

滨岸缓冲带截留污染物机理和效果的研究进展

郭彬, 汤兰, 唐莉华, 何威威

(清华大学 水利水电工程系, 北京 100084)

摘要: 滨岸缓冲带是指与河流(包括湿地和湖泊)相邻的对污染物、沉积物和洪水具有一定缓冲功能的水陆生态系统交错带, 是一种重要的控制面源污染和保护水体环境的方法。滨岸缓冲带的研究存在较多的方向和不同的立足点。为了更好地总结和梳理已有研究成果, 该文通过大量的文献调研, 构建了滨岸缓冲带的研究框架, 从其作用机理、结构、功能与效果等方面对国内外的有关研究和实践进行了系统分析和总结, 并提出了未来的研究展望。

关键词: 滨岸缓冲带; 作用机理; 结构设计; 截污效果

中图分类号: X522; X173

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2010)06-0257-06

The Review on the Research for the Interception Mechanism and Effects of Riparian Buffer Zone

GUO Bin, TANG Lan, TANG Li-hua, HE Wei-wei

(Department of Hydraulic and Hydropower Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: Riparian buffer zone, usually adjacent to rivers (including wetlands and lakes), is referred to the domain between land and aquatic ecosystem which has buffering functions on pollutants, sediment and flood. It is one of the most important measures for controlling non-point source pollution and protecting water environment. A large amount of researches on different aspects of riparian buffer zone have been carried out. In order to give a detailed summary and systematical review, a framework of researches on riparian buffer zone was built up, which summarized the previous research results on the riparian buffer zone with its mechanism, structure, function and effect, as well as the practices and management. Future research frontiers are also proposed based on the summary and analysis.

Key words: riparian buffer zone; mechanisms of action; design of structure; effect of pollutant interception

随着农业生产要求的不断提高, 各种化学肥料被大量使用, 造成了以氮、磷为典型污染物的农业面源污染, 威胁到河流、湖泊等地表水体环境质量。为了控制农业面源污染, 减少污染物的入河量, 美国农业部国家自然资源保护局(Natural Resources Conservation Service)向美国公众推荐了一种土地利用保护方式, 由此提出“缓冲带”的概念^[1]。缓冲带又称“保护缓冲带”, 即利用永久性植被拦截污染物或有害物质的条状、受保护的陆地。按分布位置与缓冲作用来分, “滨岸缓冲带”是“缓冲带”的一种, Phillips 指出它是把产生地表径流及污染的区域同地表水体分隔开的植被带^[2]; 潘响亮和邓伟则将其定义为与河流(有时包括湿地和湖泊)相邻的、对污染物、沉积物和洪水具有一定缓冲功

能的水陆生态系统交错带^[3]。尽管“缓冲带”技术最初是用于美国水土保持, 近几十年来却也为面源污染的防治做出了很大贡献。滨岸缓冲带由林、草或湿地组成, 而污染物和沉积物通过径流进入河湖, 因此“滨岸缓冲带”一方面可以通过截留部分水土达到截留污染物的效果; 另一方面, 其组成中的林、草或湿地和土壤(包括它们携带的微生物)本身也可以起到吸收或降解污染物的作用。从“滨岸缓冲带”概念的提出到现在已经有很多学者进行了有关研究, 本文将国内外的研究成果进行了系统的梳理与总结, 得到如图 1 所示的滨岸缓冲带研究进展框图, 从去污截留机理、结构设计、功能与效果等方面叙述了各个研究方向所取得的主要成果, 为今后的进一步研究提供参考。

收稿日期: 2010-03-26

资助项目: 水沙科学与水利水电工程国家重点实验室自主课题“城市面源污染模拟及控制研究”(“2010-ZY-6”)

作者简介: 郭彬(1987-), 女, 山东人, 学士, 从事水文水资源与水环境方面学习和研究。E-mail: fullofenergy3@gmail.com

通信作者: 唐莉华(1975-), 女, 重庆人, 博士, 从事水文水资源与水环境方面的教学和科研工作。E-mail: tanglh@tsinghua.edu.cn

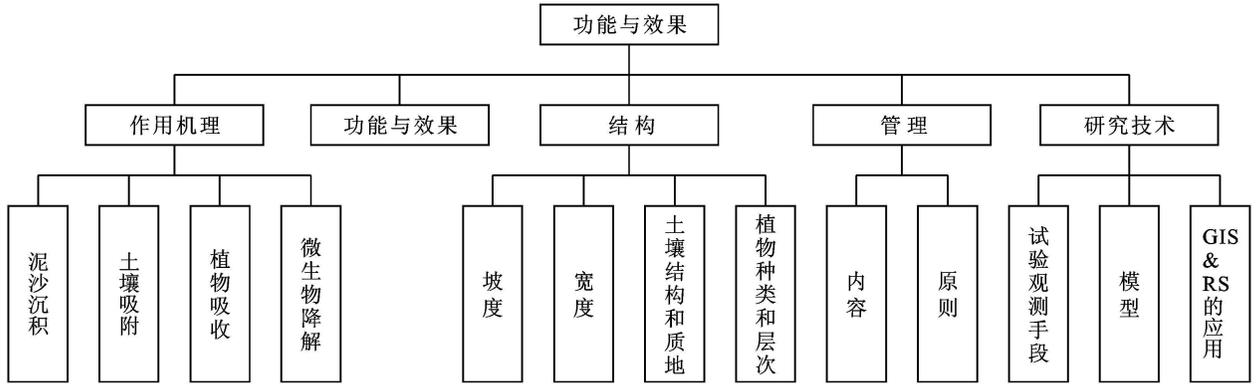


图 1 滨岸缓冲带的研究进展框图

1 滨岸缓冲带的机理

滨岸缓冲带对氮、磷等农业面源污染物的截留去除机理主要是通过合理的林草系统配置和设计,增加水土截留量,同时利用缓冲带中土壤吸附、植被根系吸收及微生物降解等作用,减少氮、磷等污染物进入河流水体。

1.1 泥沙沉积

地表径流到达缓冲带后,相对密集的植被增大了水流阻力,致使流速减缓;缓冲带地表粗糙多孔,植物的密集根系提高了表层土壤的透水性,两者的共同作用加速了径流入渗。由于径流流速减缓,径流量减少,携沙能力随之下降,径流中的泥沙便沉积下来^[4]。同时,吸附在泥沙颗粒上的物质(如颗粒磷)也随着泥沙沉积在缓冲带中。在 Barfield 等的研究中,4.57 m 宽的草地缓冲带对泥沙的截留率达 90% 以上^[5]。

截留泥沙的效果与径流流量、缓冲带植被密度和种类、微地形、土壤特性等有关。径流流量越小截留效果越好;浓密的、坚硬的草比其它植被效果好,复合植被比单一植被效果好^[6];自然状态下的缓冲带比整平土地后的缓冲带效果好^[7];通常土壤的下渗能力越大,缓冲带截留泥沙的效果就越好。

1.2 土壤的吸附作用

由于离解、吸附、同晶型替换等作用,黏土颗粒的表面通常带负电荷,而在颗粒侧面断口处常带正电荷^[8]。由于这种带电性,土壤能够吸附大量离子,如 K^+ 、 Na^+ 、 NH_4^+ 、 NO_3^- 等。

土壤吸附作用与土壤性质密切相关。土壤中黏粒含量越多,黏粒比表面积越大,土壤的吸附性就越强。黏土比沙土吸附性强,蒙脱石(比表面积 $800 m^2/g$)比高岭石(比表面积 $10\sim 20 m^2/g$)吸附性强。

1.3 植物对氮磷的吸收

植物吸收是滨岸缓冲带截留氮、磷的主要机理之一。当携带着溶解性氮的径流经过缓冲带时,溶解性

氮随水入渗进入土壤, NO_3^- 被植物根系吸收,在植物体内转化成有机氮。Peterjohn 等^[9]发现,氮在滨岸缓冲带的截留率为 89%,而在农田的截留率仅为 8%。植物对磷的吸收机理与氮类似,可溶性磷随径流入渗进入土壤后被植物根系吸收,在植物体内转化为有机磷。

植物对氮、磷的吸收具有季节性特点,这与植物的生长周期有关,吸收速率随气温的升降而周期性变化。Syversen 的研究表明,缓冲带夏季对总磷的截留比秋季高了 4.6%^[7]。

1.4 微生物的降解作用

截留在缓冲带中的污染物经过一段时间会被微生物降解,转化成其它物质。其中,反硝化作用是滨岸缓冲带氮素截留转化的主要机理,在厌氧条件下, NO_3^- 、 NO_2^- 在反硝化细菌的作用下,还原成 N_2 和 NO 释放到大气中^[10]。Haycock 等研究表明法国一处河岸林的反硝化率为 $153\sim 285 kg/(hm^2 \cdot d)$ ^[11]。Mander 等报道,草地缓冲带的反硝化率为 $114\sim 2880 g/(hm^2 \cdot d)$ ^[12]。反硝化作用依赖于 3 个条件:厌氧环境、 $NO_3^- - N$ 水平及有效有机碳的含量^[13]。滨岸缓冲带的天然条件有利于反硝化作用进行,它含有大量有机物,分解作用消耗氧气从而形成厌氧环境;分解作用同时产生大量无机氮;滨岸缓冲带的腐殖质为反硝化作用提供充足的有机碳。

2 滨岸缓冲带的结构

滨岸缓冲带的结构主要是指其坡度、宽度、土壤类型及植物种类层次等,通过研究不同结构要素对缓冲效果的影响,可设计适宜的滨岸缓冲带。

2.1 坡度

坡度对地表径流流速影响很大,因而对缓冲带效果也有较大影响。坡度越大,缓冲带的效果就越差,所需要的缓冲带宽度也越大^[7,14,15]。黄沈发等在缓冲带研究中设置了 1.1° 、 1.7° 、 2.3° 、 2.9° 四个坡度,研究

结果表明, 坡度与缓冲带泥沙截留效果显著相关, 19 m 长的 1. $^{\circ}$ 坡度缓冲带泥沙截留率达 84%, 而 2. $^{\circ}$ 坡度只有 70%; 不同坡度缓冲带对 TN (总氮)、TP (总磷) 的去除能力也有较大差异^[16]。

2.2 宽度

缓冲带越宽, 对泥沙、污染物的截留效果越好, 但随着宽度增加, 效果的增速减缓^[7, 14, 17]; 同时增大宽度就要占用更多土地、投入更多人力物力, 所以如何确定一个合适的宽度, 即求取最佳宽度, 一直都是缓冲带研究的热点。

关于缓冲带最佳宽度的研究很多, 但迄今为止最佳宽度的范围还没有一致的结论。李世锋的研究表明 7.1 m 宽的草带可以截留 92% 以上的泥沙, 16.3 m 宽的复合带可以截留 97% 以上的泥沙^[18]。Dorioz 等认为, 缓冲带的最佳宽度是 5~12 m, 实际应用中缓冲带宽度最好大于 15 m。美国西北太平洋地区普遍使用 30 m 作为河岸植被带的最小宽度^[4]。

2.3 土壤结构和质地

土壤的结构和质地决定了土壤的渗透能力和吸附能力; 同时, 土壤还是植物吸收养分、各种化学反应、微生物降解作用发生的场所, 它的性质也影响着以上过程/反应进行的速率。Schwer 和 Clausen 研究表明, 建立在沙壤土上的缓冲带比淤泥质黏土上的缓冲带能截留更多的磷^[19]。Magette 等也认为沙壤土的截留能力更强^[20]。

2.4 植物种类和层次

滨岸缓冲带研究中多使用草、灌木、乔木中的一种或几种组合。由于草本植物生长周期较短, 培育相对容易, 大多数研究者使用草本植物。也有学者对草本植物和木本植物的缓冲效果进行对比, 但得到的结论并不一致。有些研究认为草和乔木的缓冲效果没有明显差别^[14, 21], 另外一些研究则认为草本植物比木本植物缓冲效果好^[22-23]。Duchemin 和 Hogue 的研究表明, 单独种草和草/乔木混种的缓冲带对径流、泥沙、总磷、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (氨氮) 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ (硝氮) 的截留效果相近^[24]。Schmitt 等报道多年生草本植物对泥沙、总磷、溶解磷的截留效果最好, 其它形式如草/灌木/乔木混种的效果都较差^[17]。

缓冲带的层次分为水平层次和垂直层次。水平层次指缓冲带内不同种类的植物在垂直径流方向上的排布方式; 垂直层次指缓冲带内不同植物不同高度的组合。水平层次上, 美国农业部国家资源保护局 1993 年出台了名为“多植物种河岸缓冲带 (MSRBs)”的设计方案, 指的是河岸到农田之间建设一个 20 m 宽的过滤带, 先紧靠河岸种植 4~5 排树 (1.2 m \times 1.8

m), 然后种 2 排灌木 (0.9 m \times 1.8 m), 最后靠近农田种 7 m 宽的草地。MSRBs 在 Iowa 州进行了 4 a 示范, 证明它可以有效保持水土、截留 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和其它农田污染物^[25]。竖直层次上, Syversen 研究表明, 乔木和苔藓类植物混合的缓冲带比单一草本植物构成的缓冲带截留更多泥沙^[7]。

3 滨岸缓冲带的功能与效果

由缓冲带的组成部分 (植物、土壤及微生物) 及不同的去污截留机理可知, 缓冲带通过吸纳水分使河流提高防洪能力, 同时植物的根系也改善了土壤结构, 使径流的下渗能力加强, 因此缓冲带可以降低地表径流的流速, 增大径流入渗和地下水补给, 使地下水能够缓慢的流入河流, 保持河流流量相对稳定的同时明显消减河流洪峰流量。Dorioz 的试验结果表明, 滨岸缓冲带可以减少 3%~100% 的入流量, 大部分实验结果集中在 40%~100%^[4]。Lee 等的试验结果则表明, 柳枝稷缓冲带可以截留 58.8% 的天然径流, 柳枝稷与林木混合缓冲带可截留 80.6% 的天然径流^[18, 26]。Popov 等得出的天然径流截留率则是 60%~74%。总的来说, 滨岸缓冲带对控制径流有较明显的效果^[27]。

从表 1 中数据可知, 滨岸缓冲带对泥沙的截留率在 60%~95% 范围内, 对 TN 的截留率大多在 31%~96% 之间, 对 TP 的截留率则大多在 31%~89%, 各研究成果之间产生差异主要是因为实验条件 (如坡度、植被、土壤类型、缓冲带宽度、季节气候等) 不同, 试验参数取值也不一致。Nina Syversen 在考虑了缓冲带的宽度、流域面积、季节变换、植被种类、缓冲带坡度和土壤类型等诸多因素后, 将试验分为室内模拟试验和室外自然试验两类, 并针对不同试验类型设计了不同的截留率计算方法, 由此得出了一些具有可比性的数据, 最终得到不同污染物的平均截留率范围, 沉积物 (泥沙) 为 81%~91%, TN 为 37%~81%, TP 为 60%~89%^[7]。Marc Duchemin 和 Richard Hogue 的研究则是将径流分为地表径流和地下径流, 经过滨岸缓冲带的植被后, 将地表和地下的截留量叠加作为总的截留效果^[24]。这种实验方法区分了渗入地下的污染物和缓冲带所“吸纳”的污染物, 实验结果表明, 沉积物 (泥沙) 截留率为 85.2%~86.9%, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 截留率为 30.4%~33.2%, TP 截留率为 85.3%~86.4%。国内研究者卢宝倩通过试验得出泥沙截留率 85%~90%, TN 截留率为 16%~25%, TP 截留率为 14%~18%; 并分析总结了各种污染物截留率之间的关系, 得出了 TP 和 TN 截留率均与沉积物截留率存在线性关系的结论^[28]。该实验中 N、P 截留

率较其它研究文献中明显偏低,究其原因:(1)研究者为了分析 TN 和 TP 截留率与沉积物截留率的关系(量化沉积作用截留的 TN 和 TP)而刻意控制了试

验中进入缓冲带的水体中固有 TN 和 TP 含量等参数;(2)所选植被的生长状况也直接影响了试验结果。

表 1 不同规格滨岸缓冲带对泥沙、TN、TP 的截留效果

年份	坡度/(°)	宽度/m	土壤类型	植被类型	截留泥沙 / %	截留 TN / %	截留 TP / %	文献
1986	2.9, 6.3~ 9.0	4.5, 9.1	壤土	草	91	-	58~ 69	Dillaha et al ^[4]
1989	-	4.6, 9.1	壤土	-	74~ 84	54~ 73	61~ 79	Dillaha ^[38]
1989	1.1	26	淤泥质黏土	草	95	92	89	Schwer and Clausen ^[19]
1995	4.0, 8.0, 15.6	5, 10, 15	-	草、灌木	61~ 91	45~ 91	45~ 73	Syversen ^[14]
1997	4.0, 5.7, 8.5	6, 12, 18	壤土	黑麦草	-	47~ 100 (NO ₃)	-	Patty et al ^[15]
1999	3.4, 4.0	7.5, 15	黏土- 壤土	草/ 灌木/ 高粱	63~ 93	-	48~ 79	Schmitt et al ^[17]
2003	2.9, 4.6	7.1, 16.3	软土	草/ 草木混合	> 92	-	-	李世锋 ^[18]
2004	1.1	3, 9	沙壤	草	87~ 90	85~ 96(NO ₃)	85~ 87	Duchemin and Madjoub ^[39]
2004	2.3, 2.9	5.9, 6.2	壤土	自然植被和其它不同植被	-	31~ 54	31~ 61	董凤丽等 ^[40]
2005	1.7	6	壤土	草、灌木、乔木	93	72	80	Borin et al ^[41]
2005	6.8, 8.0, 9.6, 11.3	5, 10	粉砂	草/ 草, 乔木	81~ 91	37~ 81	60~ 89	Syversen ^[7]
2006	1.1	2, 19	青紫泥- 盐渍土	草本/ 乔木/ 灌木	85~ 90	16~ 25	14~ 18	卢宝倩 ^[28]
2008	1.7	30	淤泥质壤土	草/ 草, 乔木	85.2/86.9	33.2/30.4 (NO ₃)	85.3/86.4	Duchemin and Hogue ^[24]
2008	1.1, 1.7, 2.3, 2.9	3~ 19	壤土	不同草皮	60~ 84	> 80	> 80	黄沈发等 ^[16]

注: 1. (NO₃) 表示此处数据为 NO₃ - N 的截留率; 2. - 表示此处无数据。

4 滨岸缓冲带的研究方法

滨岸缓冲带的研究方法主要分为试验和数值模型两种,其中试验又分为现场试验和室内试验。同位素的使用为试验观测提供了新的手段;随着 GIS 和 RS 技术及缓冲带数值模型的逐步应用和完善,缓冲带的研究范围和领域得到进一步扩大。

缓冲带试验观测手段主要分为常规观测和同位素示踪。与常规观测相比,同位素示踪观测技术能准确地反映出某种物质的位置或某种元素的存在形式。例如,可以通过同位素观测技术了解磷沉积于缓冲带中,被植物吸收,又通过收割植物移出缓冲带的过程;NO₃ - N 和 NH₄⁺ - N 是氮素的两种存在形式,相互之间容易转化,利用同位素观测技术就可以测出两者的确切数量。Zhao 等利用¹⁵N 作为标记物观测不同植物吸收氮素的效果,表明植物吸收氮素主要发生在地表 10 cm 土壤层内^[29]。

与试验相比,缓冲带模型的开发相对落后。目前比较成熟、国内外应用比较广泛的是河岸带生态系统管理模型 REMM (Riparian Ecology Management Model)。该模型输入指定区域的缓冲带特征、植被、土壤、气候等数据,可模拟地表径流的水文变化情况,

沉积物的转移和累计,碳、氮、磷的转移、去除和循环情况,植被生长情况等^[30]。使用 REMM 模型可对多种因素进行模拟和分析,找出影响滨岸缓冲带效果的主要因素,分析不同植被对污染物的截留效果,以及确定营养物质在缓冲带的迁移过程及 N、P 饱和度^[31]。REMM 在效率、精确度和准确性上都很好,不足之处是:它虽然考虑了横向、垂直方向及时间变化,但滨岸缓冲带沿河流方向的变化却不能在模型中体现出来;同时该模型的模拟需要大量的详细数据,这限制了它的推广应用。

目前利用遥感数据以及地理信息系统研究滨岸缓冲带已经成为一种成熟的技术手段。RS 技术可及时准确获取研究区域的土地利用情况,而 GIS 强大的数据处理和空间分析功能将遥感数据与其他来源的数据叠加在一起从而获得综合信息。利用 GIS 和 RS 技术,不仅能够进行滨岸缓冲带结构分析,还可以揭示滨岸缓冲带动态变化规律,探讨其中各组分的空间演变规律。Muller 和 Apan 等将航片、DEM 高程数据、数字土地地籍数据、河流等级数据以及河岸带坡度数据等结合起来进行河岸带制图分析工作^[32-33]。美国在缓冲带规划设计中,GIS 工具的普及程度已达到所有机构层次,可以根据土壤、地形、污染控制等多

项关键因子, 依托强大的植物种类数据库, 采用专业的设计模型进行设计^[34]。若能将 REMM 与 GIS 和 RS 很好的结合, 便可以依靠 GIS 和 RS 强大的空间分析能力来弥补 REMM 的不足。

5 滨岸缓冲带的管理

在过去很长一段时间内, 为了寻求农业的进一步发展, 人们不断开垦滨岸地带。长期的农业活动使周边的水体受到了严重污染, 经济的发展与环境问题的矛盾日益突出, 滨岸缓冲带的建立虽然缓解了这一矛盾, 但作为生态系统的一部分, 若滨岸缓冲带自身不能得到很好的保护, 它与生态系统其它组成部分不能和谐共存, 那么它为环境服务的时间也将不会长久。这就涉及到滨岸缓冲带的管理问题, 已经成为美国自然资源经营及管理不可缺少的部分^[35]。

滨岸缓冲带管理的内容包括: ①滨岸缓冲带宽度的确定; ②滨岸缓冲带中活树和枯木的保持; ③河岸生态廊道的大小; ④河漫滩的保护; ⑤排水沟渠的尺寸确定; ⑥道路系统的设计; ⑦采伐技术; ⑧水土流失的控制; ⑨滨岸缓冲带树木遮荫宽度^[36]。国外有学者认为, 河岸带管理应保持其生态系统的动力学过程, 同时不增加产生洪水和土壤侵蚀的风险^[37]。基于此总结出了一些滨岸缓冲带管理应遵循的原则:

(1) 滨岸缓冲带的管理应服从于整个生态系统的管理, 只有整个生态系统实现了可持续的平衡才可能有滨岸缓冲带的存在价值。

(2) 滨岸缓冲带管理的目标应该是实现功能效益的最优化, 即构建最优化设计的滨岸缓冲带使得无论是截留沉积物、污染物还是控制水土流失均达到最佳效果。

(3) 滨岸缓冲带在兼顾服务于生态系统其它因素的同时, 必须保证自身的可持续性。

6 滨岸缓冲带研究展望

从以上分析可以看出, 无论是截留泥沙沉积物还是污染物, 滨岸缓冲带在水环境保护中都起到了不容忽视的作用。滨岸缓冲带各组成因素相互配合、相互辅助从而达到最终的生态效益; 截留效果依赖于缓冲带的结构; 适当的管理能让缓冲带持续发挥生态效益。虽然对缓冲带的研究已经取得了一定成果, 但有些领域仍有待探索。目前滨岸缓冲带的机理研究中, 氮素的截留和转化已经比较清晰, 对泥沙沉积机理也有一定的认识, 但对其他物质的截留机理研究还不多。比如, 随着我国化肥、农药的大量施用, 磷和农药造成的污染逐渐凸显出来, 对缓冲带内磷和农药的转

移转化过程需要进一步的研究。另外, 对滨岸缓冲带各种机理贡献率的研究较少, 针对各机理对不同污染物的贡献率开展定量研究, 可以为滨岸缓冲带的设计和管理提供依据。

滨岸缓冲带的宽度是设计中的主要参数之一, 而最佳宽度的范围至今没有一致的结论。鉴于此, 可以考虑创建一个“最佳宽度数据库”, 将历次试验得出的最佳宽度以及相对应的水文气候条件、土壤类型、植被种类和分布、污染物负荷、截留效果等数据纳入其中, 供实际工程参考。与国外相比, 国内学者在现场试验方面所做的工作较少, 滨岸缓冲带现场试验将有助于丰富“最佳宽度数据库”, 为实际工程提供更多参考。

现有的滨岸缓冲带研究中, 大多只考虑了地表径流, 没有把地表径流和地下水结合起来。综合考虑污染物在地表径流-土壤-地下水系统中的运移和转化, 将有助于了解污染物被缓冲带截留后的去向, 为地表、地下水污染综合防治提供依据。另外, 缓冲带的长期效果也有待进一步研究, 可借助数值模型的连续模拟, 预测缓冲带效果的发展变化趋势。

参考文献:

- [1] Natural Resources Conservation Service. Buffer strips: Common sense conservation[M]. Washington D C: USDA, 1998.
- [2] Phillips J D. An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones[J]. Journal of Hydrology, 1989, 107: 133-145.
- [3] 潘响亮, 邓伟. 农业流域河岸缓冲区研究综述[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(2): 244-247.
- [4] Dorioz J M, Wang D, Poulenard J, et al. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics: A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France[J]. Agriculture Ecosystems and Environment, 2006, 117: 4-21.
- [5] Barfield B J, Blevins R L, Fogle A W, et al. Water quality impacts of natural filter strips in karst areas[J]. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 1998, 41(2): 371-381.
- [6] 钱进, 王超, 王沛芳, 等. 河湖滨岸缓冲带净污机理及适宜宽度研究进展[J]. 水科学进展, 2009, 20(1): 139-144.
- [7] Syversen N. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff[J]. Ecological Engineering, 2005, 24(5): 483-490.

- [8] 陈仲颐, 周景星, 王洪瑾. 土力学 [M]. 北京: 清华大学出版社, 1994: 9.
- [9] Peterjohn W T, Correiz D L. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest [J]. *Ecology*, 1984, 65(5): 1466-1475.
- [10] 王永华, 江德爱, 艾素珍. 水-土壤体系反硝化作用模拟研究 [J]. *环境化学*, 1984, 3(3): 20-25.
- [11] Haycock N E, Burt T P. Role of floodplain sediments in reducing the NO_3^- concentration of subsurface runoff: A case study in the Cotswolds, UK [J]. *Hydrological Processes*, 1993, 7: 287-295.
- [12] Mander ü, Kuusemets V, Löhmsk, et al. Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments [J]. *Ecological Engineering*, 1997, 8(4): 299-324.
- [13] 王良民, 王彦辉. 植被过滤带的研究和应用进展 [J]. *应用生态学报*, 2008, 19(9): 2074-2080.
- [14] Syversen N. Effect of vegetative filter strips on minimizing agricultural runoff in southern Norway [C] // Silkeborg D K, Krenvang B, Svendsen L, et al. Proceedings of the International Workshop. Neri report No. 178, 1995: 19-31.
- [15] Patty L, Real B, Gril J. The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water [J]. *Pest. Sci.*, 1997, 49(3): 243-251.
- [16] 黄沈发, 吴建强, 唐浩, 等. 滨岸缓冲带对面源污染物的净化效果研究 [J]. *水科学进展*, 2008, 19(5): 722-728.
- [17] Schmitt T J, Dosskey M G, Hoagland K D. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants [J]. *Environ. Qual.*, 1999, 28: 1479-1489.
- [18] 李世. 关于河岸缓冲带拦截泥沙和养分效果的研究 [J]. *水土保持科技情报*, 2003(6): 41-43.
- [19] Schwer C B, Clausen J C. Vegetative filter treatment of dairy milkhouse wastewater [J]. *Environ. Qual.*, 1989, 18: 446-451.
- [20] Magette W L, Brinsfield R B, Palmer R E, et al. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips [J]. *Trans. ASAE*, 1989, 32(2): 663-667.
- [21] Daniels R B, Gilliam J W. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters [J]. *Soil Sci. Soc. Am.*, 1996, 60: 246-251.
- [22] Cooper J R, Gilliam J W, Jacobs T C. Riparian areas as a control of nonpoint pollutants [C] // Correll D. Watershed Research Perspectives. Washington D C: Smithsonian Institution Press, 1986: 166-191.
- [23] Parsons J E, Daniels R B, Gilliam, J W, et al. Reduction in Sediment and Chemical Load from Agricultural Field Runoff by Vegetative Filter Strips [R]. Water Resources Research Institute of UNC Report, 1994, 286: 75.
- [24] Duchemin M, Hogue R. Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year following establishment of an integrated grass/ tree filter strip in southern Quebec (Canada) [J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2008, 131: 85-89.
- [25] Lee K H, Isenhardt T M, Schultz R C, et al. Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29: 1200-1205.
- [26] Lee K H, Isenhardt T M, Schultz R C. Sediment and Nutrient removal in an established multi-species riparian buffer [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2003, 58(1): 1-8.
- [27] Popov V H, Cornish P S, Sun H. Vegetated biofilters: The relative importance of infiltration and adsorption in reducing loads of water-soluble herbicides in agricultural runoff [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 2006, 114: 351-359.
- [28] 卢宝倩. 滨岸缓冲带对农田径流氮、磷污染物的去除效果研究 [D]. 上海: 东华大学, 2008.
- [29] Zhao Tongqian, Xu Huashan, He Yuxiao, et al. Agricultural non-point nitrogen pollution control function of different vegetation types in riparian wetlands: A case study in the Yellow River wetland in China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2009, 21(7): 933-939.
- [30] Lowrance R R, Altier L S, Williams R G, et al. The riparian ecosystem management model: simulator for ecological processes in riparian zones [M] // First Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference, April, Las Vegas, NV, 1998: 19-23.
- [31] Inamdar S P, Sheridan J M, Williams R G, et al. Riparian ecosystem management model (REMM): testing of the hydrologic component for a coastal plain riparian system [J]. *Transactions of the ASAE*, 1999, 42(6): 1679-1689.
- [32] Muller E. Mapping riparian vegetation: long rivers: old concepts and new methods [J]. *Aquatic Botany*, 1997, 58: 411-437.
- [33] Apan A A, Raine S R, Paterson M S. Mapping and analysis of changes in the riparian landscape structure of the Lockyer Valley catchment Queensland, Australia [J]. *Landscape and Urban Planning*, 2002, 59: 43-57.
- [34] 钟勇. 美国水土保持中的缓冲带技术 [J]. *中国水利*, 2004(10): 63-65.
- [35] 陈吉泉. 河岸植被特征及其在生态系统和景观中的作用 [J]. *应用生态学报*, 1996, 7(4): 439-448.
- [36] 邓红兵, 王青春, 王庆礼, 等. 河岸植被缓冲带与河岸带管理 [J]. *应用生态学报*, 2001, 12(6): 951-954.

3 结论

在本研究中,苹果叶片的净光合速率日变化过程中呈双峰曲线,光合作用存在明显的“午休”现象。高水高肥处理对提高光合作用效果不明显。中肥中水处理对显著增加气孔导度。高水中肥处理的气孔导度显著高于低水中肥处理。低水中肥的肥水组合的蒸腾速率最低,保水效果最好。

水氮耦合对苹果品质影响较大,对改善果实形状、硬度和大小也有一定的积极作用。高氮不利于果实内含物的积累,影响果实的内在品质。水分一定的条件下,氮肥供应越多,果实可滴定酸含量越高。施氮量相同时,水分供应越多,果实可滴定酸含量也有提高。生产中为降低果实酸度应控制氮肥的施用量和减少水分供应。在水分一定的条件下,减少氮肥供应可提高果实的果形指数。综合不同水氮处理对苹果果实品质的影响进行评价,肥水管理以灌溉量 $5\ 250\ \text{m}^3/\text{hm}^2$ 、氮肥

施用量 $600\ \text{kg}/\text{hm}^2$ 方案能获得较高的品质效益。

参考文献:

- [1] 郑文君,范崇辉,韩明玉.不同天气对苹果叶片光合特性的影响[J].西北农业学报,2007,16(6):124-127.
- [2] 王继和,张明,王春荣,等.金冠、毛里斯、新红星苹果光合特性的研究[J].西北植物学报,2000,20(5):802-811.
- [3] 赵明德,王有年,谷继成.水分亏缺对苹果幼树日光合效率的影响[J].北京农学院学报,2004,19(3):35-37.
- [4] 杨建民,王中英.水分胁迫对新红星苹果幼树光合作用的影响[J].河北林学院学报,1993,8(2):103-106.
- [5] 曹慧,许雪峰,韩振海,等.水分胁迫下抗旱性不同的两种苹果属植物光合特性的变化[J].园艺学报,2004,31(3):285-290.
- [6] 曹冬梅,康黎芳,王云山,等.根外施钾对苹果幼树气孔特性及光合速率的影响[J].山西农业大学学报,2002,30(1):57-60.
- [7] 束怀瑞.苹果学[M].北京:中国农业出版社,1999:149.

(上接第 262 页)

- [37] Piegay H, Landon N. Promoting ecological management of riparian forest on the Drome River, France [J]. Aquatic Conser Marine Freshwater Ecosyst, 1997, 7(4): 287-304.
- [38] Dillaha T A, Reneau R B, Mostaghimi S, et al. Vegetative filter strips for agricultural non point source pollution control [J]. Trans. ASAE, 1989, 32(2): 513-519.
- [39] Duchemin M, Madjoub R. Les bandes filtrantes de la

parcelle ou bassin versant [J]. Vecteur Environ., 2004, 37(2): 36-52.

- [40] 董凤丽,袁峻峰,马翠欣.滨岸缓冲带对农业面源污染 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 TP 的吸收效果 [J]. 上海师范大学学报: 自然科学版, 2004, 33(2): 93-97.
- [41] Borin M, Vianello M, Morari F, et al. Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North East Italy [J]. Agric. Ecosyst. Environ., 2005, 105(1/2): 101-114.

(上接第 270 页)

- [3] 傅杨武,陈明君,祁俊生.重金属在消落带土壤水体系统中的迁移研究[J].水资源保护,2008,24(5):8-11.
- [4] 唐将,钟远平,王力,等.三峡库区土壤重金属背景值研究[J].中国生态农业学报,2008,16(4):848-852.
- [5] 李其林,黄昀,刘光德,等.三峡库区主要土壤类型重金属含量及特征[J].土壤学报,2004,41(2):301-304.
- [6] 黄昀,周优良,李道高,等.三峡库区柑橘园土壤重金属行为特征研究[J].中国生态农业学报,2005,13(3):45-47.
- [7] 国家环境保护局.土壤环境质量标准 GB15618-1995[S].

- [8] 钟晓兰,周生路,李江涛,等.长江三角洲地区土壤重金属生物有效性的研究:以江苏昆山市为例[J].土壤学报,2008,45(2):240-247.
- [9] 钟晓兰,周生路,黄明丽,等.土壤重金属的形态分布特征及其影响因素[J].生态环境学报,2009,18(4):1266-1273.
- [10] 傅杨武,祁俊生,陈书鸿,等.三峡库区苕溪河流域消落带土壤重金属污染调查及评价[J].土壤通报,2009,40(1):162-166.