与湿地的氮磷截留功能关系相对不那么密切,目前暂不予详细考虑,只把它们当成“黑箱因子”综合进回归模型中去。在未来研究中,本文所建立的模型仍可进一步细化。

1.3 基本分析模型

为了解所模拟系统的基本过程,有必要先建立一些分析模型。总体模型只是对系统的轮廓做一个大致描述,概念模型则把与氮磷去除有关的主要因子和对象引入系统,并指明一些主要的生态过程。数据模型将概念模型转化成在 GIS 中可操作实现的一些相关步骤。

1.3.1 总体模型 辽河三角洲的湿地氮磷去除系统有几种输入-输出可能性。图 3 给出了最主要的一些过程。这里,苇田和灌渠被当作一个整体系统(1)来对待,这个系统的功能,就是降低氮磷入海通量。系统的输入是由灌渠带来的营养物质,每年春季 3 次,负荷大小为已知。在系统内部,养分有可能散入大气(氮,通过反硝

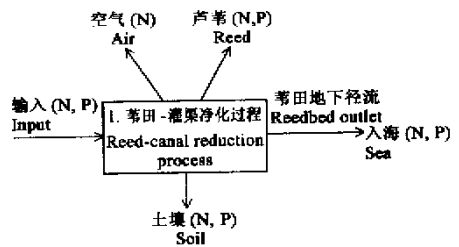


图 3 氮磷去除系统的总体模型

Fig. 3 General model of the nutrient reduction system N 氮 Nitrogen, P 磷 Phosphorous. 在概念模型中,过程 1 将被分解成 1.1 和 1.2 Process number 1 will be decomposed to 1.1 and 1.2 in the conceptual model

化过程),进入芦苇、土壤,余下的随地下水排入大海,这部分视为输出。

冬季,随着芦苇茎叶的收获,氮磷也被运出系统。土壤所吸附的养分,随着时间的推移,一部分经过反硝化作用进入大气,一部分则被植物吸收,或者在汛期随排水流入大海。这里的灌溉系统已运行了 30 多年,而芦苇产量逐年上升,因此可认为不存在污染累积问题,至少在近几十年里如此。本研究主要关心的是随地下水排海的那部分水会不会超标,因为这是引起近海水体富营养化问题的主要因子。

1.3.2 概念模型 辽河三角洲湿地氮磷去除的概念模型见图 4。富含氮磷营养物质的河水首先由泵站抽入灌渠,抽水量和营养物质浓度可视为输入负荷。灌溉水一般要先流经一段灌渠才能到达苇田(图 2),在此过程中,流水本身具有一定的自净能力(图 4 中的过程 1.1)。根据“黑箱原则”,只考虑在距泵站不同距离处灌渠上各点的水中营养物质含量。这部分的模型的影响因子可包括输入负荷,到泵站的距离,灌渠类型及时间。

在图 4 的下半部分,灌溉水经过一系列的泄水口进入苇田。土壤-植被系统具有很强的营养物质吸收能力,不管是地表还是地下,或通过吸附、吸收、反硝化过程,或通过其它一些生化过程(图 4 中的过程 1.2)。这是一个水平漫流和垂直渗流相结合的处理系统。同样根据“黑箱原则”,将不对苇田中所发生的具体过程做详细研究,而只关心田面和一定深度地下水中的营养物质含量。与此过程相关的因子包括苇田面积大小、土壤类型、输入负荷、田面上某点到泄水口的距离及时间等。

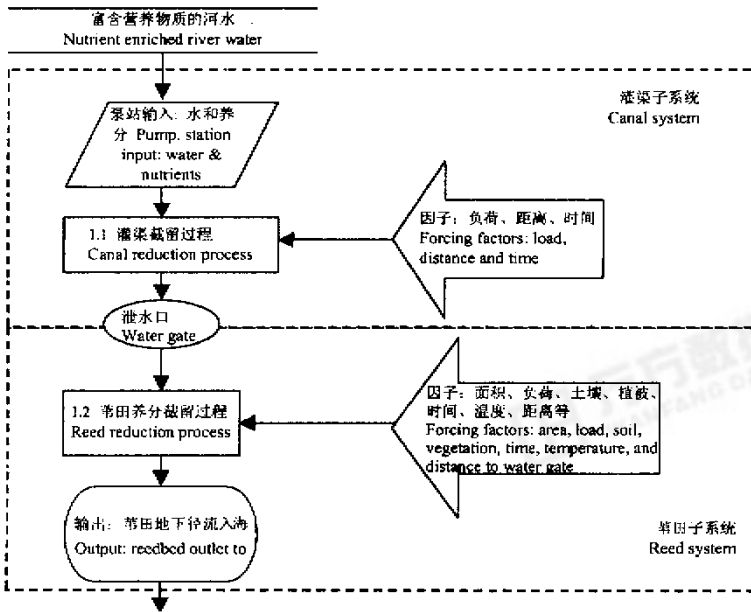


图 4 辽河三角洲氮磷去除的概念模型

Fig. 4 The conceptual model of the nutrient reduction system

过程 1.1 和 1.2 由图 3 总体模型中的过程 1 分解而来 Processes 1.1 and 1.2 are decomposed from process 1 in the general model (fig. 3)

1.3.3 数据模型 根据上述概念模型,建立了氮磷去除系统的数据模型(图 5),它同样分为两部分。

(1)灌渠子模型 从灌渠采样点上获得的实验数据,经统计分析后,与泵站和灌渠的分布图相结合,即成为灌渠子系统的氮磷去除空间模型。该子模型的输出数据,就是灌渠系统各点的氮磷浓度分布图。它也可以用来计算灌渠系统的总净化量。

(2) 苇田子模型 以灌渠系统的氮磷分布图做为输入数据, 与苇田实验数据和苇田分布数据相结合, 就形成苇田子系统的氮磷去除空间模型。该子模型的输出数据为苇田地下水中的氮磷浓度, 从苇田中流出的氮磷总量可以据此来计算。苇田的氮磷总去除量可通过输入与输出之差来计算。

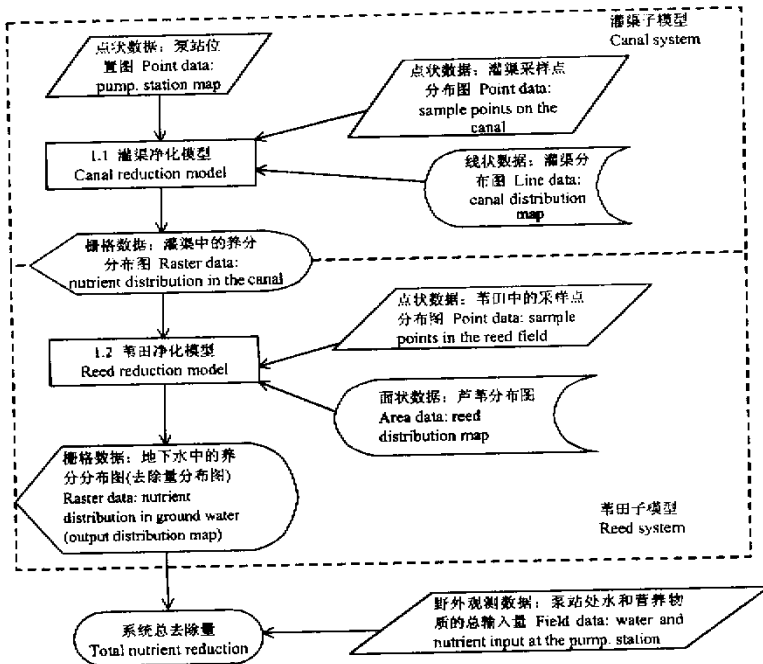


图 5 辽河三角洲氮磷去除的数据模型

Fig. 5 Data flow diagram of the nutrient reduction model

1.4 模型假设条件

为简化所模拟的过程, 对辽河三角洲的氮磷去除模型做了下列假设:

(1) 同灌期内泵站处水中的养分浓度不变。辽河三角洲苇田每年春季 3~6 月份灌溉 3 次, 每次持续时间 15~20d 不等。在同一灌期内, 不考虑泵站处水中养分浓度的变化。事实上, 同年同灌期内这里的养分浓度变化也不大。

(2) 所有道路(包括主要公路和次级公路)都转化成二级灌渠参加模拟, 因为辽河三角洲地区的公路两旁一般都有沟渠相伴, 并用于灌排输水。但其它线状地物, 如堤坝、铁路等, 本模型不予考虑。

(3) 河流中的养分去除不予考虑。虽然有些小支流也延伸进了苇田, 但受其影响的芦苇面极其有限。除汛期外, 主河道对苇田的影响都要经过泵站抽水, 而不是直接漫溢进入苇田。

(4) 从灌渠进入苇田的水, 认为是从灌渠上最近点漫流到达苇田上某一点的。虽然灌溉水是通过一系列泄水口流入苇田的, 但由于相邻泄水口之间的距离与模型底图的分辨率(30m)相当, 所以泄水口的分布情况也就可以免于考虑了。这一假设大大简化了灌渠与苇田之间的关系, 也简化了模型本身。

(5) 不考虑地势高低问题。辽河三角洲地区的地势非常平坦(坡度在 1:20,000~25,000 之间), 密布的灌渠系统将苇田分割成大小不等的田块, 同一田块内的地形高差可以忽略不计。这样在模型中就可以不考虑由地势高低不同而造成的水流方向问题。

(6) 芦苇产量数据对磷去除能力的影响。芦苇产量反映了土壤和地下水条件的不同, 在一定程度上可影响到对氮磷的去除效率。根据辽河三角洲实际情况和专家打分, 为不同产量级别的苇田设了影响权重值

(表 2)。此外,当灌溉苇田时,散布其中的香蒲(*Typha* spp.)群落也受到灌溉,这种植物对氮磷的吸收能力也很强^[15],并且冬季与芦苇一起收割运出系统,所以也给香蒲群落赋了权重值。

根据如前所述的数据流程模型和基本假设,建立了两个模型,一个完全基于野外实验观测数据,另一个则部分基于文献数据。

2 以野外数据为基础的模拟模型

本模型首先在 11 号灌区(羊圈子苇场,位于辽河三角洲西北部,见图 1)测试运行,再推广到整个研究区。选择 11 号灌区主要是因为这里的灌溉条件相对较好,且是多年来污水灌溉的典型区,加上交通便利,实验区的主体部分设在这里。

从 1997~1998 年的实测数据看,污水经泵站抽入灌渠再进入苇田后,水中氮磷浓度大幅度降低。随着水离泵站越来越远,去除效率呈降低趋势。图 6 给出了一组 1997 年的野外实测数据,其它各次采样分析的结果与图 6 所示的情况大体相似,只是由于初始浓度值的不同,整条曲线或高或低。从图 6 看,灌渠部分的曲线相对规则,容易找到相应的函数进行拟合,但苇田部分模拟起来就比较困难了。

表 2 不同产量级别的苇田对氮磷去除能力的影响权重值
Table 2 The weight value assigned to different reed production categories based on expert judgment

平均产量 (kg/hm ²) Average production	权重值 Weight value
芦苇 Reed	1.00
6000	0.95
3000	0.85
1000	0.70
香蒲 Cattail	0.90

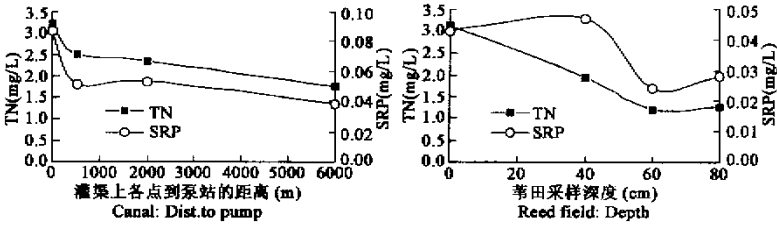


图 6 总氮和活性磷的一组野外实测数据(1997 年 6 月)

Fig. 6 Measured data for TN and SRP during one of the irrigation periods (June, 1997).

在建模之始,首先测试和验证了一系列以百分率为基础的线性模拟模型。由于这些模型在预测离泵站距离较远处的苇田地下水氮磷浓度时误差较大,因此都被放弃,这里不做详细论述。但在建立这些初步模型过程中摸索出的一些方法和经验,为建立一个比较切合实际的模型奠定了方法基础。下面将对最终建立并采纳的模型分步加以介绍。

2.1 灌渠子系统的非线性回归模型

为了估计灌渠部分所去除的氮磷总量,以及由灌渠进入苇田的养分负荷,该模型应该首先能够预测灌渠任意一点上水中的氮磷浓度值。根据 1997~1998 年所获得的实验分析数据结果,建立了灌渠系统的非线性净化模型。在这一模型中,灌渠上任意一点的氮磷浓度与该点到泵站的距离之对数呈线性相关,即:

$$C_{(x,y)} = -A \times \ln(\text{dist.}) + B \quad (A > 0, B > 0) \tag{1}$$

式中, $C_{(x,y)}$ 是灌渠上任意一点的氮磷浓度,“dist.”是该点到泵站的距离。A 和 B 是与输入氮磷浓度大小有关的参数:

$$A = C_1 \times \text{inload} + C_2 \quad (R_N^2 = 0.87, R_P^2 = 0.95, n = 24) \tag{2}$$

$$B = C_3 \times \text{inload} + C_4 \quad (R_N^2 = 0.78, R_P^2 = 0.89, n = 24) \tag{3}$$

上述两式中, $C_1 \sim C_4$ 是常数,“inload”是泵站处氮磷的输入浓度(mg/L)。在本研究区,这 4 个常数是根据实验数据通过线性回归获得的,氮与磷的取值各不相同,见表 3。

根据上述回归模型,在 GIS 系统中,为 11 号灌区建立了一个非线性的模拟模型。假定泵站处总氮的浓

度为 7.33 mg/L,图 7 给出了灌渠系统各点上总氮分布的模拟结果。这个结果与野外实测值还是非常接近的。

这一非线性模型的优点在于它可以模拟出不同输入负荷下的氮磷分布状况,而且模型一旦建立,取得了所需要的常数之后,便不再依赖大量的实验数据来运行。

2.2 苇田子系统非线性和线性模拟模型

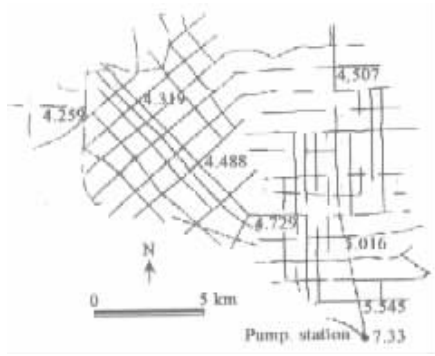


图 7 11 号灌区灌渠系统中总氮分布非线性模拟结果
Fig. 7 Total nitrogen distribution in the canals controlled by pumping station 11, based on non-linear simulation

颜色越暗,浓度值越高(mg/L) All values are in mg/L
Darker cells have higher value

表 3 灌渠系统非线性模型中的常数

Table 3 The constant values used for non-linear simulation model in the canals

	TN (总氮)	SRP (活性磷)
C ₁	0.0597	0.1230
C ₂	0.0987	-0.0006
C ₃	1.2717	1.6003
C ₄	0.2788	-0.0134

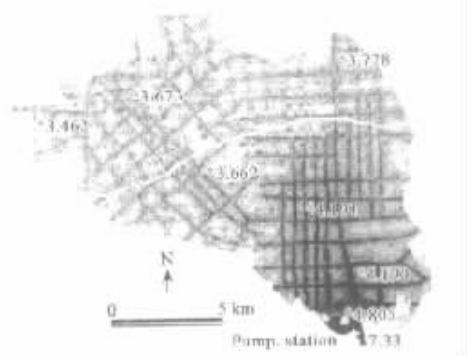


图 8 11 号灌区苇田面上的总氮分布模拟结果
Fig. 8 Total nitrogen distribution in the surface water of reed fields controlled by pumping station 11
颜色越暗,浓度值越高(mg/L) All values are in mg/L
Darker area has higher value

当灌溉水从灌渠漫流进入苇田时,假定水中氮磷浓度也依同样非线性函数递减。以泄水口处的养分浓度做为输入负荷,使用前面所述的回归方程 1~3,便可模拟出苇田田面上的氮磷分布状况。图 8 给出了总氮的一套模拟结果,它与灌渠的分布格局密切相关,当水从灌渠流入苇田时,苇田田面水中的氮磷浓度迅速下降。

以图 8 作为芦苇-土壤系统垂向截留的输入数据,在最高芦苇产量条件下,设 80cm 地下水中的氮磷浓度是田面水氮磷浓度的 30.4%,这样就可以得到苇田系统输出水中的氮磷浓度了。这里 30.4%使用的是以实验数据为基础的苇田平均截留率,在模拟过程中又结合了表 2 给出的产量影响权重值。根据前面所做的假设,80cm 深处地下水视为输出水。对 11 号灌区总氮的模拟结果见图 9。

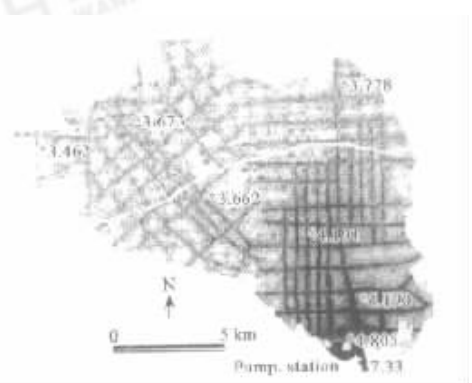


图 9 11 号灌区 80cm 地下水中总氮分布状况模拟结果
Fig. 9 Total nitrogen distribution in the groundwater of 80cm in the reed fields controlled by pumping station 11
颜色越暗,浓度越高(mg/L) All values are in mg/L
Darker area has higher value.

在图 9 中,80cm 地下水中总氮的分布既反映了苇田田面上任意一点到灌渠的最短距离,也反映了不同芦苇产量对截留率的影响。上述结果与输出水量相结合,便可以计算得出总的养分输出量。

2.3 整个灌区的总体模型

到目前为止,一直是对 11 号灌区的一个灌溉期进行总氮截留的模拟测试,但由于时间、自然条件的差异,不同灌区、不同灌期及不同营养物质的输入负荷有很大差异(表 4)。在不同的年份,同泵站、同灌期的输入负荷和截留量也呈现很大差异,因此在模型中必须尽量避免使用这种大方差数列的平均值。

鉴于灌渠和苇田实测数据变差较大,需建立一个对输入负荷有弹性的模型来与之相适应,并且还要顾及到不同的营养元素。根据前面为 11 号灌区所建立的空间模型,结合对其它灌区的了解以及一些假设,为辽河三角洲地区建立了以实验数据为基础的空间模型。

表 4 辽河三角洲灌溉水养分输入浓度及湿地去除率的变化

Table 4 The range of input nutrient load and reduction rate in the reed-canal systems

养分 Nutrient	变量名称 Ariables	范围 Range	平均 Average
总氮 TN	输入浓度	3.22~12.42	7.33
	6000m 灌渠处达到的去除效率 Canal. puri. rate at 6000m	-10%~55%	23.8%
	80cm 地下水处达到的去除效率 Reed. puri. rate at 80cm deep	2.4%~72.5%	30.4%
活性磷 SRP	输入浓度 Input SRP (mg/L)	0.07%~0.235	0.14
	6000m 灌渠处达到的去除效率 Canal. puri. rate at 6000m	13.0%~60.0%	40.9%
	80cm 地下水处达到的去除效率 Reed. puri. rate at 80cm deep	17.2%~51.7%	34.9%

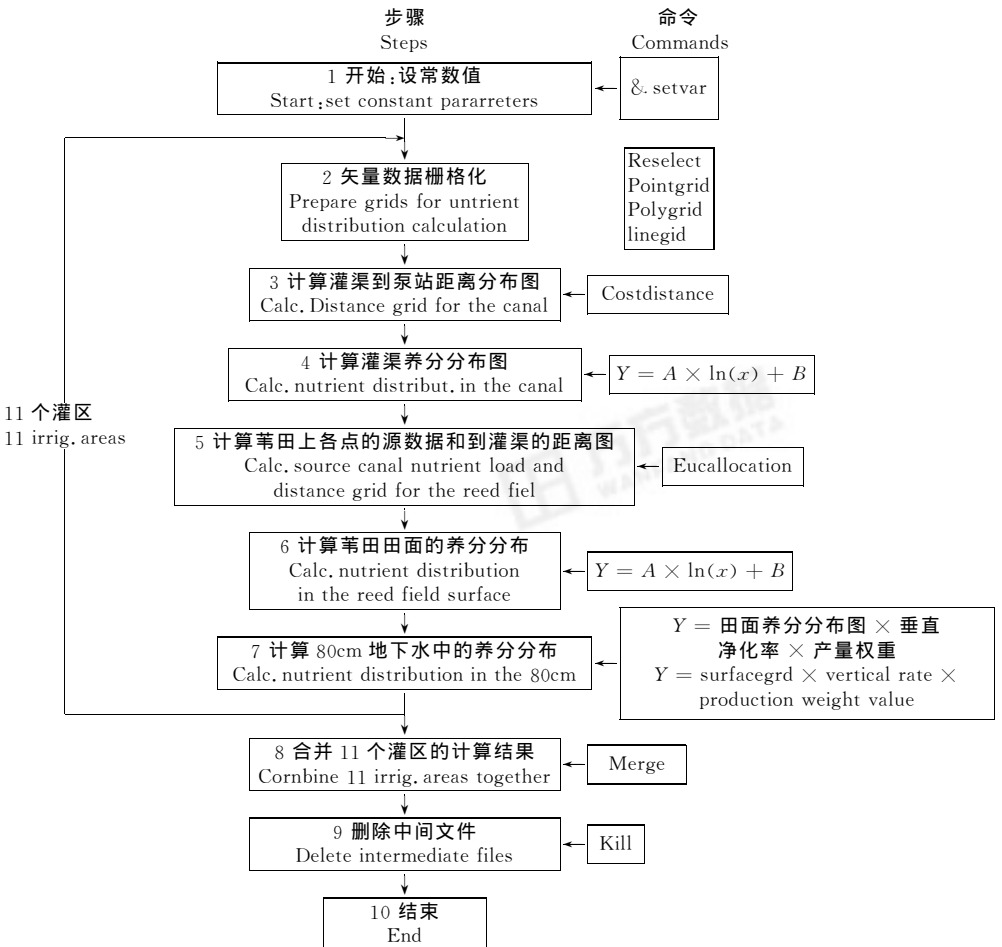


图 10 辽河三角洲氮磷去除的总体模型流程图

左面是主要的逻辑步骤,右面是每步所使用的 Arc/Info 命令。

Fig. 10 Flowchart of the general nutrient reduction model in the Liaohe Delta. The left side shows the logical steps and the right side provides the Arc/Info commands used corresponding to each step.

图 10 列出了总体模型的流程图,左半部分是为实现目标所采取的步骤,右半部分是与之对应的 Arc/Info 命令或公式。

在图 10 中,第 1 步首先给定常数,在第 2 步中准备几幅栅格化的底图,包括选取一个泵站,以及受该泵站影响的灌渠和苇田。从目标地物的选取到对矢量数据进行栅格化处理,都在 Arc 模块中实现。

第 3 步是计算灌渠上任意一点到泵站的距离,在 GRID 模块中可以通过 Costdistance 这一命令来实现。第 4 步是计算养分分布图。根据前面的回归方程 1~3,和第 3 步所获得的距离分布图,在 GRID 模块中可以计算出灌渠上任意一点的养分含量值。

第 5 步,通过 Eucallocation 命令,计算苇田上任意一点的源栅格值(代表距该点最近的灌渠上一点的水中养分含量值),以及该点到灌渠的最近距离。产生的这两幅栅格数据图在第 6 步中用来计算苇田田面上的氮磷分布图。需要特别指出的是,Eucallocation 命令只接受整数型的栅格图,当不能避免小数或浮点数据时,必须根据需把原值放大若干倍(如 1000 倍),取整后再运行该命令,然后把结果还原到正常值域。这是 Arc/Info 软件本身的局限性,但如果设计得当,一个“连环套”式的命令就可以将此步顺利实现。

第 6 步再次使用回归方程 1~3,区别在于,第 4 步中 A 与 B 的值均为由泵站负荷所决定的常数,而第 6 步中则是个变量,因为做为初始值的灌渠上各点的氮磷浓度是不同的。

第 7 步计算苇田 80cm 地下水中养分的分布状况,通过对苇田表面的养分分布图、垂直方向的平均截留率和芦苇产量权重值(见表 2)进行加乘运算来实现。

反复运行第 2 步~第 7 步,直到 11 个灌区都运算一遍,结果被分别存储在在不同的栅格图里。最后将这些栅格数据进行空间合并(第 8 步),删除所有运行过程中产生的中间文件(第 9 步)。

以上所述为给定负荷时,计算整个研究区养分分布图所建立的空间模型的主要步骤。这一模型对不同负荷的氮磷可以模拟出不同的结果,因此能够满足泵站处养分浓度变差较大的条件。图 11 给出了当泵站输入值为 7.33 mg/L 时总氮分布的模拟结果。本模型输出的栅格数据,与水分的输出数据相结合,就可以对总的养分截留量做一个粗略的估计。

根据不同的输入负荷,可以做出不同的类似图 11 的氮磷浓度分布图。但本模型的目的不仅仅在于计算养分的空间分布状况,更重要的是用来计算辽河三角洲芦苇湿地对养分的总去除率。为实现这一目标,还必须考虑到由湿地输出到大海中的水量。

3 小结

本部分以实验数据为基础,运用 GIS 的分析功能,建立了一个初步的空间模拟模型。该模型在给定输入养分含量的情况下,可以计算出苇田和灌渠不同点上的养分含量,为进一步计算养分去除量铺平了道路。但该模型对养分含量预测的精确性如何,还有待验证。与灌渠部分所使用的回归模型相比,苇田部分所使用的平均百分率模型也太过于简单。

万方数据

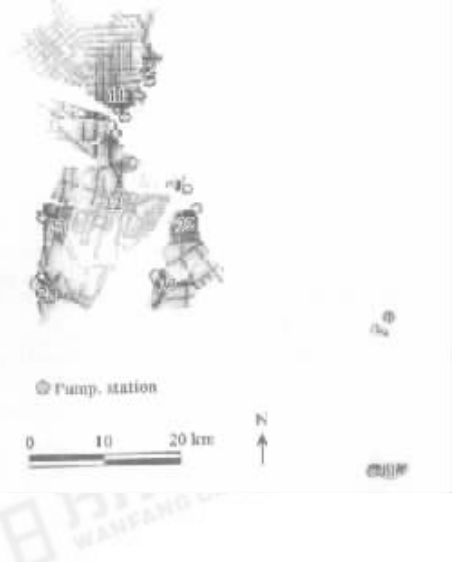


图 11 辽河三角洲芦苇灌区 80cm 地下水中总氮的分布非线性模拟结果

Fig. 11 The total nitrogen distribution in the groundwater of 80cm in the whole reed fields based on non-linear simulation model

图中数字为各泵站和灌区的编号. 泵站处的总氮输入负荷均为 7.33mg/L; 颜色越暗, 浓度值越高 Numbers are the irrigation area ids controlled by each pumping station. Input load is 7.33mg/L for all pumping stations. Darker area has higher values

参考文献

- [1] Mander U and Mauring T. Nitrogen and phosphorus retention in natural ecosystems. In: Ryszkowski L and Balazy S eds. *Functional appraisal of agricultural landscape in Europe* (EUROMAB and INTECOL Seminar 1992). Research center for agricultural and forest environment, Pol. Acad. Sci. Poznan, 1994. 77~94.
- [2] Mahlum T. Cold-climate constructed wetlands; Aerobic pre-treatment and horizontal subsurface flow systems for domestic sewage and landfill leachate purification. Ph.D thesis. Aas: Agricultural Univ. of Norway, 1998.
- [3] Verhoeven JTA and Meuleman AFM. Wetlands for wastewater treatment; opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, 1999, **12**(1~2): 5~12.
- [4] Jickells TD. Nutrient biogeochemistry of the coastal zone. *Science*, 1998, **281**: 217~222.
- [5] Yin C Q (尹澄清), Shao X (邵霞) and Wang X (王星). Retention capacity of phosphorous and nitrogen by land/water ecotone soil in Lake Baiyangdian. *Chinese journal of ecology* (In Chinese)(生态学杂志), 1999, **18**(5): 7~11.
- [6] Jickells T, Andrews J, Samways G, et al. Nutrient fluxes through the Humber Estuary—Past, present and future. *Ambio*, 2000, **29**(3): 130~135.
- [7] Li X, Qu X, Wang L, et al. Purification function of the natural wetland in the Liaohe Delta. *Journal of Environmental Sciences*, 1999, **11**(2): 236~242.
- [8] Dorge J. Modeling nitrogen transformations in freshwater wetlands; Estimating nitrogen retention and removal in natural wetlands in relation to their hydrology and nutrient loadings. *Ecological modelling*, 1994, **75~76**: 409~420.
- [9] Jorgensen SE, Hoffmann CC and Mitsch WJ. Modelling nutrient retention by a reedswamp and wet meadow in Denmark. In: WJ Mitsch, M Straskraba and SE Jorgensen ed., *Wetland Modelling*. Elsevier, Amsterdam, 1988. 133~151.
- [10] Jorgensen SE. A general model of nitrogen removal by wetlands. In: Mitch WJ ed. *Global wetlands; Old World and New*. Elsevier Science, 1994. 575~583.
- [11] Mitsch WJ and Reeder BC. Modelling nutrient retention of a freshwater coastal wetland; estimating the role of primary productivity, sedimentation, resuspension. *Ecological Modelling*, 1991, **54**: 151~187.
- [12] Pride RE, Nohrstedt JS and Benefield LD. Utilization of created wetlands to upgrade small municipal wastewater treatment systems. *Water air soil pollution*, 1990, **50**(3~4): 371~385.
- [13] Mander U and Mauring T. Constructed wetlands for wastewater treatment in Estonia. *Water Science and Technology*, 1997, **35**(5): 323~330.
- [14] Vought LBM, Dahl J, Pedersen CL, Lacoursiere JO. Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio*, 1994, **23**: 342~348.
- [15] Mander U, Matt O and Nugin U. Perspectives on vegetated shoals, ponds, and ditches as extensive outdoor systems of wastewater treatment in Estonia. In: Etnier C and Guterstam B eds. *Ecological engineering for wastewater treatment* (second edition). Lewis publishers, 1997. 251~262.
- [16] Arheimer B, Wittgren HB. Modeling the effects of wetlands on regional nitrogen transport. *Ambio*, 1994, **23**: 378~386.
- [17] Hopkinson CS, Wetzel RL and Day JW. Simulation models of coastal wetland and estuarine systems; realization of goals. In: WJ Mitsch, M Straskraba and SE Jorgensen ed., *Wetland Modelling*. Elsevier, Amsterdam, 1988. 67~97.
- [18] Costanza R, Sklar FH, White ML and Day JW. A dynamic spatial simulation model of land loss and marsh succession in coastal Louisiana. In: WJ Mitsch, M Straskraba and SE Jorgensen (ed.), *Wetland Modelling*. Elsevier, Amsterdam, 1988. 99~114.
- [19] Baker SA. Spatial and dynamic modeling; describing the terrestrialization of fen ecosystems. In: Mitch WJ ed. *Global wetlands; old world and new*. Elsevier, 1994. 555~561.
- [20] Jeffers JNR. *An introduction to systems analysis; with ecological applications*. London: Arnold, 1978. 198.
- [21] Bregt AK and Bulens J. Integrating GIS and process models for land resource planning. In: Heineke HJ, Eckelmann W, Thomasson AJ, et al., eds. *Land information systems; developments for planning the sustainable use of land resources*. European soil Bureau - Research report No. 4. Luxembourg: Office publications of the European communities, 1999. 293~304.
- [22] Local chronicles office of Panjin municipality (盘锦市地方志办公室). Local chronicles of Panjin City (Agriculture Volume) (In Chinese). Beijing: Local Chronicle Press, 1998.