

## 潮白河再生水补给河道对周边浅层地下水影响的数值模拟研究

姜瑞雪, 韩冬梅, 宋献方, 李炳华

### Numerical modeling of the impacts of reclaimed water recharge to the Chaobai River channel on the ambient shallow groundwater

JIANG Ruixue, HAN Dongmei, SONG Xianfang, and LI Binghua

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.16030/j.cnki.issn.1000-3665.202201044>

## 您可能感兴趣的其他文章

### Articles you may be interested in

#### 区域地下水污染调查取样点布设量化分配方法

Quantitative sample distribution in regional groundwater contamination investigation

李颖智, 蔡五田, 耿婷婷, 张涛, 张智印 水文地质工程地质. 2019, 46(5): 24-30

#### “引哈济党”工程对敦煌盆地地下水位影响的数值模拟研究

Numerical simulation studies of the influences of water transferring project from the Haerteng River to the Dang River on groundwater levels in the Dunhuang Basin

何剑波, 李玉山, 胡立堂, 尹政, 胡彦斌 水文地质工程地质. 2021, 48(6): 34-43

#### 基于FEFLOW的三维土壤-地下水耦合铬污染数值模拟研究

Numerical simulation of three-dimensional soil-groundwater coupled chromium contamination based on FEFLOW

刘玲, 陈坚, 牛浩博, 李璐, 殷乐宜, 魏亚强 水文地质工程地质. 2022, 49(1): 164-174

#### 保定平原区地下水生态水位阈值的探讨

Discussion on ecological water level threshold of groundwater in Baoding Plain area

靳博文, 王文科, 段磊, 马稚桐, 王一, 黄鑫慧 水文地质工程地质. 2022, 49(5): 166-175

#### 赣江新干航电枢纽左库岸地下水浸没控制效果研究

Research on the control effects of groundwater immersion on the left reservoir bank of Xingan Navigation and Power Junction in Ganjiang River

张宇, 任国澄, 杨蕴, 周志芳, 郭生根, 熊鸿强 水文地质工程地质. 2020, 47(3): 147-155

#### 甘肃北山区域地下水流数值模拟研究

Numerical simulation of regional groundwater flow in the Beishan area of Gansu

曹潇元, 侯德义, 胡立堂 水文地质工程地质. 2020, 47(2): 9-16



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

DOI: 10.16030/j.cnki.issn.1000-3665.202201044

姜瑞雪, 韩冬梅, 宋献方, 等. 潮白河再生水补给河道对周边浅层地下水影响的数值模拟研究 [J]. 水文地质工程地质, 2022, 49(6): 43-54.

JIANG Ruixue, HAN Dongmei, SONG Xianfang, *et al.* Numerical modeling of the impacts of reclaimed water recharge to the Chaobai River channel on the ambient shallow groundwater[J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2022, 49(6): 43-54.

## 潮白河再生水补给河道对周边浅层地下水影响的数值模拟研究

姜瑞雪<sup>1,2</sup>, 韩冬梅<sup>1,2</sup>, 宋献方<sup>1,2</sup>, 李炳华<sup>3</sup>

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所陆地水循环及地表过程重点实验室, 北京 100101; 2. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049; 3. 北京市水科学技术研究院, 北京 100048)

**摘要:** 再生水在北京被广泛用于补给河道, 2007 年底至 2017 年共有  $2.3 \times 10^8 \text{ m}^3$  再生水补给至潮白河顺义段。其污染物本底值较高(Cl<sup>-</sup>浓度约 62 ~ 122 mg/L), 通过河床入渗补给到周边的含水层中, 对周边地下水产生一定影响, 尤其是浅层地下水。为了定量评价再生水补给河道对周边浅层地下水的影响, 基于 10 年(2007—2017)的地下水监测数据, 建立了再生水补给河道周边的地下水水流和溶质运移模型, 模拟了受水区浅层地下水的水位和 Cl<sup>-</sup>浓度的变化, 分析了浅层地下水水量、Cl<sup>-</sup>负荷和 NO<sub>3</sub>-N 负荷的变化。结果表明, 再生水补给河道后的前 2 年(2007—2009), 河道周边浅层地下水水位迅速抬升了 3 ~ 4 m, 之后在再生水的持续补给下保持稳定。但受深层地下水开采影响, 2007—2014 年研究区整体浅层地下水的水量仍在下降。2014 年底实施地下水压采措施后, 浅层地下水水量从 2014 年底的  $3.76 \times 10^8 \text{ m}^3$  恢复到了 2017 年底的  $3.85 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。周边浅层地下水中的 Cl<sup>-</sup>浓度从再生水补给前的 5 ~ 75 mg/L 变化到了补给后的 50 ~ 130 mg/L, 之后保持稳定。浅层地下水水质受再生水影响的范围从 2008 年底的 11.7 km<sup>2</sup> 扩大到 2017 年的 26.7 km<sup>2</sup>, 影响区内的 Cl<sup>-</sup>负荷从 2008 年底的  $1.8 \times 10^3 \text{ t}$  增加到 2017 年底的  $3.8 \times 10^3 \text{ t}$ , NO<sub>3</sub>-N 负荷从 2008 年的 29.8 t 下降到 2017 年的 11.9 t。尽管研究显示影响范围外的浅层地下水水质受再生水影响不明显, 但潜在的咸化和污染的隐患不容忽视, 需要在后续研究中进一步明确。

**关键词:** 再生水; 地下水; 数值模拟; 地下水水位; 水质; 潮白河

中图分类号: P641.2

文献标志码: A

文章编号: 1000-3665(2022)06-0043-12

## Numerical modeling of the impacts of reclaimed water recharge to the Chaobai River channel on the ambient shallow groundwater

JIANG Ruixue<sup>1,2</sup>, HAN Dongmei<sup>1,2</sup>, SONG Xianfang<sup>1,2</sup>, LI Binghua<sup>3</sup>

(1. Key Laboratory of Water Cycle & Related Land Surface Processes, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 2. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Beijing Water Science and Technology Institute, Beijing 100048, China)

**Abstract:** Reclaimed water has been widely used to recharge river channels in Beijing, with  $2.3 \times 10^8 \text{ m}^3$  of reclaimed water recharge to the Shunyi section of the Chaobai River from the end of 2007 to 2017. It has a high

收稿日期: 2022-01-25; 修订日期: 2022-02-23

投稿网址: [www.swdzgcdz.com](http://www.swdzgcdz.com)

基金项目: 北京市自然科学基金项目(8212035); 国家重点研发计划项目(2021YFC3200502); 国家自然科学基金重点项目(41730749)

第一作者: 姜瑞雪(1995-), 女, 硕士, 助理工程师, 主要从事再生水利用与地下水补给过程研究。E-mail: [ruixue\\_jiang@163.com](mailto:ruixue_jiang@163.com)

通讯作者: 韩冬梅(1978-), 女, 博士, 研究员, 主要从事流域水循环及地下水水文过程研究。E-mail: [handm@igsnr.ac.cn](mailto:handm@igsnr.ac.cn)

background value of pollutants ( $\text{Cl}^-$  concentration ranging from 62 to 122 mg/L) and recharges the ambient aquifers, which has an impact on the ambient groundwater through riverbank filtration, particularly on the shallow groundwater. Based on 10-year series groundwater monitoring data (2007–2017), we conduct a 3D groundwater flow and solute transport model to simulate the variations of the shallow groundwater table and chloride concentrations, and analyze the variations in groundwater storage,  $\text{Cl}^-$  loads, and  $\text{NO}_3\text{-N}$  loads in the shallow aquifers near the Chaobai River receiving reclaimed water. The results demonstrate that the ambient groundwater table swiftly rose by about 3–4 m following the reclaimed water replenishment from 2007 to 2009, and stayed steady under the condition of continuous replenishment of reclaimed water. However, affected by the exploitation of deep groundwater, the groundwater storage in the unconfined aquifer still decreased overall from 2007 to 2014. After reducing the groundwater extraction since 2014, the shallow groundwater storage recovered from  $3.76 \times 10^8 \text{ m}^3$  at the end of 2014 to  $3.85 \times 10^8 \text{ m}^3$  at the end of 2017.  $\text{Cl}^-$  concentrations in the ambient shallow groundwater changed from a range of 5–75 mg/L before the recharge to 50–130 mg/L after the recharge (2007–2009), and then remained stable. The areas of shallow groundwater quality affected by reclaimed water infiltration expanded from  $11.7 \text{ km}^2$  in 2008 to  $26.7 \text{ km}^2$  in 2017. The  $\text{Cl}^-$  loads in the affected areas increased from  $1.8 \times 10^3 \text{ t}$  in 2008 to  $3.8 \times 10^3 \text{ t}$  in 2017. The  $\text{NO}_3\text{-N}$  loads decreased from 29.8 t in 2008 to 11.9 t in 2017. Although the results show that the shallow groundwater quality outside the affected area is not significantly affected by the reclaimed water, the potential salinization and pollution cannot be ignored and need to be further clarified in the subsequent studies.

**Keywords:** reclaimed water; groundwater; numerical model; groundwater level; water quality; Chaobai River

水资源短缺已经成为制约我国经济社会可持续发展的主要瓶颈<sup>[1]</sup>。源自废水处理的再生水越来越多地作为替代水源被广泛利用,主要用于农业灌溉、景观用水、工业再利用、市政环卫用水、地下水补给等,很大程度上缓解了水资源匮乏的压力<sup>[2-4]</sup>。北京自 20 世纪 80 年代开始开展污水再利用工程<sup>[5]</sup>,目前已是我国再生水利用量最大的城市。2004 年北京雨水和再生水供水  $2.04 \times 10^8 \text{ m}^3$ , 占总供水量的 6%<sup>[6]</sup>。2020 年再生水利用量已达  $12 \times 10^8 \text{ m}^3$ , 占总供水量的 29.6%; 其中  $11 \times 10^8 \text{ m}^3$  的再生水被用于河湖补水, 占再生水利用量的 92.3%<sup>[7]</sup>。

已有研究表明,再生水补给河道可促进周边地下水水位上升、储量增加<sup>[8]</sup>。经过河床沉积物和含水层介质的过滤,再生水中氮磷、总有机碳、部分重金属和部分有机物可以一定程度地被去除<sup>[3]</sup>。但长期使用再生水会造成受水区浅层地下水(埋深 30 m)水化学特征逐渐与再生水特征相似<sup>[9-11]</sup>,  $\text{Cl}^-$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{K}^+$  含量增加、总硬度降低<sup>[12]</sup>, 部分抗生素和内分泌干扰物渗入<sup>[13-14]</sup>。潮白河流域的再生水利用工程实施已有十余年,但缺乏再生水对周边地下水的影响范围与程度的定量认识。

本文针对潮白河再生水补给的河道开展研究,运用 MODFLOW 和 MT3DMS 程序建立再生水补给河道周

边的三维地下水流和溶质运移模型,基于 10 年(2007—2017)的地下水监测数据,模拟分析了浅层地下水水位及储量的变化,估算了伴随再生水补给河道,受水区地下水中氯离子( $\text{Cl}^-$ )和硝态氮( $\text{NO}_3\text{-N}$ )的负荷变化,明确了再生水补给河道对周边浅层地下水的影响范围和程度。

## 1 研究区概况

研究区位于北京市东北部的顺义区(图 1),距离北京城区约 30 km。顺义区年平均气温  $11.5 \text{ }^\circ\text{C}$ , 年均降水量 610 mm, 降水主要集中在 6—9 月, 多年平均水面蒸发量为 1 247 mm。

为缓解潮白河供水短缺问题,恢复部分河段生态环境,北京市“引温济潮”水资源利用工程于 2007 年底建成通水<sup>[15]</sup>,截至 2017 年累计引再生水  $2.3 \times 10^8 \text{ m}^3$  入河<sup>[16]</sup>。2007—2011 年底,工程一期的常年受水河道为减河和潮白河的土坝—河南村橡胶坝河段,向阳闸—土坝段每年 5 月和 10 月间歇受水。2012 年工程二期实施,常年受水河道增加了河南村橡胶坝—苏庄橡胶坝河段(图 1)。研究区内的潮白河为自然河道。减河为人工型河道,两侧砖砌边坡,河底为自然淤泥。

研究区处于潮白河冲洪积扇的中下段,基岩之上沉积了大量的潮白河冲洪积物,表面堆积物主要是砂

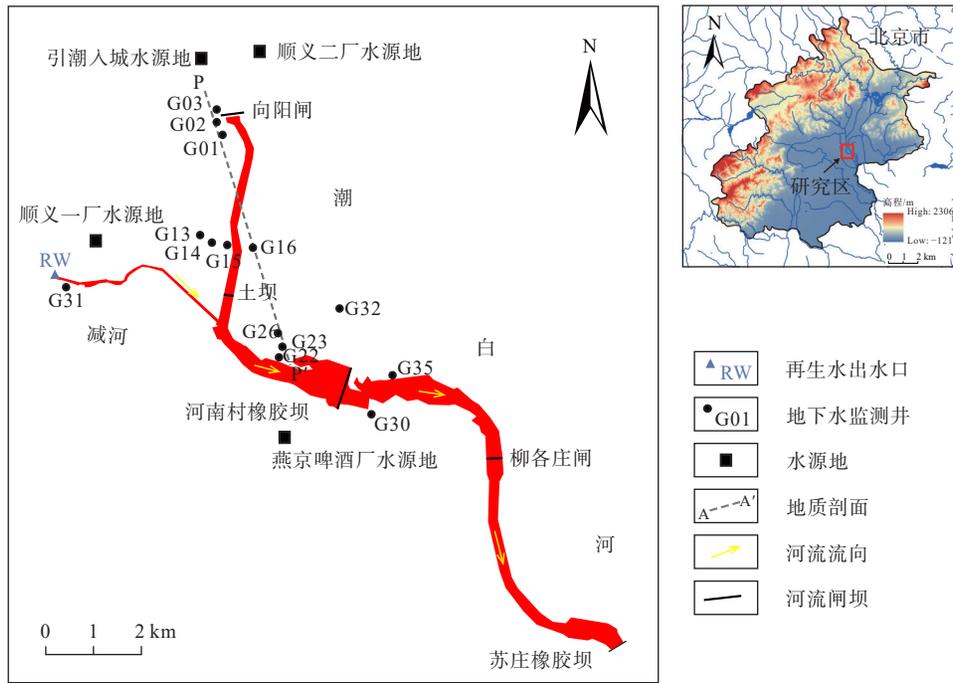


图 1 研究区位置和地下水采样点分布示意图

Fig. 1 Location of the study area and sampling sites

和亚砂土。沉积厚度自东北向西南变厚, 东北向西南方向从 200 m 增厚到千米以上<sup>[17]</sup>。地层主要为第四系孔隙含水层, 根据南北向水文地质剖面图(图 2)<sup>[9]</sup>, 河道下部含水系统主要由 4 个不同深度含水层构成, 两两含水层间为一粉质黏土弱透水层。30 m 深和 50 m 深含水层自北向南从以卵砾石为主, 渐变为以细砂为

主。80 m 深和 80~200 m 深含水层以细砂为主, 局部夹有砾石。自北向南沉积物颗粒由粗变细, 含水层厚度减小, 层数变多, 含水层间的水力联系逐渐变差。补水前区内地下水流向为由西南、南、东南向东北、北、西北流入地下水漏斗区域。

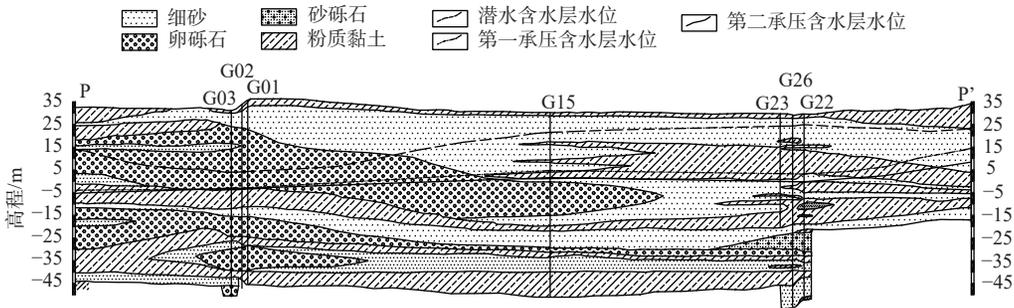


图 2 研究区水文地质剖面图

Fig. 2 Hydrogeologic profile along P-P'

顺义是北京重要的水源地, 研究区河道周边的水源地有 4 处(图 1)。地下水开采层位主要在埋深 80 m 以下。地下水除了水平方向的运动外, 还存在自上而下的垂向运动。

## 2 地下水水流和溶质运移模型

### 2.1 概念模型

根据研究区水文地质条件, 将地层概化为 7 层,

4 层含水层自上而下分别为 30 m 深潜水含水层、50 m 深承压含水层、80 m 深承压含水层和 80~200 m 深承压含水层; 两两含水层之间为一弱透水层, 共 3 层。模型的底部边界最深为 200 m。

研究区地下水的主要补给来源包括降水入渗、再生水入渗和侧向流入。再生水补给河道后形成了约 5.63 km<sup>2</sup> 水面, 因此将河流入渗处理为面状补给。排泄方式包括地下水开采、侧向流出和潜水面蒸发。结

合模拟区的水文地质条件、地下水流系统形状信息,以及区内的地下水水位情况,将北侧设为零流量边界,西侧和东侧设为第三类边界,南侧取第一类边界,

见图 3(a)。模拟面积为 255 km<sup>2</sup>。潜水含水层自由水面为模型的上边界。

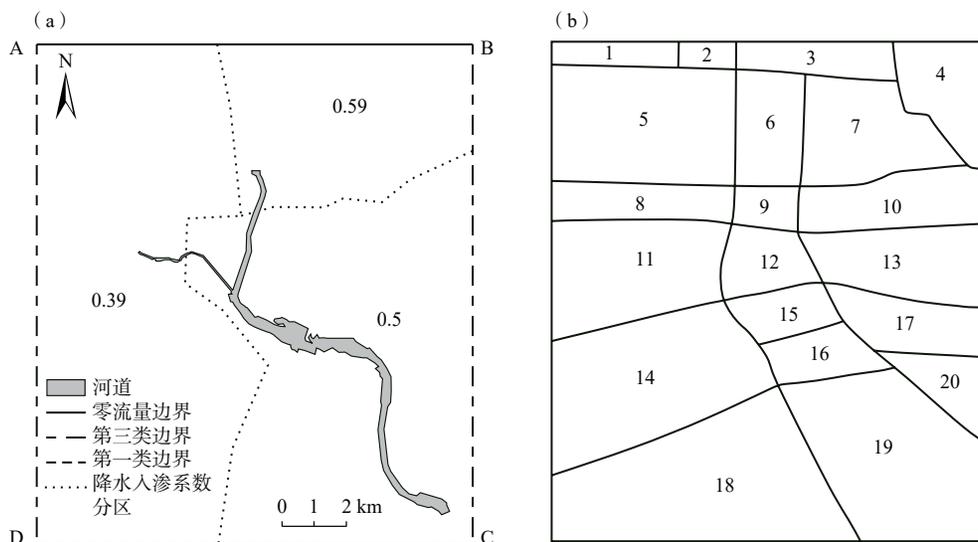


图 3 (a) 模型边界及 (b) 水文地质参数分区

Fig. 3 Boundary conditions, precipitation infiltration zones and values (a) and hydrogeological parameter zones (numbered) in the model (b)

在水流模型的基础上建立溶质运移模型,选择稳定保守的 Cl<sup>-</sup> 作为溶质运移因子。河道周边地下水中 Cl<sup>-</sup> 含量升高是再生水补给后地下水水化学变化的显著特征<sup>[10-11]</sup>,再生水补给前后 Cl<sup>-</sup> 浓度的变化可以反映再生水补给河道对周边地下水的影响范围和程度。根据对再生水出水和河水水质的长期监测,将河道设为第一类浓度边界,分段设置 Cl<sup>-</sup> 补给浓度,浓度总体为 60~120 mg/L 之间。以 2007 年 12 月为初始时间,利用地下水水位和 Cl<sup>-</sup> 浓度的监测数据,通过插值赋值地下水的初始水位和 Cl<sup>-</sup> 初始浓度。

### 2.2 数学模型

通过对研究区水文地质条件的分析,将研究区含水层系统概化为非均质各向同性、三维非稳定的地下水水流和溶质运移模型。时间上,以 2007 年 12 月为起始时间,2027 年 12 月为结束时间,时间步长为 1 个月。2007 年 12 月—2017 年 12 月为模拟期,2017 年 12 月—2027 年 12 月为预测期。空间上,采用等间距有限差分方法离散地下水数值模型,平面剖分的网格尺寸为 100 m×100 m,7 层共 178 500 个网格。

再生水的入渗补给量利用水量平衡进行估算:

$$Q_1 = Q_{rw} + Q_{pr} - Q_{rc} - Q_e - Q_t \quad (1)$$

式中:  $Q_1$ ——再生水入渗补给量/(m<sup>3</sup>·a<sup>-1</sup>);

$Q_{rw}$ ——再生水引水量/(m<sup>3</sup>·a<sup>-1</sup>);

$Q_{pr}$ ——降水补给河道的水量/(m<sup>3</sup>·a<sup>-1</sup>);

$Q_{rc}$ ——河道蓄水量/(m<sup>3</sup>·a<sup>-1</sup>);

$Q_e$ ——水面蒸发量/(m<sup>3</sup>·a<sup>-1</sup>);

$Q_t$ ——向上游调出的水量/(m<sup>3</sup>·a<sup>-1</sup>)。

根据研究区的地表岩性,将模拟区分为三个区域,入渗系数见图 3(a)。降水入渗量为:

$$Q_p = P \cdot \alpha \cdot F \cdot 10^3 \quad (2)$$

式中:  $Q_p$ ——降水入渗补给量/m<sup>3</sup>;

$P$ ——降水量/mm,使用数据为密云站的月降水量<sup>[18]</sup>;

$\alpha$ ——降水入渗系数;

$F$ ——补给区面积/km<sup>2</sup>。

水源地深层地下水的集中开采为研究区地下水主要的排泄方式,本研究着重考虑图 1 中标出的 4 处水源地的开采。参考 2008 年的地下水开采情况,开采总量为 7.79×10<sup>7</sup> m<sup>3</sup>/a。2014 年南水进京后各大水源地减采,研究区的地下水开采量减少为 4.26×10<sup>7</sup> m<sup>3</sup>/a。华北平原区的潜水埋深大于 3 m 时,潜水蒸发作用消失<sup>[19]</sup>,模型中的地下水蒸发极限深度取 3 m。

参考前人对该地区的研究,将各含水层和弱透水层细化分区,见图 3(b),对不同层不同区的水文地质参数进行赋值<sup>[20]</sup>。地下水流模拟中使用的参数包括渗透系数( $K$ )和储水系数( $S$ )。在 Cl<sup>-</sup> 运移的模拟中,使用的参数包括孔隙度( $n$ )和弥散度( $\alpha_L, \alpha_T$ )。

### 2.3 模型的识别与验证

浅层地下水(即埋深 30 m 的潜水)受再生水补给的影响最为显著<sup>[9,21]</sup>, 使用 2007 年 12 月至 2015 年 12 月浅层地下水水位和 Cl<sup>-</sup>浓度的监测数据对模型进行

参数识别, 使用 2016 年 1 月到 2017 年 12 月的监测数据进行验证。水流模型率定的参数包括再生水入渗补给量、 $K$ 、 $S$ 。溶质运移模型率定的参数包括  $n$ 、 $\alpha_L$ 、 $\alpha_T$ 。校准后的参数取值范围见表 1。

表 1 校准后的模型参数

Table 1 Hydrogeological parameters used in the calibrated model

水文地质单元	$K/(10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})$	$S$	$n$	$\alpha_L/\text{m}$	$\alpha_T/\text{m}$
潜水含水层	0.1 ~ 9.5	0.11 ~ 0.26	0.11 ~ 0.26	1.5 ~ 12	0.1 ~ 1.2
第1弱透水层	$3 \times 10^{-5} \sim 5 \times 10^{-4}$	$1.1 \times 10^{-4} \sim 1.5 \times 10^{-4}$	0.07 ~ 0.11	0.5 ~ 0.7	0.05 ~ 0.07
第1承压含水层	0.5 ~ 9.9	$3 \times 10^{-6} \sim 1.4 \times 10^{-4}$	0.08 ~ 0.24	1 ~ 12	0.1 ~ 1.2
第2、3弱透水层	$9 \times 10^{-5} \sim 0.1$	$1 \times 10^{-5} \sim 1.5 \times 10^{-4}$	0.07 ~ 0.16	0.5 ~ 0.85	0.05 ~ 0.08
第2、3承压含水层	0.6 ~ 9	$2 \times 10^{-5} \sim 4 \times 10^{-4}$	0.11 ~ 0.24	1.2 ~ 12	0.12 ~ 1.2

使用监测值与模拟值的均方根误差(RMSE)和决定系数( $R^2$ )评估识别的结果。图 4 展示了浅层地下水水位和 Cl<sup>-</sup>浓度监测值和模拟值的拟合及验证情况, 监测值与模拟值变化趋势一致、误差较小。根据监测数据绘制了 2017 年 12 月浅层地下水水位等值线图, 与模拟结果对比具有较好的一致性(图 5)。结果显示, 建立的地下水模型可以在一定程度上反映研究区真实的地下水流运动和 Cl<sup>-</sup>运移情况。

### 2.4 模型结果的处理

污染负荷表示环境对污染物的负载量<sup>[22]</sup>, 本文利用模型中离散的网格, 根据每个单元内的地下水水量和溶质浓度计算污染负荷:

$$P = \sum_{i=1}^n C_i \cdot V_i \cdot 10^{-6} \quad (3)$$

式中:  $P$ ——污染负荷/t;

$C_i$ ——第  $i$  单元地下水的溶质浓度/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ );

$V_i$ ——第  $i$  单元地下水的水量/ $\text{m}^3$ , 从模型中计算得到。

Cl<sup>-</sup>浓度从模型结果中获取, NO<sub>3</sub>-N 浓度通过将地下水中 NO<sub>3</sub>-N 浓度的监测值在模型离散的网格中插值获取。

### 2.5 情景设计

为了预测不同补给排泄条件影响下, 未来浅层地下水水位和水质的变化情况, 通过保持其他条件不变, 仅分别改变降水补给量、地下水开采量、再生水补给情况, 设计了预测情景, 具体见表 2。

首先设置了一个基准情景, 将其作为其他情景结果的参照。设置预测期内(2018—2027)的月降水量重现模拟期(2008—2017)的月降水过程。地下水开采量和再生水补给河道水量均维持 2017 年的现状不变, 地下水开采量为  $4.26 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{a}$ , 再生水引水量为  $2.89 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{a}$ 。

表 2 模型预测情景设计

Table 2 Scenario design for the groundwater model

情景	降水量 /( $\text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$ )	地下水开采量 /( $10^7 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ )	再生水补给量 /( $10^7 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ )
基准情景	592.8 ~ 1053.1	4.26	2.89
1	454.8	4.26	2.89
2	574.6	4.26	2.89
3	710.9	4.26	2.89
4	592.8 ~ 1053.1	3.57	2.89
5	592.8 ~ 1053.1	4.94	2.89
6	592.8 ~ 1053.1	4.26	0

根据密云站 1956—2020 年的月降水数据<sup>[18]</sup>, 计算出不同保证率下的典型降水年份和降水量, 枯水年、平水年、丰水年的年降水量分别为 454.8, 574.6, 710.9 mm。情景 1、2、3 分别设置为预测期内所有年份的月降水量重现典型降水年的月降水过程。

为探究地下水开采量变化的影响, 情景 4 和情景 5 分别设置为 2018 年开始引潮入城水源地开采量增加 25% 和减少 25%。

2019 年研究区河道周边的浅层地下水中再生水的比例已高达 95%<sup>[23]</sup>, 为了探究再生水的补给对周边地下水的影响范围和程度, 设置情境 6 为 2018 年开始不再使用再生水补给河道。

## 3 结果与分析

### 3.1 再生水补给河道对浅层地下水水位的影响

#### 3.1.1 补给后浅层地下水水位变化

受深层地下水开采影响, 向阳闸以北是研究区浅层地下水水位最低的区域。再生水补给河道后, 向阳闸以南水位整体上有上升的趋势。由图 4(b)可知, 间歇受水区的浅层地下水水位(G01、G15)在补给的前 2 年(2007—2009 年)上升了约 4 m, 之后在波动中下降。第 7—10 年(2014—2017 年), 基本保持稳定, 仅

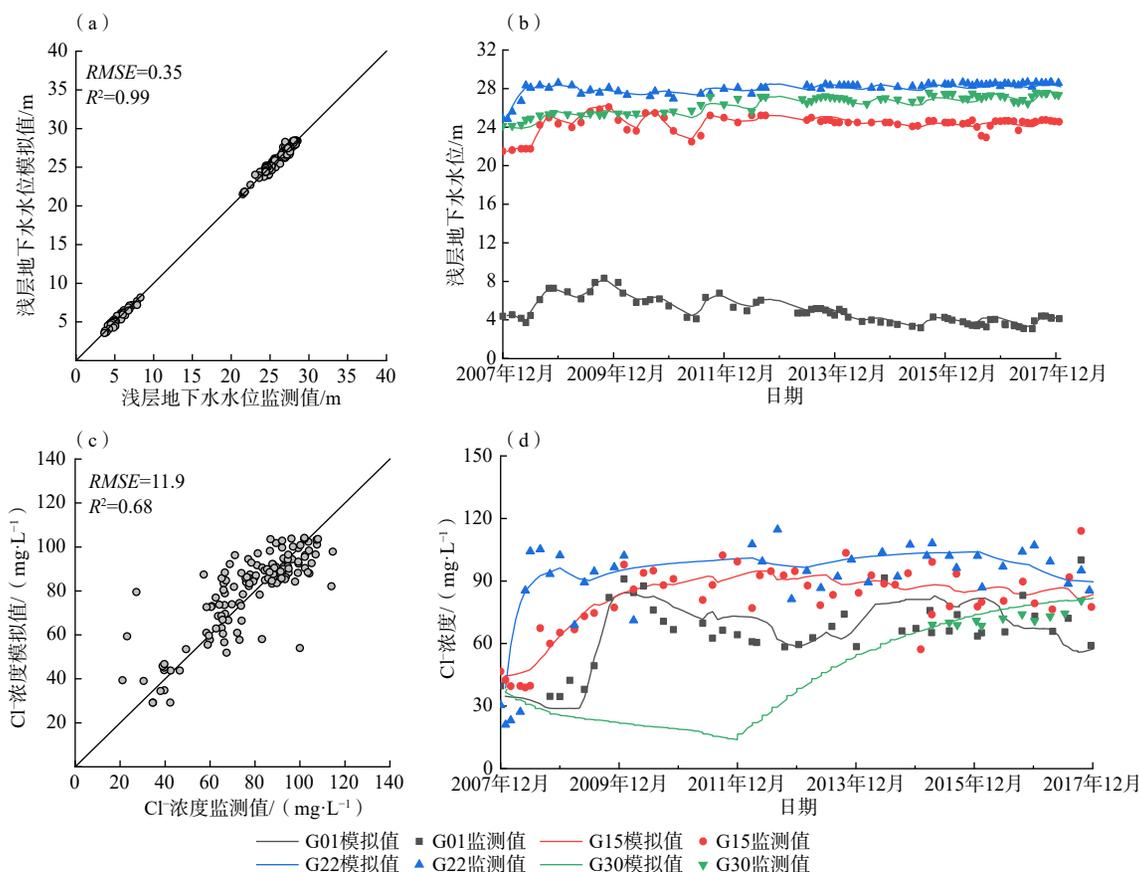


图 4 浅层地下水水位和 Cl 浓度监测值与模拟值拟合及验证曲线

Fig. 4 Simulated versus observed results for groundwater tables and Cl concentration in the shallow groundwater

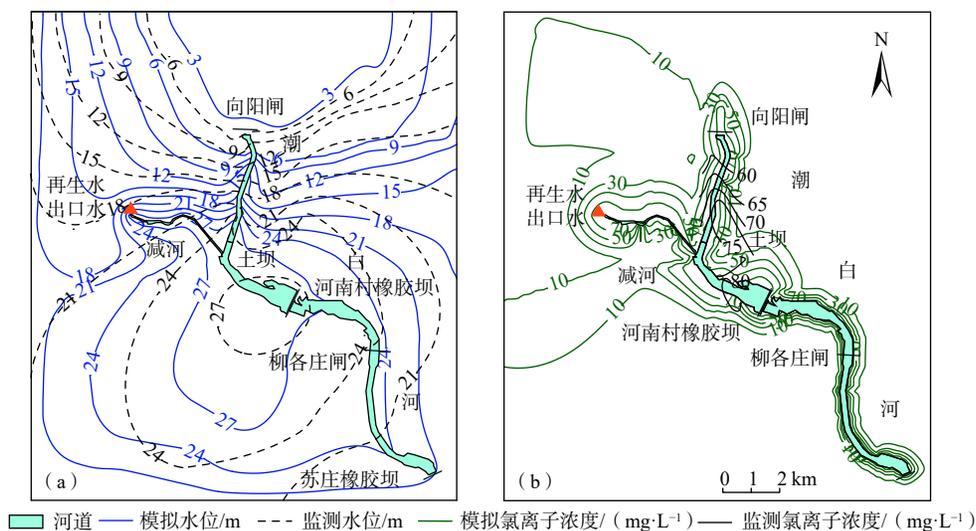


图 5 2017 年 12 月模拟和监测 (a) 浅层地下水水位等值线图 and (b) 氯离子浓度等值线图

Fig. 5 Contour map of the observed and simulated groundwater tables and Cl concentration in December, 2017

存在季节性波动。土坝以南的常年受水区, 在补给的第 1 年(2007—2008 年)水位快速上升, G22 上升了约 3.5 m, G30 上升了约 2 m。第 2—4 年(2008—2010 年), G22 水位下降约 1 m 后保持稳定; G30 水位基本稳

定。二期工程实施后(2012—2017 年), G22 和 G30 的水位均呈缓慢上升趋势。

### 3.1.2 浅层地下水均衡和水量变化

根据模拟结果, 2007—2017 年潜水含水层的水均

平衡项见表 3, 总补给量小于总排泄量, 潜水含水层处于负均衡状态。降水入渗补给量占总补给量的 84.6%,

其次是侧向流入和再生水入渗。潜水向下层含水层的越流约占总排泄量的 97.4%, 大于总补给量。

表 3 2007 年底至 2017 年底潜水含水层水均衡统计

Table 3 Groundwater budget in the unconfined aquifer from December, 2007 to December, 2017

补给	水量/(10 <sup>8</sup> m <sup>3</sup> )	比例	排泄	水量/(10 <sup>8</sup> m <sup>3</sup> )	比例
降水入渗	7.57	84.6%	越流	9.97	97.4%
侧向流入	0.78	8.7%	侧向流出	0.23	2.2%
再生水入渗	0.59	6.7%	蒸发	0.04	0.4%
补给总量	8.94	100%	排泄总量	10.24	100.0%
总补排差/(10 <sup>8</sup> m <sup>3</sup> )				-1.30	

研究区潜水水位>第一承压水位>第二承压水位>第三承压水位, 垂向水力梯度诱使地下水从浅层向深层越流。结合水均衡分析认为, 正是深层地下水开采引起的潜水越流, 导致了潜水层水量的减少。

对潜水含水层的水量进行计算(图 6)。再生水补给的前 4 年(2007—2011 年), 水量逐年降低, 从 4.8×10<sup>8</sup> m<sup>3</sup> 下降到了 3.9×10<sup>8</sup> m<sup>3</sup>。尽管再生水补给后河道周边的浅层地下水水位上升, 但向阳闸以北受深层地下水开采影响, 水位仍然处于下降状态。2012 年底再

生水补给河道的二期工程实施, 受水河道范围增加, 再生水的入渗补给量增大, 浅层地下水水位上升的面积增加, 水量回升至 4.1×10<sup>8</sup> m<sup>3</sup>; 之后继续下降, 2014 年底下降到 3.76×10<sup>8</sup> m<sup>3</sup>。2014 年开始向阳闸以北的水源地开采量减半, 深层含水层超采情况得到缓解, 潜水向深层含水层的越流量从 1.04×10<sup>8</sup> m<sup>3</sup>/a(2008—2013 年)下降到了 8.81×10<sup>7</sup> m<sup>3</sup>/a(2014—2017 年)。加之再生水的持续入渗补给, 浅层地下水的水量开始缓慢上升, 到 2017 年底水量回升至 3.85×10<sup>8</sup> m<sup>3</sup>。

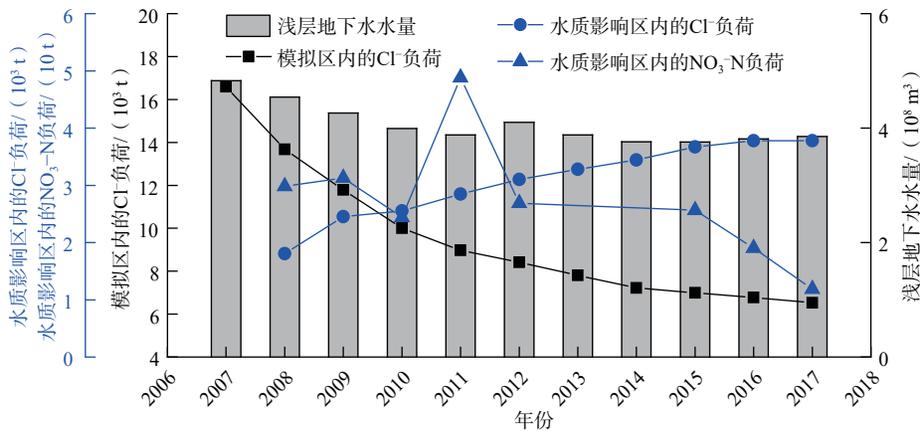


图 6 浅层地下水的水量变化及 Cl<sup>-</sup> 和 NO<sub>3</sub>-N 负荷变化

Fig. 6 Variations in the shallow groundwater storage, Cl<sup>-</sup> loads in the model area, and Cl<sup>-</sup> loads and NO<sub>3</sub>-N loads in the affected zones

### 3.1.3 对浅层地下水水位的影响范围和程度

在前述地下水模型中去除再生水入渗补给项, 其他不变, 运行模型得到的结果即为无再生水补给情境下研究区地下水水位的分布情况。比较同一时间有再生水补给和无再生水补给的模拟结果, 两者之间的差异即是受再生水补给影响而发生的水位变化。

如图 7 所示, 模拟期的第 1 年(2008 年底)有再生水补给和无再生水补给情景模拟水位的差值为 0~10.5 m, 第 2 年(2009 年底)0~12.5 m, 第 5 年(2012 年底)0~16 m, 第 10 年(2007 年底)0~19 m。随着再生

水的持续补给, 由再生水引起的水位上升范围逐渐扩大, 水位上升的幅度也逐年增大。说明尽管再生水入渗补给在地下水补给项中并非占比最高, 但正是再生水的持续补给, 抬升了河道周边的地下水水位, 维持水位的稳定。

## 3.2 再生水补给河道对浅层地下水水质的影响

### 3.2.1 补给后浅层地下水 Cl<sup>-</sup> 浓度变化

由于再生水中 Cl<sup>-</sup> 浓度高于地下水本底值(5~75 mg/L), 随着再生水的入渗, 河道周边地下水中 Cl<sup>-</sup> 浓度也随之上升。如图 4(d) 所示, 间歇受水区浅层地

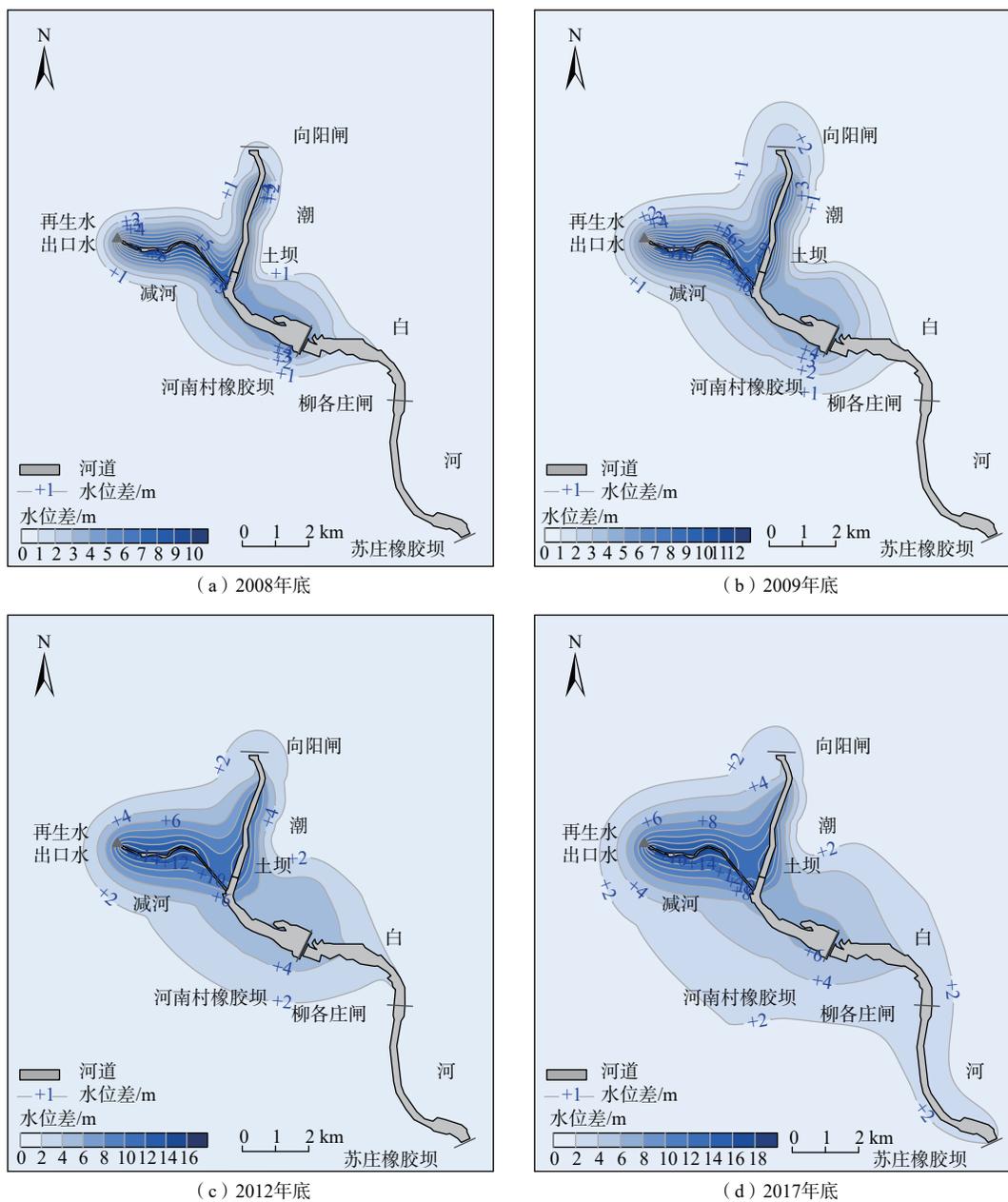


图 7 有再生水补给和无再生水补给条件下的浅层地下水水位差  
 Fig. 7 Difference of the groundwater table with and without recharge of reclaimed water

下水的 Cl 浓度在补给后的前 2 年上升最为显著, G01、G15 的 Cl 浓度从 40 mg/L 左右上升到约 90 mg/L。而常年受水区 G22 的 Cl 浓度在补给后的第 1 年就 从 20 mg/L 左右上升到约 100 mg/L。之后河道周边地下 水的 Cl 浓度始终保持在升高后的浓度水平,但仍符合 生活饮用水卫生标准(GB 5749-2006)( $\leq 250$  mg/L)<sup>[24]</sup>。

### 3.2.2 对浅层地下水水质的影响范围

河道周边的浅层地下水主要来自入渗的再生水 和降水的混合,再生水是地下水最主要的高浓度 Cl 来源<sup>[8,23]</sup>,因此可将再生水补给后浅层地下水中 Cl

浓度上升的区域视为受到再生水补给影响的区域。 以每年 12 月底的 Cl 浓度为参考,绘制浅层地下水水质 受到再生水影响的范围图(图 8)。

可以看出,水质影响区分布于河道两侧,左岸的 影响范围大于右岸。水质影响范围随着时间和补给 河道的增加而逐渐扩大,从 2008 年底的 11.7 km<sup>2</sup> 逐年 上升到了 2017 年底的 26.7 km<sup>2</sup>。2009 年和 2012 年的 影响范围面积增速较快,这是由于再生水补给后的前 2 年, Cl 浓度上升速度最快;而 2012 年再生水二期工 程实施,受水河道增加,水质影响范围也随之增大。

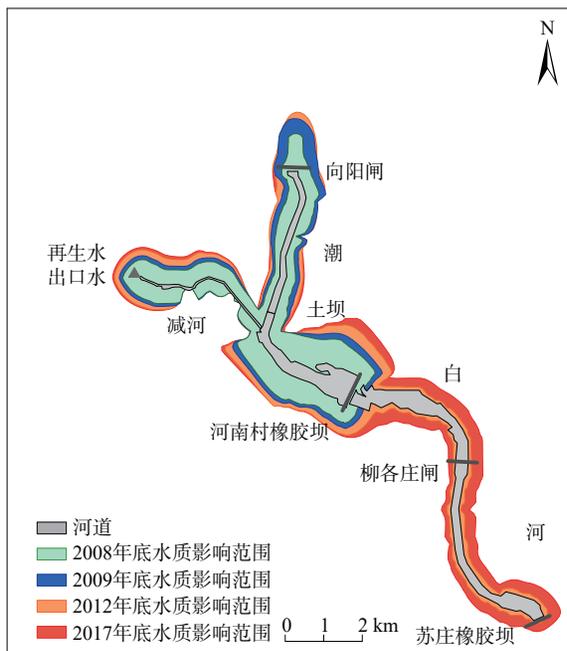


图 8 浅层地下水水质受再生水影响的范围变化

Fig. 8 Zones affected by reclaimed water for the shallow groundwater after reclaimed water restoring the river channel

河道受水范围稳定后, 周边地下水中  $\text{Cl}^-$  浓度逐渐稳定。2013—2017 年底的水质影响范围虽逐年增大, 但年增速逐年减小, 说明在补给水量水质稳定的情况下, 影响范围也逐渐趋于稳定。

### 3.2.3 补给后浅层地下水 $\text{Cl}^-$ 和 $\text{NO}_3^-$ -N 负荷的变化及原因分析

通过计算浅层地下水中的  $\text{Cl}^-$  负荷可以看出(图 6), 水质影响区内的  $\text{Cl}^-$  负荷逐年升高, 从 2008 年底的  $1.8 \times 10^3 \text{ t}$  上升到了 2017 年底的  $3.8 \times 10^3 \text{ t}$ 。再生水的补给抬升河道周边地下水水位的同时, 也向地下水中输入了较高浓度的  $\text{Cl}^-$ , 使得河道周边的  $\text{Cl}^-$  负荷升高。但相反的, 模拟区的  $\text{Cl}^-$  负荷从 2007 年底  $1.7 \times 10^4 \text{ t}$  逐年下降到了 2017 年底  $6.5 \times 10^3 \text{ t}$ 。这一方面是因为模拟区内浅层地下水向深层排泄, 水量减少; 另一方面是由于再生水入渗导致的  $\text{Cl}^-$  浓度升高只发生在河道周边较小的范围内(即水质影响区内), 而影响区外的  $\text{Cl}^-$  浓度在降水和侧向径流的稀释中降低。

$\text{NO}_3^-$ -N 是再生水中的典型污染物<sup>[25-27]</sup>, 在水质影响区范围内计算  $\text{NO}_3^-$ -N 的负荷, 结果显示(图 6), 除 2011 年外, 水质影响区内的  $\text{NO}_3^-$ -N 负荷整体呈逐年下降状态, 从 2008 年底的 29.8 t 下降到了 2017 年的 11.9 t, 其中 2011 年的负荷为 48.8 t。表明再生水补给后周边浅层地下水的  $\text{NO}_3^-$ -N 负荷整体下降, 但在某些时刻存在高值, 仍需关注。

氮素的转化主要受反硝化作用和硝化作用的影响。再生水中  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度峰值为 20.2 mg/L, 而浅层地下水  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度峰值为 14.7 mg/L, 多数时间为接近检测限水平(0.03 mg/L)。  $\text{NO}_3^-$ -N 高值多出现在土坝以北区域。总体上, 再生水入渗穿过河流-含水层界面易于形成反硝化热点,  $\text{NO}_3^-$ -N 在地层中发生反硝化反应, 被极大程度的去除<sup>[28-29]</sup>。地下水中的溶解氧、总有机碳和溶解性有机碳低于河水, 也反映了反硝化作用的发生<sup>[11,30]</sup>。在对地下水的监测中也观察到, 再生水补给后, 浅层地下水中的  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度降低<sup>[10]</sup>。加之土坝以南地层的黏土层较厚, 更有利于氮素的去除, G22 监测井附近  $\text{NO}_3^-$ -N 的衰减率高达 99.6%<sup>[26]</sup>。因此土坝以南浅层地下水中  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度降低,  $\text{NO}_3^-$ -N 负荷也降低。而土坝以北区域, 砾石层厚、渗透性好, 易于保持氧化环境, 对  $\text{NO}_3^-$ -N 的去除能力相对较弱<sup>[17]</sup>。且土坝以北是间歇性受水河道, 仅在 5 月、10 月补水, 淹水期和干燥期交替出现,  $\text{NH}_4^+$ -N 在淹水期易被沉积物吸附, 在干燥期发生硝化反应转化为  $\text{NO}_3^-$ -N<sup>[31]</sup>。当反应条件合适时, 土坝以南间歇性受水河道附近更易出现高浓度的  $\text{NO}_3^-$ -N ( $\leq 14.7 \text{ mg/L}$ ), 导致某些时刻  $\text{NO}_3^-$ -N 负荷的增加。

### 3.3 模型预测

其他补排项不变, 在不同降水量情景下, 浅层地下水水位丰水年 > 基线情景 > 平水年 > 枯水年, 见图 9(a)(b)。基准情景的浅层地下水水位的年际变化最小, 近似为平衡状态。图 9(b) 可见, 2027 年底丰水年情景下的浅层地下水水位分别比平水年和枯水年情景高 1.8, 3.3 m。

图 9(c)(d) 展示了不同地下水开采量情景下的浅层地下水水位。结果显示, 减少地下水开采可以恢复浅层地下水水位, 离开采井越近受影响越明显。2027 年底减采情景下的 G01 水位相比增采情景高 2.1 m, 而在 G22 监测井这一差距几乎可忽略。

保持降水量和地下水开采量与基准情景相同, 仅改变再生水补给条件的情景下, 图 9(e)(f) 展示了无再生水补给后周边浅层地下水水位的变化。结果显示, 与基准情景相比, 无再生水补给后周边浅层地下水水位快速下降, 逐渐达到相对稳定的状态。2027 年底 G01 和 G22 监测井基准情景和无再生水补给的水位差分别达到了 2.5, 4.5 m。进一步说明了正是再生水的持续补给维持了浅层地下水水位的稳定。

浅层地下水中  $\text{Cl}^-$  浓度的预测结果在不同降水情景下(情景 1~3)的差异小于 10 mg/L。不同的地下水

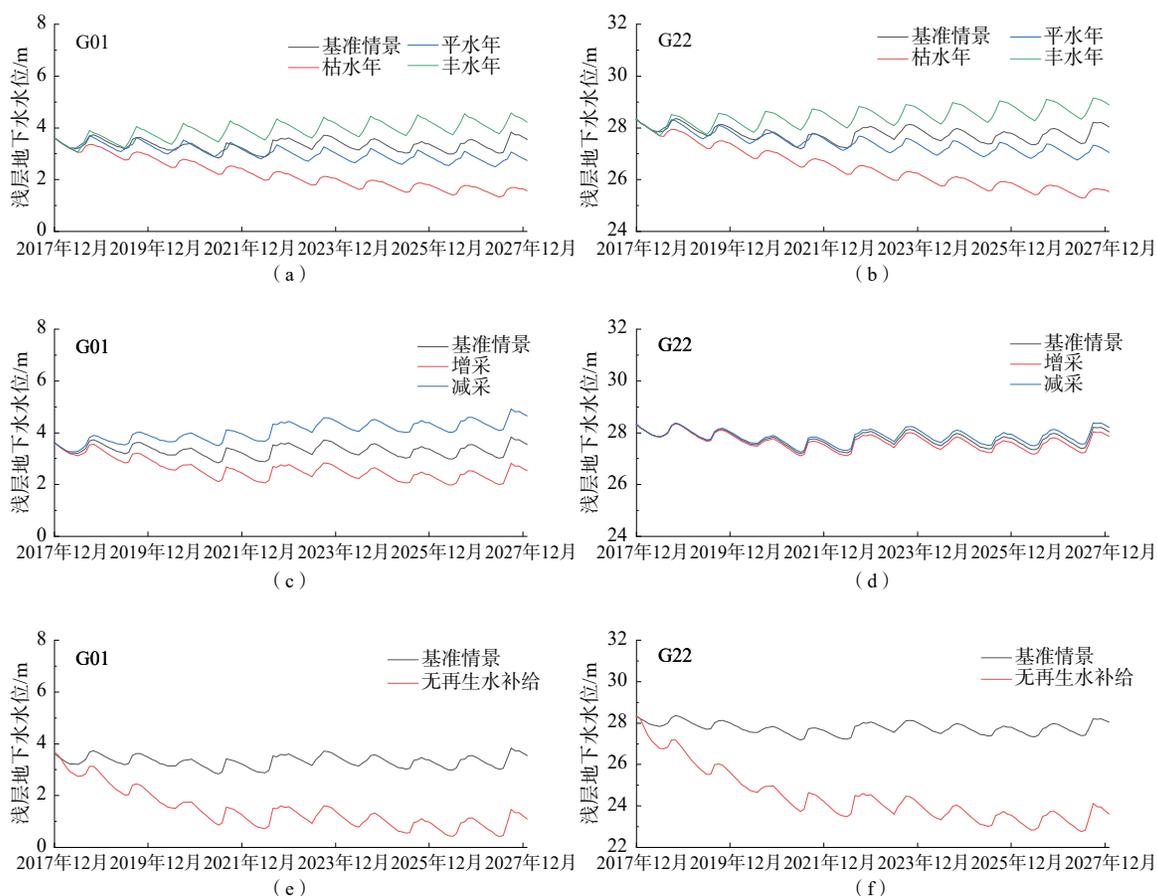


图 9 不同情境下的浅层地下水水位变化预测结果

Fig. 9 Changes of the groundwater tables under different scenarios

开采量情景下(情景 4 和 5), Cl<sup>-</sup>浓度的预测结果几乎没有差异。由于再生水是模型中高浓度 Cl<sup>-</sup>的唯一来源,无再生水补给的情景下(情景 6),浅层地下水中的 Cl<sup>-</sup>浓度迅速被降水和侧向径流稀释降低。

#### 4 结论

(1)再生水补给后的 2 年(2007—2009 年),周边浅层地下水水位上升约 3~4 m,之后保持稳定。深层地下水的开采导致向阳闸以北区域浅层地下水水位持续下降,2007 年底到 2017 年底浅层地下水水量处于负均衡状态。

(2)地下水的压采措施和再生水的持续补给可促进浅层地下水水位和水量的恢复。引潮入城水源地减采 25% 可使得周边浅层地下水水位在 10 年中(2018—2027 年)抬升约 1 m。若停止使用再生水补给河道,周边的浅层地下水水位将在 10 年中(2018—2027 年)下降约 5 m。

(3)受再生水入渗的影响,河道周边浅层地下水中的 Cl<sup>-</sup>浓度在补给后的 2 年从补给前的 5~75 mg/L

增加到了 50~130 mg/L,之后保持稳定。浅层地下水水质受再生水影响的范围从 2008 年底的 11.7 km<sup>2</sup> 增长至 2017 年底的 26.7 km<sup>2</sup>。水质影响区内的 Cl<sup>-</sup>负荷逐年增加,而 NO<sub>3</sub>-N 负荷总体呈下降趋势,是由于 NO<sub>3</sub>-N 在入渗过程中不断衰减。

利用再生水补给河道可以有效抬升河道周边浅层地下水的水位,增加水量,维持水位水量稳定;对水质的影响仅存在于在河道周边有限范围内,但长期使用再生水可能带来的污染隐患不容忽视,尤其是新型污染物(如内分泌干扰物、微塑料等)。未来应继续对再生水补给河道周边的地下水进行长期监测,关注地下水水质的动态变化。建议使用数值模拟方法优化再生水补给方案,增强再生水利用地区地下水的保护和管理,实现水资源的可持续利用。

#### 参考文献 (References) :

[ 1 ] WENDLING Z A, EMERSON J W, DE SHERBININ A, et al. 2020 environmental performance index[J/OL]. New Haven, CT: Yale Center for Environmental Law & Policy,

- 2020(2021-01-12)[2021-04-23]. epi. yale. edu.
- [ 2 ] ANGELAKIS A N, GIKAS P. Water reuse: Overview of current practices and trends in the world with emphasis on EU states[J]. *Water Utility Journal*, 2014, 8(67): e78.
- [ 3 ] DENG S, YAN X, ZHU Q, et al. The utilization of reclaimed water: Possible risks arising from waterborne contaminants[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 254: 113020.
- [ 4 ] ZHU Z, DOU J. Current status of reclaimed water in China: An overview[J]. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 2018, 8(3): 293 – 307.
- [ 5 ] 周军, 杜炜, 张静慧, 等. 北京市再生水行业的现状与发展[J]. 中国建设信息(水工业市场), 2009(9): 12 – 14. [ ZHOU Jun, DU Wei, ZHANG Jinghui, et al. Status and development of Beijing reclaimed water industry[J]. *Information of China Construction Water-Industry Market*, 2009(9): 12 – 14. (in Chinese) ]
- [ 6 ] 北京市水务局. 北京市水资源公报(2003年度)[R]. 北京: 北京市水务局, 2004. [ Beijing Water Authority. *Beijing water resources bulletin (2003)*[R]. Beijing: Beijing Water Authority, 2004. (in Chinese) ]
- [ 7 ] 北京市水务局. 北京市水资源公报(2020年度)[R]. 北京: 北京市水务局, 2021. [ Beijing Water Authority. *Beijing water resources bulletin (2021)*[R]. Beijing: Beijing Water Authority, 2021. (in Chinese) ]
- [ 8 ] 胡立堂, 郭建丽, 张寿全, 等. 永定河生态补水的地下水水位动态响应[J]. *水文地质工程地质*, 2020, 47(5): 5 – 11. [ HU Litang, GUO Jianli, ZHANG Shouquan, et al. Response of groundwater regime to ecological water replenishment of the Yongding River[J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 2020, 47(5): 5 – 11. (in Chinese with English abstract) ]
- [ 9 ] HE Z, HAN D, SONG X, et al. Variations of groundwater dynamics in alluvial aquifers with reclaimed water restoring the overlying river, Beijing, China[J]. *Water*, 2021, 13(6): 806.
- [ 10 ] 姜瑞雪, 韩冬梅, 宋献方, 等. 再生水补给河道周边水体特征——以北京潮白河顺义段为例[J]. *资源科学*, 2020, 42(12): 2419 – 2433. [ JIANG Ruixue, HAN Dongmei, SONG Xianfang, et al. Impacts of reclaimed water recharge to a river channel on ambient water bodies: A case study of the Chaobai River in Beijing[J]. *Resources Science*, 2020, 42(12): 2419 – 2433. (in Chinese with English abstract) ]
- [ 11 ] 李丛舟. 再生水河道渗透补给下的地下水水质演化特征分析[D]. 北京: 中国地质大学, 2019. [ LI Congzhou. Analysis of evolution characteristics of groundwater quality under river infiltration recharge with reclaimed water[D]. Beijing: China University of Geosciences, 2020. (in Chinese with English abstract) ]
- [ 12 ] 刘立才, 单悦, 黄俊雄, 等. 河道再生水入渗的水岩相互作用机理研究[J]. *水资源保护*, 2018, 34(1): 31 – 35. [ LIU Licai, SHAN Yue, HUANG Junxiong, et al. Interaction mechanism experiment of water and rocks in infiltration of reclaimed water[J]. *Water Resources Protection*, 2018, 34(1): 31 – 35. (in Chinese with English abstract) ]
- [ 13 ] LI J, FU J, ZHANG H, et al. Spatial and seasonal variations of occurrences and concentrations of endocrine disrupting chemicals in unconfined and confined aquifers recharged by reclaimed water: A field study along the Chaobai River, Beijing[J]. *Science of The Total Environment*, 2013, 450–451: 162–168.
- [ 14 ] 吴苗苗. 再生水回灌过程中典型磺胺类抗生素的行为特性研究[D]. 北京: 清华大学, 2015. [ WU Miaomiao. The behavior of typical sulfanomides in soil by groundwater recharge with reclaimed water[D]. Beijing: Tsinghua University, 2015. (in Chinese with English abstract) ]
- [ 15 ] 北京市水务局. 北京市水资源公报(2007年度)[R]. 北京: 北京市水务局, 2008. [ Beijing Water Authority. *Beijing water resources bulletin (2007)*[R]. Beijing: Beijing Water Authority, 2008. (in Chinese) ]
- [ 16 ] 北京市水科学技术研究院. 引温济潮工程受水区地表地下水环境监测评价(2017年度)[R]. 北京: 北京市水科学技术研究院, 2017. [ Beijing Water Science And Technology Institution. Environmental monitoring and assessment of surface water and groundwater in the water receiving area of the “Yin Wen Ji Chao” Project (2017)[R]. Beijing: Beijing Water Science and Technology Institution, 2017. (in Chinese) ]
- [ 17 ] 熊燕娜. 再生水入渗过程中三氮迁移转化模拟柱实验研究[D]. 北京: 中国地质大学, 2009. [ XIONG Yanna. The simulated columns tests on the nitrogen transformation and biodegradation during the reclaimed water Infiltration through the vadose[D]. Beijing: China University of Geosciences, 2009. (in Chinese with English abstract) ]
- [ 18 ] 国家气象科学数据中心. 中国地面气候资料月值数据集[EB/OL]. (2019-11-07)[2021-02-22]. [http://data.cma.cn/data/cdcdetail/dataCode/SURF\\_CLI\\_CHN\\_MUL\\_MON.html](http://data.cma.cn/data/cdcdetail/dataCode/SURF_CLI_CHN_MUL_MON.html). [ China Meteorological Administration Data

- Center. Monthly Data Set of Surface Climatological Data for Beijing[EB/OL]. (2019-11-07)[2021-02-22]. [http://data.cma.cn/data/cdcdetail/dataCode/SURF\\_CLI\\_CHN\\_MUL\\_MON.html](http://data.cma.cn/data/cdcdetail/dataCode/SURF_CLI_CHN_MUL_MON.html).(in Chinese) ]
- [19] 霍思远. 潜水位下降对入渗补给的影响研究[D]. 武汉: 中国地质大学, 2015. [ HUO Siyuan. Research on the effect of water table decline on vertical groundwater recharge[D]. Wuhan: China University of Geosciences, 2015. (in Chinese with English abstract) ]
- [20] 郑凡东. 再生水作为河湖景观用水的地下水环境效应研究——以潮白河为例[D]. 北京: 中国地质大学, 2012. [ ZHENG Fandong. A case study on effects of reclaimed water use for scenic water on groundwater environment in Chaobai River[D]. Beijing: China University of Geosciences, 2012. (in Chinese with English abstract) ]
- [21] ZHANG Y, YU Y. Evaluating the impact of percolated reclaimed water from river-channel reservoir on groundwater using tracers in Beijing, Northern China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2021, 80(4): 138.
- [22] 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(3): 432 – 442. [ LIU Zhuang, CHAO Jianying, ZHANG Li, et al. Current status and problems of non-point source pollution load calculation in China[J]. *Advances in water science*, 2015, 26(3): 432 – 442. (in Chinese with English abstract) ]
- [23] LI S, BIAN R, LI B, et al. Hyporheic zone geochemistry of a multi-aquifer system used for managed aquifer recharge in Beijing, China[J]. *Applied Geochemistry*, 2021, 131: 105032.
- [24] 中华人民共和国国家卫生健康委员会. 生活饮用水卫生标准: GB 5749-2006[S]. 北京: 中国标准出版社, 2006. [ National Health Commission of the People's Republic of China. Sanitary standards of drinking water: GB 5749-2006 [S]. Beijing: China Quality and Standards Publishing & Media Co. Ltd. , 2006. (in Chinese) ]
- [25] PAN W, HUANG Q, HUANG G. Nitrogen and organics removal during riverbank filtration along a reclaimed water restored river in Beijing, China[J]. *Water*, 2018, 10(4): 491.
- [26] LI C, LI B, BI E. Characteristics of hydrochemistry and nitrogen behavior under long-term managed aquifer recharge with reclaimed water: A case study in north China[J]. *Science of The Total Environment*, 2019, 668: 1030 – 1037.
- [27] 熊凯, 宫兆宁, 张磊, 等. 再生水补水条件下土壤全氮空间分布特征[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2017, 47(6): 1829 – 1837. [ XIONG Kai, GONG Zhaoning, ZHANG Lei, et al. Spatial distribution of total soil nitrogen under reclaimed water recharge[J]. *Journal of Jilin University (Earth Science Edition)*, 2017, 47(6): 1829 – 1837. (in Chinese with English abstract) ]
- [28] TRAUTH N, MUSOLFF A, KNÖLLER K, et al. River water infiltration enhances denitrification efficiency in riparian groundwater[J]. *Water Research*, 2018, 130: 185 – 199.
- [29] 刘鑫, 左锐, 王金生, 等. 地下水水位波动带三氮迁移转化过程研究进展[J]. 水文地质工程地质, 2021, 48(2): 27 – 36. [ LIU Xin, ZUO Rui, WANG Jinsheng, et al. Advances in researches on ammonia, nitrite and nitrate on migration and transformation in the groundwater level fluctuation zone[J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 2021, 48(2): 27 – 36. (in Chinese with English abstract) ]
- [30] 夏绮文, 李炳华, 何江涛, 等. 潮白河再生水生态补给河道区浅层地下水氮转化[J]. 环境科学研究, 2020, 34(3): 618 – 628. [ XIA Qiwen, LI Binghua, HE Jiangtao, et al. Nitrogen transformation of shallow groundwater in the river area of ecological recharge of reclaimed water in Chaobai River[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2020, 34(3): 618 – 628. (in Chinese with English abstract) ]
- [31] BÖHLKE J K, SMITH R L, MILLER D N. Ammonium transport and reaction in contaminated groundwater: Application of isotope tracers and isotope fractionation studies[J]. *Water Resources Research*, 2006, 42(5): W05411.

编辑: 张若琳