

密云水库上游流域土地利用与地表径流营养物的关系

许尔琪* 张红旗

(中国科学院地理科学与资源研究所陆地表层格局与模拟重点实验室, 北京 100101)

摘要 定量刻画土地利用与水体营养物浓度的关系,有助于指导流域土地利用管理,以控制水体富营养化。以往研究较多关注土地利用的数量结构,对其强度、空间分布等刻画相对不足。本研究以密云水库上游流域为例,基于覆盖全流域52个子流域的水质采样,通过遥感解译和空间计算,提取土地利用强度、所处坡度、与河道及监测断面距离以及位置邻接关系等信息,构建土地利用与总氮、总磷和化学需氧量浓度的多元线性回归方程。结果表明:土地利用与总氮、总磷和化学需氧量浓度回归方程的决定系数由未纳入任何信息的0.294、0.471和0.223分别增加到0.532、0.685和0.489,显著提高了模型的解释能力。在厘定每一空间位置土地利用对监测断面营养物浓度贡献率的基础上,比较与河道不同迁移路径距离下土地利用对营养物浓度的平均累积贡献率及面积累计百分比,确定了距离河道1 km范围内的河岸带为水体富营养化的关键控制范围。最后提出了优化农田施肥管理、加强牲畜粪便处理、建设林地过滤带和河岸缓冲带等水质污染控制和调控的措施建议。

关键词 土地利用; 水体富营养化; 土地利用强度; 空间分布; 密云水库

Relationship between land use and nutrients in surface runoff in upper catchment of Miyun Reservoir, China. XU Er-qi*, ZHANG Hong-qi (*Key Laboratory of Land Surface Pattern and Simulation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China*).

Abstract: Quantifying the relationship between the land use and water nutrient concentrations would help guide land use management and water eutrophication control. Previous studies mainly focus on the quantitative structure of land use and lack a comprehensive characterization of the intensity and spatial distribution of land use. Taking the upper catchment of Miyun Reservoir as the study area, we analyzed the impacts of land use on surface runoff nutrient concentrations. We set 52 water quality monitoring sites within sub-basins of the entire upper catchment of Miyun Reservoir and collected water samples in each month. Using the remote sensing interpretation and spatial analysis techniques, land use information was extracted, which included the intensity, slope, distance to the rivers and sampling sites, and spatial arrangement. The land use information was used as independent variables for the multiple regression models to predict the changes of total nitrogen, total phosphorus and chemical oxygen demand concentrations. The consideration of the above four aspects of land use information significantly promoted the explanatory capability of models, with the coefficients of determination of multiple linear regression models changing from 0.294, 0.471 and 0.223 to 0.532, 0.685 and 0.489, respectively. We also compared the mean cumulative contribution rates of land use to nutrients and the corresponding cumulative area percentages with different flow path distances to river. Results showed that the flowing migration path distance to the river in the range of one kilometer was the key area to control water eutrophication in the upper catchment of Miyun Reservoir. Finally, we proposed three measures to control and regulate the water eutrophication, including optimizing the farmland fertilizer management, strengthening the livestock manure

本文由国家自然科学基金项目(41601095)和国家重点基础研究发展计划项目(2015CB452702)资助 This work was supported by the National Natural Science Foundation of China (41601095) and the National Basic Research Program of China (2015CB452702).

2017-12-28 Received, 2018-05-09 Accepted.

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xueq@igsrr.ac.cn

handling, building forested filter strips and riparian buffer zones.

Key words: land use; water eutrophication; land use intensity; spatial distribution; Miyun Reservoir.

土地利用作为人类活动的综合表征,深刻影响陆地表面,改变营养物质在土壤、生物、水等圈层中的运移和传输途径^[1-2].不合理的土地利用方式及管理措施和土地覆被类型的变化,容易增加营养元素流失量,导致水质污染加剧^[3-4].因此,准确理解和定量刻画两者关系,有助于指导土地利用管理、控制水质污染.

土地利用自身具有异质性,不仅包括结构比例的差异性^[5-7],还存在空间格局的异质性^[8-9]和管理方式及强度的区别^[10],皆将对水体污染物的产生、迁移和转化等过程产生影响,使得土地利用与水体中营养物质之间的关系复杂化,这就要求全面刻画土地利用各组分特征,揭示其与水体富营养化的关系.然而,目前相关研究较多关注的是土地利用数量结构^[11-13],对强度和空间分布的刻画相对不足,造成了以往土地利用研究对水体营养物的解释程度不尽相同^[14-19],影响了对两者关系的理解^[20],更易导致对水质污染的管理和控制存在偏差.

土地利用强度的差异将导致流域污染物输出的显著差别^[21-22].国内外学者根据不同土地利用类型在使用强度方面的差异,如建设用地密度、种植和畜禽养殖强度等,细分土地利用类型^[23-24],或者基于土地利用投入产出的高低,量化利用强度的大小^[25-26],从而提高了土地利用对水体富营养化的解释能力.同时,土地利用空间分布特征也与水体营养物的产生及迁移转化的生态水文机理过程密切相关,通过土地利用单元所处位置的地形(坡度)的差异^[27-28]、与污染接纳水体距离的远近^[29-30]以及不同土地利用单元之间的相对位置^[31-32]等空间信息刻画和指标计算,发现土地利用与水体营养物指标的相关性有不同程度的增加^[27-32].

为全面量化土地利用不同组分信息与水体富营养化的关系,本研究以密云水库上游流域为例,挖掘和刻画土地利用强度和空间分布等信息,构建基于土地利用信息的地表径流营养物质浓度预测模型,分析了土地利用对水体中污染物浓度的影响.

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

密云水库上游流域指潮白河流域密云水库所控

制部分(40°19′—41°38′ N, 115°25′—117°33′ E),面积为 15788 km²,西部为白河流域,东部为潮河流域,行政区域包括河北省的丰宁县、滦平县、承德县、沽源县、崇礼县、赤城县和北京市的延庆县、怀柔区、密云县(图 1),海拔在 65~2300 m,山体坡度在 10°~25°.该地区属暖温带季风型大陆性半湿润半干旱气候,全年平均气温为 9~10℃;多年平均降雨量为 489 mm,从东南到西北递减;土壤主要包括褐土、棕壤、草甸土和栗钙土.

密云水库是华北地区最大水库,自 20 世纪 90 年代以来,水体的富营养化已成为密云水库最主要的水质污染问题.本研究选取密云水库上游流域为研究区,探讨土地利用对流域水质污染的影响,辅助指导流域水体富营养化的控制,以期保证首都北京饮用水的安全.

1.2 研究方法

1.2.1 样品采集和化学分析 采用 ArcGIS 汇流计算,生成河网和子流域分布,并结合野外调查和遥感影像,剔除部分断流的子流域,在密云水库上游流域共设置 52 个子流域出水口监测点(图 2).密云水库流域径流中营养物质主要来自降雨引起的养分流失.该流域的降雨集中在夏季,降水量占全年降水量的 80%左右.因此,在 2013 年雨季(7、8、9 月)短期降雨结束后,分别采集到水体样品 48、52 和 51 个.每个取样点每次取水样 600 mL,加酸密封保存,并于采样第 2 天及时带到实验室进行测定.

考虑到氮和磷是密云水库上游流域水体富营养

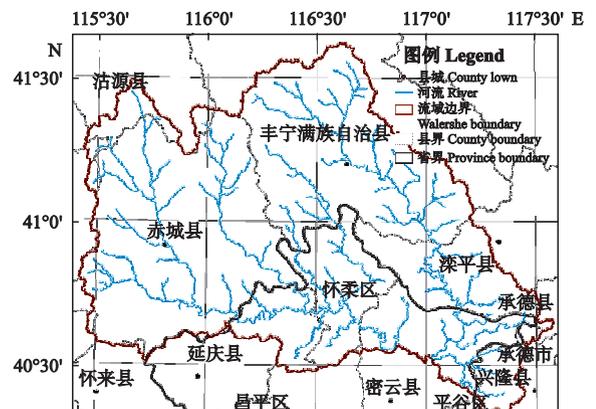


图 1 密云水库上游流域位置

Fig.1 Location of the upper catchment of Miyun Reservoir.

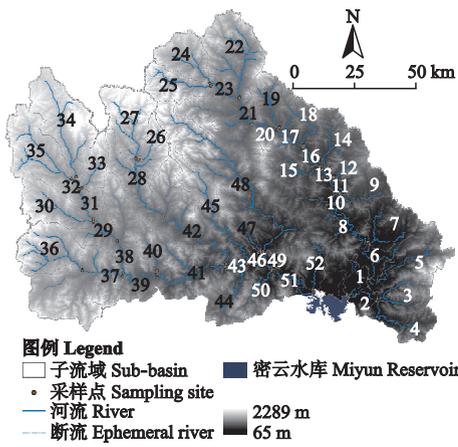


图2 密云水库上游流域的子流域分割和水质采样点设置
Fig.2 Sub-watershed delineation and sampling sites in the upper catchment of Miyun Reservoir.

化的主要来源^[33],本研究选取总氮和总磷浓度为无机污染、化学需氧量(COD)浓度为有机污染的输出表征.总氮采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法^[34],总磷采用钼锑抗分光光度法^[35],COD采用重铬酸钾法^[35].每批样品做2个分析空白试样,空白样测定结果标准分别参照上述标准的控制范围,样品做平行双样测定,测定结果采用平行双样的平均值.

1.2.2 土地利用信息刻画 基于 Landsat 8 影像,采用目视解译对影像进行土地利用类型分类,共分为耕地、林地、草地、水域、城乡居住用地、工矿用地、道路和未利用地(沙土或裸岩)等8类(图3),分类结果利用野外定位标志和 Google Earth 进行验证.结果表明,Kappa系数达到0.902,总体分类精度达

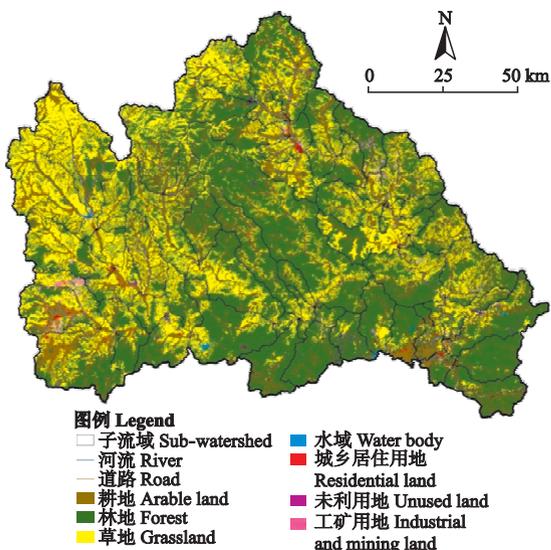


图3 密云水库上游流域2013年的土地利用现状图
Fig.3 Land use map of the upper catchment of Miyun Reservoir in 2013.

到91.7%,可进行后续分析.考虑到研究区的水域、工矿用地、道路和未利用地4类用地的面积比例很低,本研究主要探讨耕地、林地、草地和居民用地对地表径流营养物的影响.

构建水质污染与土地利用的关系、量化土地利用对水体营养物的贡献,需要将流域单元面状的土地利用特征概化^[36],以便与单个监测断面的水质特征相关联.本研究中每种土地利用类型的量化强度及空间分布(所处坡度、与河道及监测断面的距离和位置邻接关系)等信息的具体计算方法见文献^[37-38],简要概括如下:

土地利用强度反映了单位面积或时间上对土地投入和产出的差异^[39],影响着营养物输出源强的高低.密云水库上游的水体营养物主要来源于农业生产、农村生活垃圾及污水和畜禽养殖业的粪便,耕地、草地和城乡居住用地便是上述生产和生活活动的承载.因此,本研究以单位面积耕地氮磷施用量、单位面积草地载畜量及单位面积城乡居住用地人口承载量和畜禽饲养量,分别表征耕地、草地和城乡居住用地的利用强度.应用GIS空间分析和经验转换系数^[37],进行社会经济统计数据空间表达,量化土地利用强度,估算公式^[37]如下:

$$I_j^i = T_j^i / A \quad (1)$$

式中: I_j^i 是土地利用强度系数,其中, i 表示不同营养物, j 表示不同土地利用类型,值越大,表明土地利用强度越高,营养物输出强度越高; T_j^i 为栅格单元所在乡镇的氮磷施用量、载畜量或者人口承载量,单位为kg、只(头)或人; A 是乡镇单元的耕地面积(hm^2).

坡度的不同,导致坡面的产流以及冲刷带走营养物量的差异.一般认为,低丘、山间盆地和平坦平原由于地势平坦,坡度小,营养物的输出量较小,而随着坡度的增大,坡面冲刷量增大,营养物输出的风险增加.关于坡度与营养物输出的关系以往有较多的研究成果,本研究采用景观空间负荷对比指数^[28]量化坡度对水体营养物输出贡献的差异,公式如下:

$$S_j = 1 + S_j' / S_{\max} \quad (2)$$

式中: S_j 是土地利用坡度系数,值越大,表明土地利用所处坡度越大,营养物输出风险越高; S_j' 是子流域单元栅格单元对应的坡度; S_{\max} 是坡度的最大值,为 90° .

汇入水体的营养物从产生到流至水质监测断面,随着迁移距离的增加而逐渐衰减.因此,对于以营养物输出为主的耕地、草地和城乡居住用地,距离

用以刻画营养物从上述土地利用输出后的衰减程度;而林地则是表征对径流中营养物的拦截程度,距离越近则越能够保护水体^[40]。汇流过程,主要包括坡面和河道汇流2个过程,本研究通过模拟坡面和河道汇流的迁移路径^[38],以反距离函数模拟距离对营养物衰减的影响^[20,40],公式如下:

$$D_j = \frac{f(d_i)f(d_i)}{\sum_{j=1}^n f(d_i)f(d_i)} \times \left(1 - \frac{\bar{d}_j}{d_{\max}}\right) \quad (3)$$

$$f(d_i) = \left(\frac{1}{d_i+1}\right)^{\alpha_i}, \quad f(d_i) = \left(\frac{1}{d_i+1}\right)^{\alpha_i} \quad (4)$$

式中: D_j 为土地利用距离系数,值越大,表明土地利用距离河道越近,营养物衰减程度越低或者拦截程度越大; d_i 表示坡面汇入河道的迁移距离; d_i 指河道内迁移距离; \bar{d}_j 是某一土地利用类型的河道迁移平均距离; d_{\max} 是河道迁移的最大距离; α_i 和 α_i 为距离衰减参数,该值越大,表明近距离的土地利用对水体营养物浓度的影响越大,若 $\alpha = 0$,则 $f(d) = 1$,表明距离远近对水体营养物浓度没有任何影响。参考 Walsh 等^[29]的方法,通过对 α_i 和 α_i 设置不同参数,计算相应的纳入距离信息的调整土地利用比例,以此为自变量,构建预测营养物浓度的多元回归方程,最终选择对地表径流营养物浓度解释能力最强的函数及其相应的参数 α_i 和 α_i 。其中,调整土地利用比例计算公式如下:

$$P_k^D = \frac{\sum_{j=1}^n L(j)f(d_i)f(d_i)}{\sum_{j=1}^n f(d_i)f(d_i)} \times \left(1 - \frac{\bar{d}_j}{d_{\max}}\right) \quad (5)$$

式中: P_k^D 为纳入距离信息的调整土地利用比例,其计算基于土地利用数量,通过距离的远近修正土地利用对地表径流营养物的贡献程度; $L(j)$ 是判断函数,当栅格单元 j 为对应的 k 土地利用类型,则 $L(j) = 1$,为其他利用类型时,则 $L(j) = 0$ 。

一般认为,坡面汇流比河道汇流速度慢^[41],同样距离对营养物浓度的影响更加明显。本研究分别设置 0.1、0.3、0.5、0.7 和 1 共 5 个距离衰减参数值,并将 α_i 设置为小于或者等于 α_i ,共计 15 组参数。最终,根据回归方程的拟合可决系数,确定土地利用与总氮的参数为 $\alpha_i = 0.5$ 和 $\alpha_i = 0.3$,与总磷的参数为 $\alpha_i = 0.3$ 和 $\alpha_i = 0.1$,与 COD 的参数为 $\alpha_i = 0.3$ 和 $\alpha_i = 0.1$ 。

在营养物随径流的迁移转化过程中,土地利用单元的相对位置也会对水体营养物浓度产生影响。

例如,在耕地产生的营养物汇流过程中,若流经林地,位于污染物流经路径上的林地则可发挥更好的拦截和过滤作用。为了刻画上述位置邻接关系,本研究提取营养物从耕地、草地和城乡居住用地等输出后随汇流过程的迁移路径,判别在路径上是否存在林地,据此将 3 类用地分为 2 类^[38],量化相互位置关系上林地对营养物的拦截和过滤作用,公式如下:

$$L_j = \begin{cases} 100\% - W \\ (j \text{ 栅格单元输出污染物在迁移路径被林地拦截}) \\ 100\% \\ (j \text{ 栅格单元输出污染物在迁移路径不被林地拦截}) \end{cases} \quad (6)$$

式中: L_j 为土地利用邻接系数,若为 $100\% - W$,表明有林地处于迁移路径上,营养物将被拦截过滤;若为 100% ,则表明无林地处于迁移路径上,营养物将不被拦截过滤; W 表示输出的营养物被林地拦截后受到削减的幅度,采用试错法,确定土地利用与总氮采用参数为 0,耕地、草地和城乡居住用地与总磷采用参数分别为 30%、30%和 40%,耕地、草地和城乡居住用地与 COD 采用参数为 0、70%和 60%。

1.2.3 营养物浓度多元回归模型构建 纳入上述土地利用信息计算修正土地利用比例,以此为自变量,构建其与营养物浓度的多元线性回归方程,公式如下:

$$NPS = \beta_0 + \sum_{k=1}^n \beta_k \times P_j + \varepsilon = \beta_0 + \beta_1 \times P_a + \beta_2 \times P_f + \beta_3 \times P_g + \beta_4 \times P_r + \varepsilon \quad (7)$$

$$P_j = \sum_{j=1}^{n_k} I_j^i \times S_j \times D_j \times L_j / N \quad (8)$$

式中: NPS 是子流域监测断面的营养物浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); P_j 是修正土地利用比例,分解为 P_a 、 P_f 、 P_g 和 P_r ,分别表示修正耕地、林地、草地和城乡居住用地比例,在土地利用数量的基础上,通过依次纳入土地利用强度、坡度、距离和位置邻近信息,刻画土地利用强度和坡度差异对营养物输出源强的影响,量化地表径流营养物随距离的衰减效应以及邻接关系对营养物的拦截作用,修正相应土地利用类型对地表径流营养物的贡献程度; β_0 是截距项, β_1 、 β_2 、 β_3 和 β_4 分别是耕地、林地、草地和城乡居住用地的系数; ε 是误差项。

计算 P_a 、 P_f 、 P_g 和 P_r 时有部分空间信息并不能提高土地利用对营养物浓度的解释能力,反而增加了误差。因此,本研究仅选择部分能够提高两者相关性的信息,分别计算修正土地利用比例 P_a 、 P_f 、 P_g 和 P_r (表 1)。

表 1 密云水库上游流域地表径流营养物浓度模拟选取的土地利用信息

Table 1 Selection of land use information for multiple regression models to predict surface nutrient concentrations in the upper catchment of Miyun Reservoir

| 指标 Index | 土地利用类型 Land use type | 利用强度 Intensity | 位置坡度 Slope | 空间距离 Distance | 邻接关系 Arrangement |
|--------------|----------------------------|-------------------|---------------|------------------|---------------------|
| 总氮 TN | 耕地 Arable land | √ | × | √ | × |
| | 林地 Forest | × | √ | √ | × |
| | 草地 Grassland | √ | × | √ | × |
| | 城乡居住用地 Residential land | √ | × | × | × |
| | 耕地 Arable land | √ | × | √ | √ |
| 总磷 TP | 林地 Forest | × | √ | √ | × |
| | 草地 Grassland | √ | × | √ | √ |
| | 城乡居住用地 Residential land | √ | × | × | √ |
| | 耕地 Arable land | × | × | √ | × |
| | 林地 Forest | × | √ | √ | × |
| 化学需氧量 COD | 草地 Grassland | √ | × | √ | √ |
| | 城乡居住用地 Residential land | × | × | × | √ |

√: 该土地利用的此类信息被选取 This information for land use type was selected; ×: 信息未选取 This information was not selected.

1.2.4 子流域栅格对营养物浓度贡献率的计算 应用土地利用与营养物浓度的多元回归方程,可估算每个栅格单元对流域水质监测断面的贡献率,公式如下:

$$C_j' = C_j / \sum_{j=1}^{n_k} C_j \quad (9)$$

$$C_j = I_j^i \times S_j \times D_j \times L_j \quad (10)$$

式中: C_j' 为子流域内栅格单元对营养物浓度的贡献率; C_j 为每个栅格单元对水质监测断面营养物浓度

表 2 土地利用与营养物浓度的多元回归结果

Table 2 Results of multiple regression models between land use and surface nutrient concentrations

| 指标 Index | | R^2 | β_0 | β_1 | β_2 | β_3 | β_4 |
|--------------|----|-------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| 总氮 TN | I | 0.532 | 14.637 | 0.169 | -14.892 | 7.921 | 0.341 |
| 总磷 TP | I | 0.685 | 0.081 | 0.008 | -0.208 | 0.112 | 0.109 |
| 化学需氧量 COD | I | 0.489 | 0.710 | 48.535 | -0.823 | 5.076 | 39.304 |
| | II | | | 0.453 | -0.115 | 0.375 | 0.128 |

I: 未标准化 Unstandardized; II: 标准化 Standardized.

的相对贡献,选择表 1 中相应土地利用和营养物信息进行计算.

2 结果与分析

2.1 纳入土地利用信息对地表径流营养物解释的变化

若不纳入土地利用强度及空间分布信息,仅采用土地利用比例与总氮(TN)、总磷(TP)和 COD 浓度建立回归方程,拟合的决定系数(R^2)分别为 0.294、0.471 和 0.223.纳入上述信息之后,修正土地利用比例与总氮、总磷和 COD 浓度多元回归方程的 R^2 分别增加到了 0.532、0.685 和 0.489,显著提高了土地利用对营养物浓度的解释能力(表 2).其中,总磷浓度的多元回归模型拟合效果最好,COD 浓度的拟合效果较差.图 4 表明,各营养物浓度实测值和模拟的对应效果较好,基本围绕在 1:1 对角线上下浮动.其中,总磷浓度的模拟效果最好;COD 浓度有个别监测点偏离对角线较远,高值部分模拟效果较差;3 种营养物浓度极值附近的预测能力较差.

比较回归模型的标准系数,可以判断土地利用类型对相应营养物浓度的影响程度(表 2).总氮浓度中,耕地影响最大,标准化 β_1 为 0.440;草地的

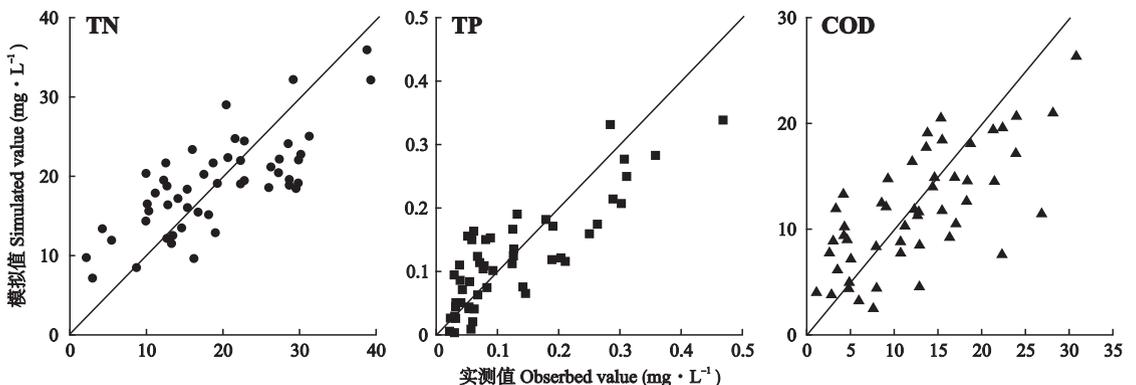


图 4 营养物浓度的实测值与模拟值对比

Fig.4 Comparison of simulated and observed surface nutrient concentrations.

影响程度次之,标准化 β_3 也达到0.201;城乡居住用地的影响最小,标准化 β_4 仅为0.115;林地对总氮浓度的拦截和削弱作用低于耕地和草地对营养物质输出源的影响(标准化 β_2 的绝对值小于标准化 β_1 和 β_3)。总磷浓度中,城乡居住用地的标准化 β_4 为0.365,居各土地利用之首;耕地影响次之,标准化 β_1 达到0.292;林地对总磷的削弱作用较明显,草地影响最小。COD浓度主要受耕地和草地的影响,标准化 β_1 和 β_3 分别达到0.453和0.375;林地和城乡居住用地的影响相对有限,标准化 β_2 和 β_4 明显低于 β_1 和 β_3 。

2.2 土地利用对营养物质累积贡献率与河道距离的关系

在纳入强度、坡度、距离和位置邻接信息,厘定每个空间位置土地利用单元对地表径流营养物的影响之后,从控制污染物输出源的角度,暂不考虑林地,依据式(10)分别计算耕地、草地和建设用地对总氮、总磷和COD浓度的贡献率。同时,为评估3类土地利用对地表径流营养物浓度的总贡献率,根据构建的多元回归方程,对三者的影响进行叠加求和。最终计算在河道迁移路径距离增加下,52个子流域土地利用对监测断面营养物浓度平均贡献率的变化。

随着距离的增加,耕地和城乡建设用地的面积累积百分比迅速增加,表明两类用地在河道附近的分布比重更大。在距离河道1 km时,两者面积累积百分比分别达到39.9%和53.4%;在2 km时,耕地面积比重已经超过55%,城乡建设用地面积比重更是达到70%左右。而草地则相较这两类用地变化更平稳一些,在距离河道1 km时,面积累积比重仅14.2%,在距离河道3.3 km时,面积比重才超过50%,在距离河道较远的地方草地仍有一定分布。

对应每一河道迁移路径距离,土地利用对营养物质浓度的累积贡献率皆高于其面积累积百分比。在距离较小时,累积贡献率和面积百分比差距较大;随着距离的增加,两者差距进一步拉大,增加到最大值之后,差距逐渐缩小,最后趋于重叠。由图5可以看出,在距离河道0.5 km时,耕地、草地和建设用地对总氮累积贡献率分别为74.0%、23.5%和41.4%;当距离增加到1 km时,贡献率则分别达到82.5%、39.1%和57.3%,3个地类联合的累积贡献率达到67.3%。同等距离下,耕地的影响集中在河道附近,对污染物累积贡献率最高,建设用地次之,草地最小。随着河道距离增加,土地利用对总磷和COD浓度的累积贡献率也表现出类似的变化。

2.3 水体富营养化调控的合理河岸带确定

在有限资源和经济条件下,一般难以对整个流域进行水质污染控制,而是选择一定距离的河岸带进行重点管理。本研究认为,较为合理的河岸带控制距离涉及能够控制的营养物质贡献总量和相应需要管控的土地利用面积两个方面:一方面,该距离内的河岸带应能够控制足够多的地表径流营养物质贡献总量;另一方面,该范围还能够以尽可能少的土地利用面积控制尽可能多的营养物质贡献。为确定该河岸带范围,对应每个距离,依次比较耕地、草地和建设用地的营养物质浓度总和贡献率和面积百分比。若两者差距越大,则表明在该距离范围内,单位土地利用面积有越大的营养物质贡献率,在该河岸带进行管理能发挥更大的营养物质控制作用。

随着距离的增加,土地利用对不同营养物质累积贡献率与面积百分比的差值呈先增加后减少的趋势,达到最大差值的距离并不相同(表3),总氮、总

表3 不同河道距离范围内土地利用面积、营养物质浓度贡献的累积百分比及两者的差值
Table 3 Cumulative land use area proportion, cumulative contribution rate to surface nutrient concentration, and their difference with different flow path distances to river

| 距离 Distance (m) | 面积百分比 Area proportion (%) | 总氮 TN | | 总磷 TP | | 化学需氧量 COD | |
|-----------------------|------------------------------------|--|--|--|--|--|---|
| | | 贡献百分比 Contribution proportion (%) | 面积和贡献 百分比差值 Difference between area and contribution proportion | 贡献百分比 Contribution proportion (%) | 面积和贡献 百分比差值 Difference between area and contribution proportion | 贡献百分比 Contribution proportion (%) | 面积和贡献 百分比差值 Difference between area and contribution proportion |
| 200 | 6.0 | 44.4 | 38.4 | 23.9 | 17.9 | 30.1 | 24.1 |
| 400 | 10.8 | 52.7 | 41.9 | 35.1 | 24.3 | 41.5 | 30.7 |
| 600 | 15.9 | 58.3 | 42.4 | 44.1 | 28.3 | 51.0 | 35.1 |
| 800 | 20.4 | 63.1 | 42.7 | 50.5 | 30.1 | 57.8 | 37.5 |
| 1000 | 23.9 | 67.3 | 43.4 | 55.0 | 31.0 | 62.6 | 38.6 |
| 1200 | 27.8 | 70.5 | 42.7 | 59.3 | 31.5 | 66.4 | 38.6 |
| 1400 | 31.5 | 73.1 | 41.7 | 63.1 | 31.6 | 70.0 | 38.5 |
| 1600 | 34.5 | 75.1 | 40.7 | 65.9 | 31.4 | 72.6 | 38.1 |
| 1800 | 37.8 | 77.2 | 39.4 | 68.7 | 30.9 | 75.0 | 37.3 |
| 2000 | 40.9 | 79.0 | 38.1 | 71.2 | 30.3 | 77.2 | 36.3 |

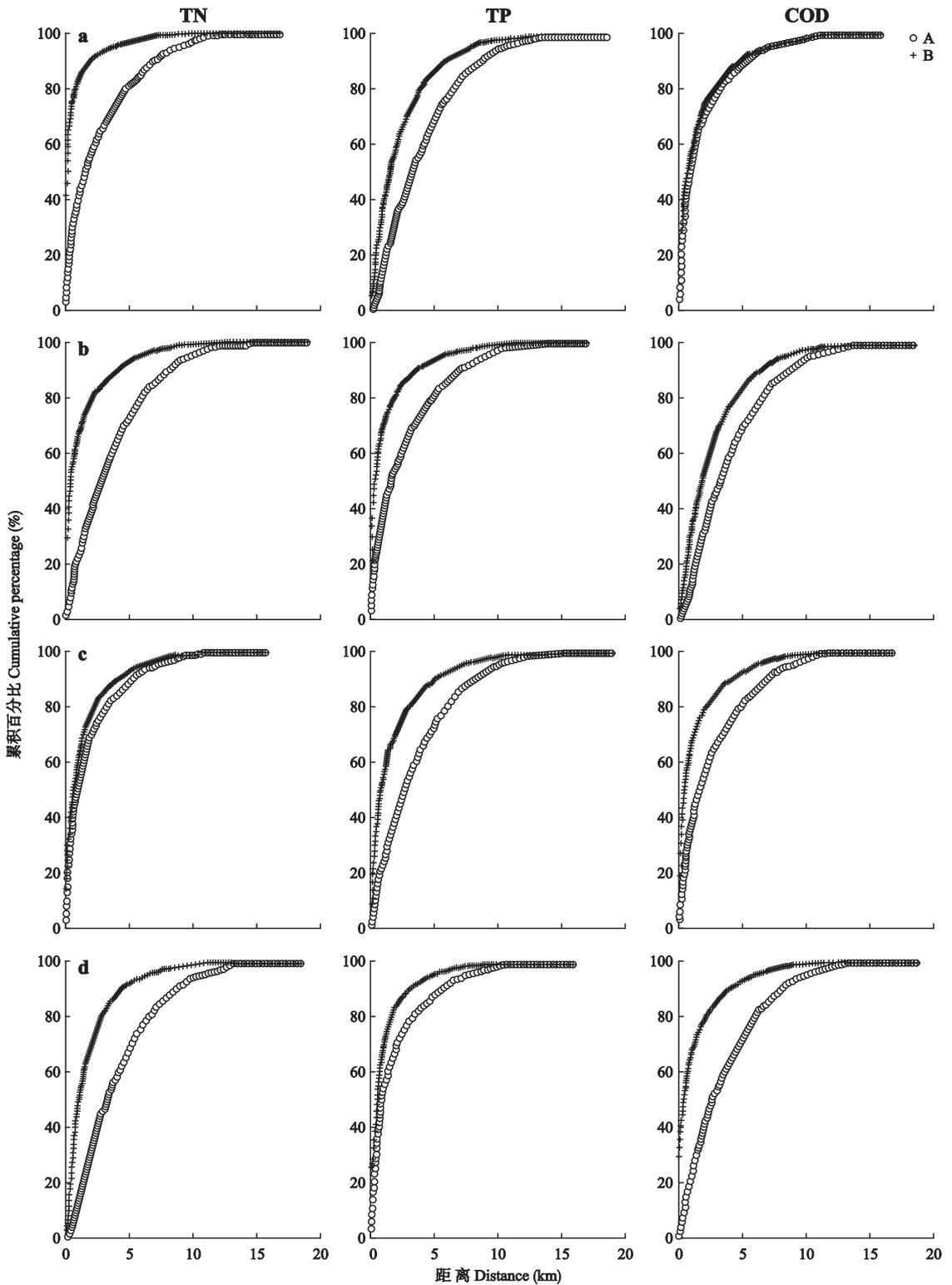


图 5 土地利用面积 (A) 和总氮、总磷、COD 浓度的累积贡献率 (B) 与河道迁移路径距离的关系
Fig.5 Relationship between the cumulative land use area proportion (A), contribution rate to total nitrogen, total phosphorus, COD concentration (B) and the flow path distance to river.

a) 耕地 Arable land; b) 草地 Grassland; c) 城乡居住用地 Residential land; d) 总和 Sum of three.

磷和 COD 分别在 1、1.4 和 1 km 处达到最大值, 分别为 43.4%、31.6% 和 38.6%, 对营养物的贡献率分别达到 67.3%、63.1% 和 62.6%. 考虑到密云水库上

游流域总氮浓度污染较为严重, 总磷和 COD 污染程度较轻, 同时, 在距离 1 km 时, 总磷贡献率与面积百分比的差值为 31.0%, 略低于 31.6% 的最大差值. 说

明距离河道 1 km 的迁移路径范围为密云水库上游流域的关键控制范围. 这一范围内包含了全流域 39.9% 的耕地、14.2% 的草地和 53.4% 的城乡居住用地, 控制的总氮、总磷和 COD 浓度的贡献率分别达到 67.3%、55.0% 和 62.6%.

3 讨论

3.1 纳入土地利用信息对地表径流营养物影响的意义

基于营养物从产生到流至监测断面的关键生态水文过程, 本研究空间化地表达了与营养物相关的土地利用信息, 并纳入强度和空间分布特征, 从不同角度刻画了土地利用对地表径流营养物的影响. 强度量化了同一土地利用类型在管理和使用强度的差异^[42]及其对营养物输出的影响, 坡度差异刻画了营养物输出风险的高低^[27-28], 与河道和监测断面距离的远近模拟了营养物输出在坡面汇流及河道汇流的衰减过程^[40], 位置邻接关系的空间识别反映了特定位置上林地对水体营养物的削减作用^[36].

以往研究中, 仅采用土地利用数量特征来探讨两者关系^[14, 17, 19, 43-47], 对地表径流营养物的解释能力不尽相同^[14, 17, 19, 43-47], 有些区域两者呈现较高的相关关系, 有些区域土地利用的解释能力却不尽人意, 上述不确定性的原因在于对土地利用信息考虑和刻画的不足. 若研究区内土地利用强度或者空间分布差异明显, 则容易增加研究的不确定性. 因此, 本研究通过多组分土地利用信息的量化, 纳入了以往研究中被忽略的信息, 能够有效提高土地利用对地表径流营养物浓度的解释能力.

此外, 土地利用与水质污染的关系是否存在尺度效应至今仍无统一定论^[6, 48-52]. 应用本研究构建的土地利用与地表径流营养物浓度多元回归方程, 可辅助确定土地利用对水质污染影响的范围. 本研究量化了密云水库上游流域每一空间位置单元土地利用对营养物的贡献程度, 发现不同子流域的土地利用数量结构、强度和空间分布特征差异明显, 但土地利用对水体营养物的影响更集中在河道附近(图 5). 上述各土地利用面积及其对营养物累积贡献率随河道距离变化的差异有以下 3 方面原因: 1) 受土地利用自身空间分布的影响, 如耕地和城乡居住用地集中分布在河道附近; 2) 由于纳入的空间距离信息考虑了营养物随径流的衰减过程^[38], 近河道的土地利用对地表径流营养物浓度的影响更大, 使得原本近河道范围分布较少的草地和林地对地表径流营

养物浓度也有较大影响; 3) 纳入土地利用位置邻接关系信息后, 距离河道较远位置的土地利用被拦截的比重更高^[34], 进一步削减了从耕地、草地和城乡居住用地输出的营养物. 因此, 当距离增加到一定程度, 土地利用对营养物的贡献很小, 通过多距离范围内的差异, 可用于探讨两者关系的尺度效应, 并有利于进行水体富营养化控制的关键河岸带范围的设计. 需要指出的是, 关于该范围的设置, 本研究遵循控制范围和控制效果差异最大化的原则进行计算, 当治理资金和资源限制时, 可根据污染物贡献率控制目标, 扩大或缩小范围.

3.2 控制水体富营养化的土地利用优化措施

通过多组分土地利用信息的纳入和统计模型, 有助于从强度和空间信息等角度进行优化调整, 控制水体富营养化. 密云水库上游流域单位耕地面积的化肥折纯量强度达到了 $519 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 高于 2012 年全国 $480 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的平均水平, 远高于国际公认的化肥施用安全上限 ($225 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$). 因此, 为了有效控制农田污染源, 需要精细化和集约化的农田施肥管理, 降低单位面积的农田化肥使用量, 优化施肥管理方式, 平衡氮、磷、钾以及有机肥、无机肥的比例, 实现投入农田的养分释放量与作物的需求量相匹配. 尤其是潮河中游丰宁县的天桥镇、南关镇和胡麻营乡, 滦平县的付家店乡和两间房乡等化肥施用量过高地区需要重点控制.

研究区畜禽养殖业发展较快, 尤其是非规模化养殖场粪便处理率低, 应加强牲畜粪便的科学处理, 削减畜禽养殖非点源污染. 同时, 发展沼气是解决农村畜禽污染的有效方式. 沼气发酵技术将人畜粪便、种植业、养殖业的残余物全部放入沼气池发酵, 既可以有效控制畜禽污染, 还可以将农村生活中的污水、垃圾通过微生物的作用转化为可再利用的新能源, 提高了物质的利用率, 减少了环境污染^[53].

本研究中距离河道较近范围内的土地利用对营养物的贡献率更高, 但目前研究区近河道的林地比重并不高^[54], 营养物大部分没有林地过滤带的拦截, 致使营养物直接汇入水体. 因此, 建议在本文确定的距离河道迁移路径距离 1 km 的范围内, 结合土地利用空间距离和相对位置分布, 设立林地过滤带, 从而对径流中的营养物进行有效拦截和过滤.

4 结论

本研究刻画了土地利用强度、所处坡度、与河道及监测断面的距离和位置邻接关系等信息, 并纳入

土地利用数量比例中,构建了土地利用与营养物浓度的多元线性回归方程。土地利用与总氮、总磷和 COD 浓度多元回归方程的 R^2 分别从 0.294、0.471 和 0.223 增加到 0.532、0.685 和 0.489,显著提高了方程的解释能力。回归方程中,对总氮、总磷和 COD 浓度影响最大的地类分别为耕地、城乡居住用地和耕地。基于两者的定量关系,分析比较不同距离下土地利用对营养物浓度的累积贡献率及面积累计百分比,确定了距离河道 1 km 的迁移路径范围为水体富营养化的关键控制范围。最后,提出了优化农田施肥管理、加强牲畜粪便处理、建设林地过滤带和河岸缓冲带等水体富营养化控制和调控措施的建议。

参考文献

- [1] Bielmyer-Fraser GK, Waters MN, Duckworth CG, *et al.* Assessment of metal contamination in the biota of four rivers experiencing varying degrees of human impact. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2017, **189**: 23, <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5738-9>
- [2] Wang P (王 鹏), Qi S-H (齐述华), Chen B (陈波). Influence of land use on river water quality in the Ganjiang basin. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2015, **35**(13): 4326–4337 (in Chinese)
- [3] Almasri MN, Kaluarachchi JJ. Modeling nitrate contamination of groundwater in agricultural watersheds. *Journal of Hydrology*, 2007, **343**: 211–229
- [4] Polyakov V, Fares A, Kubo D, *et al.* Evaluation of a non-point source pollution model, AnnAGNPS, in a tropical watershed. *Environmental Modelling & Software*, 2007, **22**: 1617–1627
- [5] Zhang J-H (张景华), Feng Z-M (封志明), Jiang L-G (姜鲁光). Progress on studies of land use/land cover classification systems. *Resources Science* (资源科学), 2011, **33**(6): 1195–1203 (in Chinese)
- [6] Johnson L, Richards C, Host G, *et al.* Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology*, 2003, **37**: 193–208
- [7] Jones E, Helfman GS, Harper JO, *et al.* Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. *Conservation Biology*, 2001, **13**: 1454–1465
- [8] Reynolds JF, Wu J. Do landscape structural and functional units exist// Tenhunen JD, Kabat P, eds. *Integrating Hydrology, Ecosystem Dynamics, and Biogeochemistry in Complex Landscapes*. Chichester, UK: Wiley, 1999: 273–296
- [9] White PS, Pickett STA. *Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. New York: Academic Press, 1985
- [10] Wang G-J (王国杰), Liao S-G (廖善刚). Spatial heterogeneity of land use intensity. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2006, **17**(4): 611–614 (in Chinese)
- [11] Gburek WJ, Folmar GJ. Flow and chemical contributions to streamflow in an upland watershed: A baseflow survey. *Journal of Hydrology*, 1999, **217**: 1–18
- [12] Tong ST, Chen WL. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, 2002, **66**: 377–393
- [13] Baker A. Land use and water quality. *Hydrological Processes*, 2003, **17**: 2499–2501
- [14] Detenbeck NE, Johnston CA, Niemi GJ. Wetland effects on lake water quality in the Minneapolis/St. Paul metropolitan area. *Landscape Ecology*, 1993, **8**: 39–61
- [15] Johnson L, Richards C, Host G, *et al.* Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology*, 1997, **37**: 193–208
- [16] Mander U, Kull A, Kuusemets V, *et al.* Nutrient runoff dynamics in a rural catchment: Influence of land-use changes, climatic fluctuations and ecotechnological measures. *Ecological Engineering*, 2000, **14**: 405–417
- [17] Brett MT, Arhonditsis GB, Mueller SE, *et al.* Non-point-source impacts on stream nutrient concentrations along a forest to urban gradient. *Environmental Management*, 2005, **35**: 330–342
- [18] Ahearn DS, Sheibley RW, Dahlgren RA, *et al.* Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. *Journal of Hydrology*, 2005, **313**: 234–247
- [19] Broussard W, Turner RE. A century of changing land-use and water-quality relationships in the continental US. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2009, **7**: 302–307
- [20] King RS, Baker ME, Whigham DF, *et al.* Spatial considerations for linking watershed land cover to ecological indicators in streams. *Ecological Applications*, 2005, **15**: 137–153
- [21] Dillon P, Kirchner W. The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds. *Water Research*, 1975, **9**: 135–148
- [22] Oni SK, Futter MN, Molot LA, *et al.* Adjacent catchments with similar patterns of land use and climate have markedly different dissolved organic carbon concentration and runoff dynamics. *Hydrological Processes*, 2014, **28**: 1436–1449
- [23] Zhang T. A spatially explicit model for estimating annual average loads of nonpoint source nutrient at the watershed scale. *Environmental Modeling & Assessment*, 2010, **15**: 569–581
- [24] Vogt E, Braban CF, Dragosits U, *et al.* Catchment land use effects on fluxes and concentrations of organic and inorganic nitrogen in streams. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2015, **199**: 320–332
- [25] Blanke JH, Olin S, Stürck J, *et al.* Assessing the impact of changes in land-use intensity and climate on simulated trade-offs between crop yield and nitrogen leaching. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, **239**: 385–398
- [26] Smith AP, Western AW, Hannah MC. Linking water quality trends with land use intensification in dairy farming catchments. *Journal of Hydrology*, 2013, **476**: 1–12
- [27] Chen L, Tian H, Fu B, *et al.* Development of a new index for integrating landscape patterns with ecological processes at watershed scale. *Chinese Geographical Science*, 2009, **19**: 37–45
- [28] Jiang MZ, Chen HY, Chen QH. A method to analyze “source-sink” structure of non-point source pollution based on remote sensing technology. *Environmental Pollution*, 2013, **182**: 135–140
- [29] Walsh CJ, Webb JA. Spatial weighting of land use and temporal weighting of antecedent discharge improves prediction of stream condition. *Landscape Ecology*, 2014,

- 29: 1171-1185
- [30] Wolf K, Cyrus J, Harciníková T, *et al.* Land use regression modeling of ultrafine particles, ozone, nitrogen oxides and markers of particulate matter pollution in Augsburg, Germany. *Science of the Total Environment*, 2017, **579**: 1531-1540
- [31] Xia Y, Weller DE, Williams MN, *et al.* Using Bayesian hierarchical models to better understand nitrate sources and sinks in agricultural watersheds. *Water Research*, 2016, **105**: 527-539
- [32] Cowles TR, Mcneil BE, Eshleman KN, *et al.* Does the spatial arrangement of disturbance within forested watersheds affect loadings of nitrogen to stream waters? A test using Landsat and synoptic stream water data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2014, **26**: 80-87
- [33] Jiao J (焦 剑), Zhu S-B (朱少波), Yang Y (杨扬), *et al.* Occurrences and sources of nutrients in upper-river basin of Miyun Reservoir. *Bulletin of Soil and Water Conservation* (水土保持通报), 2013, **33** (4): 12-17 (in Chinese)
- [34] Ministry of Environmental Protection, People's Republic of China (中华人民共和国环境保护部). Water Quality-Determination of Total Nitrogen-Alkaline Potassium Persulfate Digestion UV Spectrophotometric Method (HJ 636-2012). Beijing: China Environmental Science Press, 2012 (in Chinese)
- [35] Editorial Board of the Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods (《水和废水监测分析方法》编委会). Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods. 4th Ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002 (in Chinese)
- [36] Baker ME, Weller DE, Jordan TE. Improved methods for quantifying potential nutrient interception by riparian buffers. *Landscape Ecology*, 2006, **21**: 1327-1345
- [37] Xu EQ, Zhang HQ. Aggregating land use quantity and intensity to link water quality in upper catchment of Miyun Reservoir. *Ecological Indicators*, 2016, **66**: 329-339
- [38] Xu EQ, Zhang HQ. A model for integrated spatial land use characteristics linking to surface nutrient concentration. *International Journal of Digital Earth*, 2017, **10**: doi: 10.1080/17538947.2017.1373868
- [39] Erb KH, Niedertscheider M, Dietrich JP, *et al.* Conceptual and empirical approaches to mapping and quantifying land-use intensity// Fischer-Kowalski M, Reenberg A, Schaffartzik A, eds. *Ester Boserup's Legacy on Sustainability*. Amsterdam, the Netherlands: Springer, 2014: 56-63
- [40] Goetz S, Fiske G. Linking the diversity and abundance of stream biota to landscapes in the mid-Atlantic USA. *Remote Sensing of Environment*, 2008, **112**: 4075-4085
- [41] Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, *et al.* The nitrogen cascade. *Bioscience*, 2003, **53**: 341-356
- [42] Erb KH. How a socio-ecological metabolism approach can help to advance our understanding of changes in land-use intensity. *Ecological Economics*, 2012, **76**: 8-14
- [43] Godsey SE, Kirchner JW, Clow DW. Concentration-discharge relationships reflect chemostatic characteristics of US catchments. *Hydrological Processes*, 2009, **23**: 1844-1864
- [44] Miserendino ML, Casaux R, Archangelsky M, *et al.* Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the Total Environment*, 2011, **409**: 612-624
- [45] Tong ST, Chen W. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, 2002, **66**: 377-393
- [46] Tromboni F, Dodds W. Relationships between land use and stream nutrient concentrations in a highly urbanized tropical region of Brazil: Thresholds and riparian zones. *Environmental Management*, 2017, **60**: 30-40
- [47] Weijters MJ, Janse JH, Alkemade R, *et al.* Quantifying the effect of catchment land use and water nutrient concentrations on freshwater river and stream biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2009, **19**: 104-112
- [48] Storey RG, Cowley DR. Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. *Hydrobiologia*, 1997, **353**: 63-76
- [49] Tran CP, Bode RW, Smith AJ, *et al.* Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). *Ecological Indicators*, 2010, **10**: 727-733
- [50] Sliva L, Williams D. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research*, 2001, **35**: 3462-3472
- [51] Riva-Murray K, Bode RW, Phillips PJ, *et al.* Impact source determination with biomonitoring data in New York State: Concordance with environmental data. *Northeastern Naturalist*, 2002, **9**: 127-162
- [52] Nielsen A, Trolle D, Søndergaard M, *et al.* Watershed land use effects on lake water quality in Denmark. *Ecological Applications*, 2012, **22**: 1187-1200
- [53] Wang X-Y (王晓燕), Zhang Y-F (张雅帆), Ou Y (欧 洋), *et al.* Predicting effectiveness of best management practices for control of nonpoint source pollution: A case of Taishitun Town, Miyun County, Beijing. *Acta Scientiae Circumstantiae* (环境科学学报), 2009, **29** (11): 2440-2450 (in Chinese)
- [54] Yang B (杨 波), Qi S (齐 实), Sun J (孙 嘉), *et al.* Integrity and restoration countermeasures of riparian vegetation buffers: A case study on Chaobai River Basin in up-stream of Miyun Reservoir in Beijing City. *Bulletin of Soil and Water Conservation* (水土保持通报), 2014, **34**(4): 178-183 (in Chinese)

作者简介 许尔琪,男,1986年生,博士.主要从事土地利用及空间格局、生态环境效应研究. E-mail: xueq@igsnr.ac.cn
责任编辑 杨 弘