

湿地养分截留功能的空间模拟 II. 模型的完善和应用

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, 110016)

摘要:对以实验数据为基础建立的初步空间模型进行了验证,并用 Maunder 和 Mauring 的线性回归模型对苇田子模型进行了修正。模拟结果显示,辽河三角洲 8 万 hm² 苇田每年灌期大约可以去除 3200~4000t 总氮和 80t 的活性磷,但这仅相当于其潜力的 1/10。因此,运用河口湿地作为富含营养物质河水入海前的最后过滤屏障,对于防止近海水体的富营养化具有重要意义。

关键词:空间模型;养分去除;河口湿地;Maunder-Mauring 模型

Spatial Modeling on Nutrient Reduction in the Wetlands II. Finalization and Application

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(4): 486~495.

Abstract: The simulation model described in the first part of this paper is extrapolated into the whole study area in combination with the water balance data. Total nutrient input and output can be calculated from the model. Validation against field data indicated that the preliminary model is robust enough to simulate the nutrient distribution in the system (correlation coefficient $R_{TN} = 0.717$; $R_{SRP} = 0.821$, higher than the significant value 0.708).

But the process model used for the reed field is much too simple compared to the model used for the canal system. A more sophisticated linear regression model based on Mander and Mauring's work (1994) was finally adopted for the reed system.

Nitrogen

$$Y = -0.005 + 0.61X \quad R^2 = 0.84, n = 41$$

Phosphorous

$$Y = -0.013 + 0.85X \quad R^2 = 0.98, n = 35$$

Where Y is retention and X is load, both in g/m² · d for N and mg/m² · d for P.

Compared to the field data based model, Mander-&-Mauring's model is less accurate in predicting the nutrient reduction at specific points, but good enough for estimating the total removal by the reed-canal system. It is also more general and can be easily adopted for other wetlands with similar situations. Moreover, it avoids the water data, which used to be a big pitfall in the former field data based model.

According to the simulation results, about 3200~4000t of TN (total nitrogen), and 80 tons of SRP (soluble reactive phosphorous) can be removed by the 80,000 hm² reed-canal system during the irrigation

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和教育部留学回国人员启动基金资助项目。

收稿日期:2000-06-20;修订日期:2001-12-10

作者简介:李秀珍,女,山东宁津人,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。Email:landscape_2001@sina.com

period in 1998. But the reduction capacity is 10 times higher than this value, according to the simulation based on the highest input concentration at the pumping station. Therefore, there is a great potential for the wetlands to remove nutrients. The limitation factor in the Liaohe delta is water, not the wetland's ability to remove nutrients.

The simulation model also indicated a “mutual compensation” for the nutrient reduction in the reed system and canal system, so that the total reduction rate remains relatively stable in spite of the input concentration change at the pumping station. It is 66% for total nitrogen and 90% for soluble reactive phosphorus, respectively.

There was no big change between the nutrient removal in 1988 and 1998, provided that the input water and nutrient load at the pumping station is the same. The main reason is that the total reed area did not change so much during the 10 years, though the area of each small irrigation plot changed differently.

According to the estimated nutrient balance between input from irrigation water and output from reed cutting, the input is far lower than the output annually. Therefore, accumulation problem can be ignored from this irrigation system. The extensive reed marsh can be used for nutrient removal before the polluted water running directly into the sea. Thus eutrophication problem can be avoided to a large extent.

Key words: Spatial Modeling; nutrient reduction; estuary wetland; Mander-Mauring model

文章编号:1000-0933(2002)04-0486-10 中图分类号:Q149 文献标识码:A

本项研究首先在野外实验数据的基础上建立了一个非线性和线性模拟相结合的空间模型^[1]。该模型的输出结果是养分含量在研究区内任意一点上的栅格分布图。本文将在此基础上,根据水量数据,计算各点上的养分去除量,进而计算总的养分去除量。为了扩大模型的适用范围,本文还将对模型进一步加以验证、完善和应用。

1 以实验数据为基础的模型外推和验证

1.1 以实验数据模型为基础的养分去除总量估计

养分总去除量是根据整个研究区的养分平衡来估算的。可用下式来预估:

$$R = \sum Q_{in} \times C_{in} - \sum Q_{out} \times C_{out} \tag{1}$$

式中, R 是系统养分去除总量; Q_{in} 是泵站处输入水量, C_{in} 是泵站处水中养分浓度; Q_{out} 是从苇田流出的水量; C_{out} 是苇田出水养分浓度。 Q_{out} 可按下式来计算:

$$Q_{out} = Q_{pump} + Q_{rain} - Q_{ep} - Q_{canal} - Q_{soil} \tag{2}$$

式中, Q_{out} 是出水量,一般以地下潜流形式入海; Q_{pump} 是泵站处的抽水总量。与春季灌溉水量(约 600mm)相比,同期降水量(Q_{rain})虽然很小(仅 161.5mm, 3~6 月份),但也考虑在内。与降水量相比,同期蒸发量(Q_{ep})非常高(836.1 mm)。沿途渗入灌渠或蒸发的那部分水分(Q_{canal}),以及被苇田土壤所吸收的水分(Q_{soil})则很难估计。当灌渠两岸土壤水分饱和时,即停止吸收,但苇田里由于植物蒸腾过程的影响,损失水量很难估计。可认为蒸腾水量包括在蒸发量中,因为灌溉期间整个苇田田面上都有水。另外,假设灌渠部分损失的水量为泵站处总抽水量的 0.1%,土壤部分吸收的水量为 80mm。总的降水量,蒸发量和土壤吸收量可用土层厚度(mm)与灌区面积的乘积来计算(表 1)。

以第一次春灌(3 月 10~30 日)为例,总灌期为 20D,抽水量约为 $36 \times 10^6 \text{ m}^3$ 。根据前面的假设和公式 2,从 11 号灌区流出的水量约为 $8.7 \times 10^6 \text{ m}^3$,但另外两灌期流出的水量则少得多,甚至出现了负值,就是说,灌溉水中所有养分都将滞留在苇田,直到汛期才可能流出系统。由于植被吸收和生化作用,这些养分在系统内的浓度和形态还会发生变化。而汛期苇田地下水中的养分浓度将得到稀释,作为水平方向上的潜流也会进一步得到净化。

上述水量平衡过程中,下列方面可能会有误差:

(1)蒸发量 在水量平衡表中使用的是当地气象站测量值,而非蒸腾量,因此会偏高。但如果使用当地

的潜在蒸腾量来计算,则又会比实际值低得多,因为灌期田面上是布满水的。相对而言,蒸发量比较接近实际又容易得到。

(2)渗入灌渠土壤的水量 该值也难以估计。本文假设 0.1% 的损失率,是根据当地情况和专家估计而来的。

(3)苇田土壤吸收的水分 辽河三角洲的苇田土壤以粘性的盐化沼泽土和沼泽盐土为主,本研究假设不管初始田间水量大小如何,土壤部分吸收的水分均为 80mm。更确切的土壤吸水量情况有待进一步研究。

(4)参加运算的灌溉时间 这里的系统输出水量是指灌期内输出的水量,亦即 15~20d 的理论剩余水量。但泵站停止抽水后苇田蒸发和吸收过程并没有停止。最终以地下潜流形式入海的水量比理论值要少得多。就是说,灌溉水所携带的绝大部分营养物质将被迫滞留在苇田里。

尽管上述问题给水量平衡运算的精度带来一定影响,但从 1998 年的野外观测记录结果看,上述水量平衡估算结果与实际情况基本相符。表 1 也同时表明,苇田净化能力的限制因子主要是水,而不是营养物本身。目前条件下,苇田可以接纳更多的水和营养物质。

根据公式 2 和表 1,及各泵站的抽水能力^[1],可以计算出各灌区每个灌期的总出水量(Q_{out}),计算结果见表 2。

表 2 辽河三角洲各苇田灌区的抽水量和理论出水量

Table 2 The water input and output in the irrigation areas of Liaohe Delta (m ³)						
灌区编号 id	03/10~03/30 (20d)		04/20~05/10 (20d)		06/01~06/15 (15d)	
	输入 Input	输出 Output	输入 Input	输出 Output	输入 Input	输出 Output
11	36288000	8687909	36288000	-1448457	27216000	514136
12	3628800	-716077	3628800	-2312536	2721600	-1482329
21	18144000	15568083	18144000	14627482	13608000	11119128
22	51148800	20112669	51148800	8718191	38361600	8337772
23	21600000	14416158	21600000	11782301	16200000	9252598
24	34560000	25799136	34560000	22590108	25920000	17449270
31	10368000	8568083	10368000	7909991	7776000	6036402
32	23500800	17245204	23500800	14953401	17625600	11576915
33	6220800	-541722	6220800	-3026297	4665600	-1877422
41	7776000	5649649	7776000	4870560	5832000	3775934
42	8467200	7319226	8467200	6900182	6350400	5241302

注:负值表示没有水从系统排出;模型使用的各灌区编号,详见文献[1],表 3 同此。

由表 2 可见,理论水量输出值有时为负(如 12 和 33 号灌区),这表示灌溉输入水量不足以抵消苇田吸收和蒸发的水量,故没有水流出系统,养分也就暂时滞留在那里。

各灌区泵站处输入的总氮(TN)和活性磷(SRP)总量可以用水量与浓度的乘积来计算,结果见表 3。这里假定同灌期内泵站处水中的营养物质浓度保持不变。

假设从苇田流出的水量均匀分布在灌区里,苇田上任一栅格里输出的养分用该单位面积里流出的水量与 80cm 地下水的养分浓度乘积来计算。灌区的总养分输出量就是各栅格养分输出量之和。去除量就是泵站输入量与苇田总输出量之差。根据这一方法得出的结果,辽河三角洲 8 万 hm² 的芦苇湿地每年春季

表 1 各灌期 11 号灌区的水分平衡及总氮、活性磷的输入量
Table 1 Water balance and total amount of TN (total nitrogen), SRP (soluble reactive phosphorus) input during each time of irrigation, in the irrigation area No. 11

灌溉期 Irrigation period	03/10~ 03/30	04/20~ 05/10	06/01~ 06/15
+ Q_{pump} (m ³)	36288000	36288000	27216000
+ Q_{rain} (mm)	5	28	30
- Q_{ep} (mm)	80	160	100
- Q_{canal} (%)	0.1	0.1	0.1
- Q_{soil} (mm)	80	80	80
TN 浓度 (mg/l)	12.42	7.33	3.22
SRP 浓度 (mg/l)	0.08	0.14	0.235
TN 负荷 (t)	450.6	266.0	87.7
SRP 负荷 (t)	3.0	5.0	6.4
Q_{out} (估计) (m ³)	8687910	-1448457	514136
Q_{out}/Q_{pump} (%)	23.94	-3.99	1.89

* 苇田灌溉面积: 170 km²; + Q : 系统输入水量; - Q : 系统输出水量; 当计算出的系统输出水量为负值时,认为没有水流出。

灌期可以去除总氮约 4000t,活性磷约 80t(表 4)。就是说,通过苇田后大约 80%的总氮和 90%的活性磷可以从灌溉水中去除掉。从表 4 还可以看出,不管是氮还是磷,当泵站处的养分浓度较低时,苇田的去除率相对较高。

表 3 辽河三角洲苇田各灌区的营养物质输入量 (t)

Table 3 The nutrient input in the irrigation areas of Liaohe Delta

编号 id	03/10~03/30 (20d)		04/20~05/10 (20d)		06/01~06/15 (15d)	
	TN	SRP	TN	SRP	TN	SRP
11	450.6	3.0	266.0	5.0	87.7	6.4
12	45.1	0.3	26.6	0.5	8.8	0.6
21	225.3	1.5	131.0	2.5	43.9	3.2
22	635.1	4.2	375.0	7.0	123.7	9.0
23	268.2	1.8	158.3	2.9	52.2	3.8
24	429.1	2.8	253.3	4.7	83.6	6.1
31	128.7	0.9	76.0	1.4	25.1	1.8
32	291.8	1.9	172.3	3.2	56.8	4.1
33	77.2	0.5	45.6	0.8	15.0	1.1
41	96.6	0.6	57.0	1.1	18.8	1.4
42	105.1	0.7	62.1	1.2	20.5	1.5

表 4 辽河三角洲苇田养分的总输入量和理论输出量

Table 4 The total input and calculated output for TN and SRP in the reed fields

灌期 Irrigation period	输入 Input		去除 Reduction		输出 output
	(mg/L)	(t)	(t)	(%)	(t)
TN 03/10~03/30	12.42	2741.0	2154.7	78.6	586.3
04/20~05/10	7.33	1627.4	1387.9	85.3	239.4
06/01~06/15	3.22	542.7	478.8	88.2	63.9
总计 Total		4911.1	4021.4	81.9	889.6
SRP 03/10~03/30	0.08	18.2	16.7	91.8	1.5
04/20~05/10	0.14	30.3	27.8	91.7	2.5
06/01~06/15	0.235	39.1	35.1	89.8	4.0
总计 Total		87.6	79.6	90.9	8.0

由表 4 可见,因早春温度较低,第一个灌期输入的活性磷含量较低,随着温度升高,灌溉水中活性磷含量也增加,苇田去除量亦随之增加,但相对去除率有所下降。

1.2 对实验数据模型的验证

原则上讲,用来验证模型的数据必须与用来建模的数据相对独立^[2],验证结果才有较强的可信度。由于本项研究中野外实验数据不足,比较符合规律的数据全被用来建立回归模型了,剩下用来验证模型的数据“质量”相对较差,或者说,离回归模型的曲线距离较远。尽管如此,验证时还是使用了这些误差较大的数据,以求与建模数据相对独立。表 5 给出了模拟数据与实验数据的对比。

当样本个数 $n=12$,剩余尾数为 0.005 时,两组数据呈显著性相关的相关系数为 0.708^[3]。由表 5 可见,尽管用来验证模型的实验数据有一定误差,但模拟数据与实验数据之间仍存在显著性相关关系($R>0.7, n=12$),而且两组数据之间也很接近,可见前述模型还是比较成功的。

在以野外数据为基础的空间模型中,虽然灌渠子模型与实际情况拟合很好,但苇田中的实验数据却难以建立同样好的回归模型来模拟田面输入浓度与 80cm 地下水中养分浓度之间的关系。在该模型中使用的垂向截留率,是由田面水和地下水中养分浓度差得来的平均百分率,即在高产苇田里,总氮截留率为 30.4%,活性磷截留率为 34.85%。与灌渠子模型相比,苇田子模型所使用的计算方法^{参考文献}较为粗糙,因此有必要对苇田子模型加以修正,来对苇田部分的养分去除情况进行

表 5 辽河三角洲实验模型模拟结果与部分实验数据对比

Table 5 The comparison of experimental results and non-linearly simulated results for total nitrogen (TN) and soluble reactive phosphorous (SRP) in the Liaohe Delta

	采样点 Sample points	TN		SRP	
		实验数据 Field data (mg/L)	模拟结果 Simulation result (mg/L)	实验数据 Field data (mg/L)	模拟结果 Simulation result (mg/L)
数据	50m	5.100	4.834	0.170	0.161
组 1	500m	4.130	4.255	0.100	0.132
Data	2000m	4.590	3.697	0.094	0.104
set	6000m	5.019	3.257	0.060	0.082
one	0cm	1.530	2.958	0.043	0.069
	80cm	2.289	2.059	0.028	0.045
数据	50m	3.387	3.145	0.082	0.073
组 2	500m	4.797	2.713	0.066	0.059
Data	2000m	3.402	2.297	0.089	0.046
set	6000m	1.500	1.968	0.072	0.035
two	0cm	3.129	1.703	0.038	0.023
	80cm	1.255	1.185	0.046	0.015

* 1) 相关系数 $R_{TN}=0.717$; $R_{SRP}=0.821$ 。2) 数据组 1 和数据组 2 是两个不同输入浓度系列的结果。3) 灌渠采样点位于距泵站 50, 500, 2000, 6000m 处,苇田采样点是指田面水和 80cm 地下水。

行更精确的估算。为弥补苇田实验数据的不足,在参考了大量文献资料之后,最终决定引进 Mander 和 Mauring 的湿地净化模型作为苇田部分的生态数学模型。

2 以文献数据为基础的模拟模型

2.1 Mander 和 Mauring 的回归模型

Mander 和 Mauring^[4]根据欧洲和北美 40 多处实验数据结果,建立了输入负荷与湿地氮磷去除之间的线性回归模型:

$$N\ Y = -0.005 + 0.61X \quad (R^2 = 0.84, n = 41) \tag{3}$$

$$P\ Y = -0.013 + 0.85X \quad (R^2 = 0.98, n = 35) \tag{4}$$

式中, Y 是去除量, X 是负荷,氮的单位为 $g/(m^2 \cdot d)$,磷的单位为 $mg/(m^2 \cdot d)$ 。当输入负荷增加时,去除量也随之增加。迄今还没有发现去除量相对于输入负荷的上限^[4]。

虽然不能说该模型绝对适用于本研究区,但有充分理由将此模型引入作为苇田部分的净化模型:

(1)该模型的实验数据来源于欧洲和北美的广大地区,且半数以上位于温带,与辽河三角洲属同一气候带。

(2)该模型数据源的实验地大部分为芦苇(*Phragmites* spp.)沼泽或香蒲(*Typha* spp.)沼泽,与辽河三角洲自然湿地的主要植被类型相同。

(3)在前面所建立的实验模型中,苇田部分的垂向截留率为平均百分率,而从两年的实验数据来看,每次测得的垂直方向上的截留率相差很大^[1],因此有失精确。

(4)以 80cm 地下水作为苇田出水标准也不够准确,因为地下水位高于 80cm 的时候也有地下径流入海。另外,水平方向上的养分截留也没有考虑进去,而事实上苇田地下水平养分截留率也很高^[5]。Mander 和 Mauring 的回归模型避开对苇田出水量的计算,且包含了水平方向上的截留量,因此有很大优越性。

(5)在以实验数据为基础的模型中,当苇田理论出水量为负值时,对苇田养分截留量的估算结果置信度更低,这是原模型的一大缺陷。

基于上述原因,将 Mander 和 Mauring 的回归模型引入辽河三角洲的苇田子模型中,对苇田部分的养分去除情况重新进行了估算。

总去除量是灌渠去除量和苇田去除量之和。灌渠部分的去除量可根据养分在灌渠中的分布状况得到。苇田部分的去除量则可通过苇田上各点的养分去除量之和得到。

Mander 和 Mauring 的回归模型包含了苇田田面上的养分去除,因此无须考虑苇田田面水中的养分分布情况。但需要根据输入水量把灌渠上各点的养分浓度(mg/L)分布值转化成苇田的养分输入负荷($g/(m^2 \cdot d)$)。图 1 给出了修正后的养分去除模型。

在图 1 中,从第 1 到第 4 步计算灌渠系统各点上的养分浓度分布^[1]。第 5 步计算由灌渠输入到苇田的养分负荷,可以用养分浓度($mg/L = g/m^3$)与每 30m(与底图分辨率相当)灌渠上输出的水量(m^3)来计算。计算结果也形成一幅栅格图,其数值为灌渠上各点输入到苇田去的养分总量(g),而灌渠部分所去除的养分总量则可以通过泵站输入与灌渠总输出量之差来获得。

第 6 步计算从灌渠进入苇田的养分浓度源的几何分区,结果用作计算苇田养分削减量的输入数据(第 7 步)。但此前必须把浓度转化成负荷(氮 $g/(m^2 \cdot d)$,磷 $mg/(m^2 \cdot d)$),以便与 Mander 和 Mauring 的模型一致。

第 8 步将第 5 和第 7 步各形成的 11 个分区栅格数据合并成整个研究区的养分去除量分布图,然后删除中间生成的图层(第 9 步)。最后把总去除量分布图中的各栅格数值加起来,就得到了研究区湿地养分去除的总量(第 10 步)。

新模型得出的各灌期氮磷去除量列于表 6。灌渠和苇田分别去除的养分总量也一并给出。表 6 中的总氮去除量比表 4 中的总氮去除量低一些,但活性磷的去除量区别不大。这是因为活性磷主要是由灌渠去除的,而灌渠部分的模型沿用了以实验数据为基础的模型。从表 6 还可以看出,不管泵站处输入负荷如何变化,总的养分去除率基本保持稳定,即氮大约为 66%,活性磷约为 90%(图 2)。

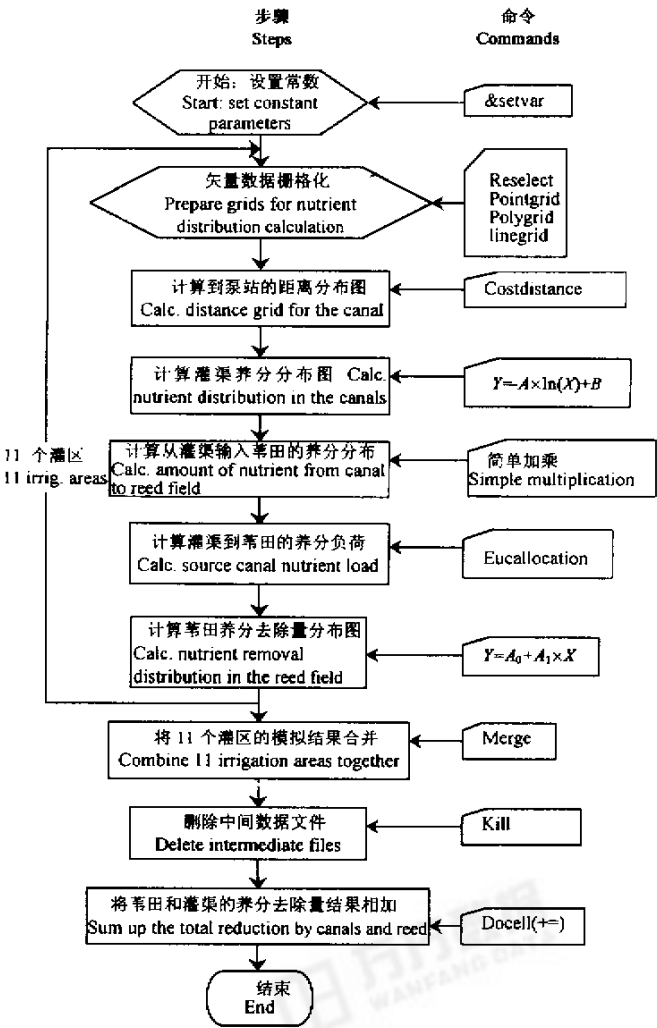


图 1 根据 Mander 和 Mauring 的回归模型修正之后的辽河三角洲养分去除模型
左侧给出了实施目标的流程图, 右侧是每一步所使用的主要 Arc/Info 命令
Fig. 1 The modified program flow chart based on Mander & Mauring's regression model
The left side shows the logical steps while the right side provides the Arc/Info commands

表 6 以 Mander 和 Mauring 的回归模型为基础的辽河三角洲湿地氮磷去除模拟结果

Table 6 The total reduction of TN and SRP in the irrigated reed fields, based on Mander & Mauring's regression model

	灌期 Irrig. period	输入		灌渠去除		苇田去除		总去除量		输出
		(mg/L)	(t)	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)	(%)	
TN	03/10~03/30	12.42	2741.0	824.6	30.1	988.6	36.1	1813.2	66.2	927.8
	04/20~05/10	7.33	1627.4	550.0	33.8	532.0	32.7	1082.0	66.5	545.4
	06/01~06/15	3.22	542.7	242.5	44.7	122.6	22.6	365.2	67.3	177.5
	合计 Total		4911.1	1617.1	32.9	1643.2	33.5	3260.3	66.3	1650.8
SRP	03/10~03/30	0.08	18.2	10.7	58.8	5.5	30.2	16.2	89.0	2.0
	04/20~05/10	0.14	30.3	16.5	54.5	10.2	33.7	26.7	88.1	3.6
	06/01~06/15	0.235	39.1	20.4	52.2	14.0	35.8	34.4	88.0	4.7
	合计 Total		87.6	47.6	54.3	29.7	33.9	77.3	88.2	10.3

由图 2 可见,灌渠和苇田对养分的去除率存在很好的互补关系,即当灌渠去除率高时,苇田的相对去除率则较低,反之亦然。因此不管泵站处的养分浓度如何变化,系统总的去除率基本稳定。但如果仔细观察,当泵站处养分浓度增加时,不管是氮还是磷,相对去除率均略有减少,尽管总的去除量是增加的(表 6)。

从表 6 还可发现,从苇田入海的氮仍较多,就是说,约三分之一的输入量将归入大海。当然这只是对灌溉期间进行模拟的理论计算值,而灌期过后,苇田的养分截留功能仍然存在,因此实际入海的养分应比理论值低。

2.2 对 Mander 和 Mauring 模型的验证

验证空间过程模型最大的困难在于缺少合适的实验数据^[4]。本研究的野外观测数据是以浓度值(mg/L)来表达的,而 Mander 和 Mauring 的模型却是以负荷(g/(m²·d)或 mg/(m²·d))为基础。假如把野外实验数据直接转化成负荷单位,结果会非常低。为弥补这一缺陷,我们对野外数据和模型数据进行了间接比较,以了解模型的可靠程度。

在验证 Mander 和 Mauring 的回归模型时,苇田田面水和 80cm 地下水中所测得的养分浓度值分别作为输入和输出负荷来对待。当然,事先要把浓度值(mg/L)转化成负荷(g/(m²·d)或 m/(m²·d))。由于灌溉水的输入量非常低(仅约 10mm/d),输出水量更少。与许多其它地区的人工湿地相比^[6~8],这里的氮磷含量水平还是比较低的,因此,有时候计算出来的理论养分负荷值十分低,以至于无法表达出来,或者说,表达出来也毫无意义。表 7 给出了能有实际意义的一些野外实验数据和两个模型模拟数据的结果,表 8 给出了这些结果之间的相关系数。

表 7 对 Mander-Mauring 模型的验证:苇田实验数据与模拟数据对比

Table 7 Comparison between field data and simulated data from different models (g/(m²·d))

	T N			S R P		
	实验数据 Field data	李-模型 Li model	Mander-模型 Mander model	实验数据 Field data	李-模型 Li model	Mander-模型 Mander model
田面输入 Surface	0,082	0,086	0,094			
排水输出 Outlet	EL ¹⁾	EL	0,042			
田面输入 Surface	0,108	0,086	0,080	EL	EL	EL
排水输出 Outlet	EL	EL	0,036	EL	EL	EL
田面输入 Surface	0,023	0,016	0,020	EL	EL	EL
排水输出 Outlet	EL	EL	0,013	EL	EL	EL
田面输入 Surface	0,108	0,062	0,068	EL	EL	EL
排水输出 Outlet	EL	EL	0,032	EL	EL	EL
田面输入 Surface	0,033	0,017	0,019	0,001	0,001	0,001
排水输出 Outlet	EL	EL	0,012	EL	EL	EL
田面输入 Surface	0,016	0,030	0,035	0,001	0,001	0,001
排水输出 Outlet	EL	EL	0,019	EL	EL	EL

1) EL: 极低, 存在理论值, 但因太低, 无实际意义

就总氮而言,野外实验数据与作者建立的模型模拟结果之间相关性非常高(R=0.941,表 8),与 Mander-Mauring 模型的模拟结果之间相关性也很好,但略低(R=0.836)。两个模型的模拟结果之间亦存在很好的相关性(表 4)。表 7 中的对比数据两两之间也很接近。尽管磷的实验数据和模拟数据之间没有很好的相关性,但原因是没有足够多、足够高的值来进行验证,而非真的没有相关性。对比表 4 和表 6 两个

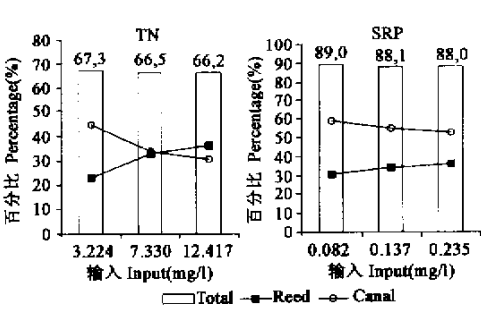


图 2 不同养分输入浓度条件下苇田、灌渠和总的相对去除率
Fig. 2 The relative nutrient reduction rate of the reed/canal system at different input concentration levels

模型的模拟结果不难看出,二者磷的去除量非常接近,假如有足够符合条件的验证数据,磷的实验数据与模拟结果之间的相关关系只能更高。

与基于野外实验数据的模型相比,Mander-Mauring 的模型略失精确,但其模拟结果与实验数据之间的相关关系($R_N=0.836$)已达显著水平。因此最终采纳了这一模型来作为苇田部分空间净化模型的基础,因为它普适性强,且不用考虑输出水量、芦苇产量等许多细节性的问题,在应用中可以简便快捷地对湿地养分去除情况进行估算。

3 模型的应用

3.1 氮磷总量平衡估算

因野外数据有限,难以对辽河三角洲湿地的年度养分平衡进行精确估算,但根据春季灌溉期间的养分输入总量和冬季收割后的养分输出量,可以粗略估算苇田的年度养分平衡。

根据在研究区所测得的芦苇茎杆和叶干物质中的氮磷含量,以及芦苇产量(表 9),可以估算出每年从系统输出的氮磷总量(表 10)。以 1998 年为例,大约 3731t 氮和 234t 磷被茎和叶从系统带走。与春季从泵站处输入的养分量相比,氮素基本可以达到平衡,但磷的输入量远远不足。如果把灌渠部分的养分去除量和随地下水入海的那部分养分考虑在内,氮素的补给也是远不能满足系统总输出量的。另外,磷的输入量以春季灌溉期内泵站处输入的活性磷(87.6t)来计算也欠妥,因为在磷的运移过程中其它形态的磷还可以转化为活性磷,这部分没有计算在内。所以说,应该还有其它的途径来补给系统养分,如土壤、降水、夏汛及根系的积累,否则难以解释许多年来芦苇产量不断提高的原因。从表 9 和 10 中只能得到这样一个结论,即目前使用造纸厂废水灌溉苇田还不会造成氮和磷的积累。

3.2 10 年间辽河三角洲湿地养分去除量的变化

根据前面所建立的养分去除模型,以及辽河三角洲地区 1988 和 1998 年的湿地分布数据,就可以对 10 年来苇田-灌渠系统养分去除量的变化进行估算,结果见表 11。在假设泵站输入负荷保持不变的前提下,模拟结果表明,1998 年比 1988 年苇田的养分去除量略有提高。这一变化主要是由于苇田面积的变化造成的,但每个灌区面积的变化情况有所不同。有的灌区因土地开发,苇田面积有所减少,而有的灌区因为自然演替或人工植苇,面积有所扩大。各灌区的灌渠总长度也随之改变。

不同灌区间面积增减的相互抵消,可能是十年间湿地养分去除总量变化不大的主要原因。由于各灌区面积、灌渠总长度等的改变,其养分去除量的变化情况可能会比较大。有关研究请参阅另文^[10,11]。

3.3 湿地养分去除量的上限估算

苇田湿地虽然对养分的输入负荷没有上限,却不能无限地接受大量的灌溉水,尤其在春季。根据对辽河三角洲地区苇田灌水量的研究^[12,13],春季 3 个灌期的灌水深度分别以每天保持 5,10,15cm 为宜。假设以在研究区所测得的最高养分含量为 3 个灌期的输入负荷,每次灌水量以上述最佳深度为标准,通过前面所建立的空间模型数据可以计算出辽河三角洲湿地的最高养分去除量,结果见表 12。假如苇田面积维持现状不变,每年通过春季灌溉最高可去除 2.92 万 t 氮和 716t 磷。由于本项研究是以所测得的灌溉水中最高

表 8 实验数据与模拟数据之间的相关系数($n=12$)¹⁾
Table 8 Correlation coefficiency ($n=12$) between field and simulated data sets

		李-模型 Li model	Mander 模型 Mander model
TN	实验数据 Field data	0.941	0.836
	李-模型 Li model	1.000	0.904
SRP	实验数据 Field data	0.047	0.047
	李-模型 Li model	1.000	—

1) 当样本大小 $n=12$ 时,显著性相关的系数值为 0.780 (剩余尾数 $Q=0.0005$)^[2]

表 9 辽河三角洲随芦苇收割输出的养分¹⁾
Table 9 Nutrient output with reed harvesting in winter in the Liaohe Delta

		含量 Concentration (%)	总产量 Total production (t)	养分输出 Nutrient output (t)
氮 茎 Stem		0.415	5200	2158
N 叶 Leaf		1.210	1300	1573
磷 茎 Stem		0.045	5200	234
P 叶 Leaf		0.121	1300	157

1) 苇田面积:约 80,000 hm²,表 10 同此

表 10 苇田系统养分总量平衡(t)
Table 10 Global budget of nutrient elements in the reed system (t)

		TN	SRP
春季总输入 Input in spring		4911.1	87.6
冬季总输出 Output in winter		3731.0	391.3

养分含量,而非苇田实际可接纳的最高养分含量作为输入负荷,所以这一估计结果还是比较保守的。在一些人工湿地净化系统中,氮和磷的输入负荷可比辽河三角洲高数百到上千倍^[9]。

表 11 辽河三角洲湿地近 10a 养分去除量的变化
Table 11 Ten years change of the wetland reduction for nitrogen and phosphorous

灌期 Irrigation period	输入 Input		去除量 1988 Reduction	去除量 1998 Reduction
	(mg/L)	(t)	(t)	(t)
TN 03/10~03/30	12.42	2741.0	1801.4	1813.2
04/20~05/10	7.33	1627.4	1069.7	1082.0
06/01~06/15	3.22	542.7	353.0	365.2
合计 Total		4911.1	3224.1	3260.3
SRP 03/10~03/30	0.08	18.2	16.1	16.2
04/20~05/10	0.14	30.3	26.6	28.2
06/01~06/15	0.235	39.1	34.3	34.4
合计 Total		87.6	77.0	78.8

表 12 辽河三角洲春季灌溉期间可去除的最大养分量
Table 12 The maximum nutrient removal capacity for the irrigation water in spring

灌期 Irrigation period	养分输入量 Nutrient input		水输入量 Water input	去除量 Reduction
	(mg/L)	(t)	(cm) (10 ⁶ m ³)	(t)
TN 03/10~03/30	12.42	7763.9	5 625.3	5022.9
04/20~05/10	12.42	15527.8	10 1250.5	12786.7
06/01~06/15	12.42	17468.7	15 1406.8	11393.3
合计 Total		40760.4	3282.6	29202.8
SRP 03/10~03/30	0.235	146.9	5 625.3	128.6
04/20~05/10	0.235	293.9	10 1250.5	275.5
06/01~06/15	0.235	330.6	15 1406.8	312.2
合计 Total		771.4	3282.6	716.3

与最大可能养分去除量(表 12)相比,目前的芦苇-灌渠系统(表 6)还没有发挥出其潜力的十分之一。因此可以将更多的水和养分引入苇田而不至于对芦苇生长造成不利影响。或者换一个角度来考虑,目前的灌溉系统可以以更小的面积、更高的效率来处理污水,而把更大面积的自然湿地节约下来用作自然保护。

4 结果讨论

本项研究为辽河三角洲湿地的养分去除功能建立了两个模型,一个完全基于实验数据,另一个部分采纳了文献数据。二者主要的不同之处在于怎样计算苇田部分的养分去除量。前者在计算垂直方向上的养分去除量时存在很多问题,尽管最终结果与实验数据拟合较好。相比之下,Mander 和 Mauring 所建立的线性回归模型更简明和通用,对输入负荷的变化也有弹性。表 13 对两个模型进行了对比,不难发现,以文献数据为基础的模型比以实验数据为基础的模型有更多的优越性。

表 13 两个模型的优点和局限性对比
Table 13 Comparison of advantages and disadvantages of the two models

	以实验数据为基础的模型 Field data based model	Mander-Mauring 模型 Mander-Mauring model
精度 Accuracy	与实验数据拟合较好(+) More accurate	与实验数据拟合稍差,但已达显著性(t) Less accurate but significant enough
通用性 Generality	只适用于研究区(-) More specific for the study area	通用性好,可用于相似条件的其他地区(+) More general and can be applied to other areas
对水分数据的依赖性 Water data dependency	依赖水分数据,因此有时会出现数据不足或不准带来的问题(-) Depend on water data, which may cause more problems	不需要依靠水分数据(+) Not depend on water data
对养分输出数据的依赖性 Output value dependency	需要计算从苇田输出的养分量(-) The reduction is dependent on the calculation result of output from reed field	可以直接得到苇田部分的养分去除量(+) The reduction in the reed field can be obtained directly
对野外数据的依赖性 Field data dependency	完全依赖野外实验数据(-) Totally dependent on field data	一旦所需参数确定,就不再依赖野外数据(+) Less dependent on field data once the needed parameters are settled
对输入浓度变化的弹性 Flexibility on input concentration	有弹性(+) Flexible	有弹性(+) Flexible

1) + 优点; - 缺点
万万数据

(1)本项研究所建立的空间模型是生态过程模型和地理信息系统空间分析技术的结合。

(2)在本文所建立的养分去除空间模型中,灌渠部分最终采用了以实验数据为基础的非线性回归模型,苇田部分则最终采纳了 Mander 和 Mauring 的线性回归模型,以弥补本区苇田实验数据的不足。

(3)灌渠和苇田部分的养分去除量之间存在很好的互补关系,使得系统总的去除率能保持相对稳定,而不随泵站处的输入负荷变化有太大波动。研究结果表明,芦苇-灌渠系统对总氮的去除率约为 66%,对活性磷的去除率为 90%。

(4)目前辽河三角洲 8 万 hm^2 苇田及其灌溉渠系每年春季灌溉期间可去除 3200~4000t 氮,和 80t 活性磷。

(5)每年春灌期间通过泵站输入的养分远远不足以弥补每年冬季芦苇收割所带走的养分。因此目前灌溉水的养分水平不会造成系统的养分积累。

(6)从 1988 到 1998 的 10a 间,由于辽河三角洲苇田总面积变化不大,因此养分去除总量也没有太大变化,但因芦苇分布部位的变动,局部灌区的变化可能比较大。

(7)目前的芦苇-灌渠系统能够接纳至少 10 倍于当前负荷的养分,而不至于对芦苇生长造成不良影响。

由此可见,以辽河三角洲湿地作为截留入海氮磷的最后屏障,防止近海水体富营养化,具有很大潜力。目前这一潜力还远没有得到充分发挥。但在真正投入使用之前,必须顾及这片自然湿地的其它功能,如生物生产力功能、生物多样性保护功能,等等。此外,苇田、灌渠、泵站等景观组分的不同布局组合,也会对湿地的养分去除功能产生不同影响^[9],故需综合考虑。

参考文献

- [1] Li X Z(李秀珍), Xiao D N(肖笃宁), Wang X L(王宪礼), *et al.* Spatial Modeling on nutrient reduction in the wetlands I: Concepts and Methodology, *Acta Ecologica Sinica* (in Chinese) (生态学报), 2002, **22**(3): 300~310.
- [2] Jeffers J N R. *Modelling*. Cambridge: Inst. of Terrestrial Ecology, 1980. Statistical checklist 3.
- [3] Pearson E S and Hartley H O. *Biometrika tables for statisticians*. 3rd.ed. Cambridge, 1966.
- [4] 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.
- [5] Yin C, Lan Z and Yan W. Elements of the Baiyangdian Lake ecotone and their retention of nutrients. In: *Proceedings of the international workshop on the ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. University of Washington, 1994. 28~36.
- [6] Heywood I, Cornelius S and Carver S. *An introduction to geographical information systems*. New York: Longman, 1998. 280.
- [7] Cooper P F, Job G D, Green M B. *Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment*. Swindon: WRc Swindon, 1996. 184.
- [8] Linden M J, van der. *Nitrogen and phosphorus economy of reed vegetation in the polder Zuidelijk Flevoland (The Netherlands)*. Lelystad: Rijkswaterstaat, Directie Flevoland, 1990. 50.
- [9] Meuleman A F M. *Performance of treatment wetlands*. Utrecht University, 1999, Ph.D thesis.
- [10] Li X Z. *Purification Function of Wetlands: Spatial modelling and pattern analysis of nutrient reduction in the Liaohe Delta*. Wageningen University Press, 2000. 123.
- [11] Li X Z(李秀珍), Xiao D N(肖笃宁), Hu Y M(胡远满), *et al.* Effect of wetland landscape pattern on nutrient reduction in the Liaohe Delta, *Acta Geographica Sinica* (in Chinese) (地理学报), 2001, **56**(1): 32~43.
- [12] Tian W D(田文达). A study on irrigatin of reed field in early spring. *Journal of Reed Science and Technology* (in Chinese)(芦苇科技通讯), 1982, (4): 11~17.
- [13] Su C 万芳数据. Reed field irrigation. *Journal of Reed Science and Technology* (in Chinese)(芦苇科技通讯), 1983, (5): 56~63.