

## **МИГРАЦИЯ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ВОДООХРАННОЙ ЗОНЕ РЕК С ПЕСЧАНЫМИ ОТЛОЖЕНИЯМИ**

**А. Литвинайтис**, докторант

**В. Шаулис**, доктор технических наук

Вильнюсский технический университет Гедиминаса, Литва

**Ключевые слова:** качество воды, биогенные вещества, водоохранная прибрежная полоса, подпочвенная зона аэрации

### **Введение**

В результате интенсивной сельскохозяйственной деятельности происходит загрязнение природных вод, иногда в значительных размерах. Природоохранные полосы открытых водоемов широко используются как эффективное средство уменьшения отрицательного сельскохозяйственного воздействия на качество поверхностных вод. Данные анализа литературных источников [1, 2, 3] показывают, что сдерживание биогенных веществ природоохранными полосами различно и варьирует в значительных пределах, но в общем случае загрязненные поверхностные воды могут терять до 75 % соединений азота.

В прибрежных экосистемах рек сдерживание соединений азота происходит как на поверхностном участке полос с различной травяной и древесно-кустарниковой растительностью, так и в области инфильтрации, и в зоне стока грунтовых вод. Сравнивая эффективность сдерживания биогенных веществ, поступающих на поверхностный участок и в подпочвенный слой, мы установили, что грунтовая среда удерживает почти в 2,5 раза больше соединений азота, чем поверхностная зона водоохранной прибрежной полосы. Кроме того, выяснилось, что эффективность сдерживания соединений азота грунтовой средой, в отличие от поверхностной зоны, не зависит от ширины водоохранной прибрежной полосы, тем самым исключается влияние площади сельскохозяйственных угодий на степень очистки от биогенных веществ.

Наибольшее число преобразований азота происходит в подпочвенном слое. Кроме того, эффективность сдерживания соединений азота на прибрежных полосах засаженными деревьями может меняться по причинам, не зависящим от ширины водоохранной полосы, – например, от уровня концентрации биогенных веществ в бассейне, гидравлических свойств подпочвенного слоя и глубины водоупорного слоя [4, 5].

Многолетние исследования показывают, что интенсивные процессы минерализации в грунтах легкого гранулометрического состава и интенсивные осадки способствуют

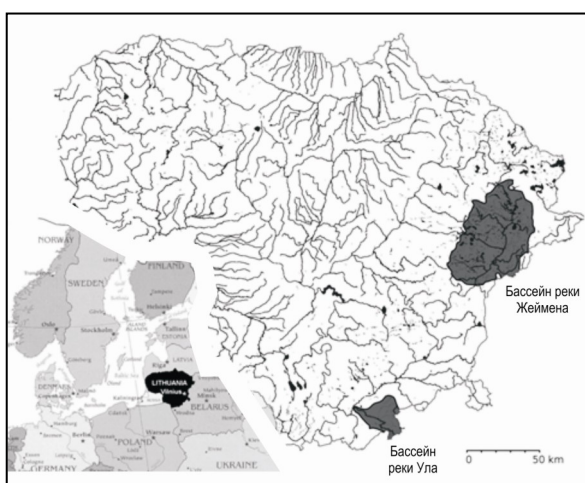
выщелачиванию минерального азота в грунт. Причем миграция этого элемента в грунтовом профиле в большей степени зависит от растительного покрова и используемого сорта удобрений и, конечно, от форм азотных соединений, образовавшихся при распаде органического вещества [6]. Концентрация азотных соединений в виде нитратов ( $\text{NO}_3$ ) в грунтовой фильтрационной среде сильно зависит от количества вносимых удобрений и распада органического вещества [7]. Основным источником биогенных веществ в грунтовых водах являются минеральные и органические удобрения, используемые в сельскохозяйственном производстве. Кроме того, концентрация нитратов во многом зависит от правильного применения как минеральных, так и органических удобрений и, при определенных условиях, от происходящих процессов денитрификации [8]. В процессе миграции азотные соединения могут загрязнять окружающую среду, реки и озера, вызывая эвтрофикацию водоемов и загрязнение грунтовых вод до концентраций, опасных для здоровья людей [9]. Поэтому нужна тщательная регламентация применения и хранения азота – как с точки зрения сельскохозяйственного производства, так и в целом окружающей среды.

Цель настоящих исследований – установить закономерности миграции биогенных веществ в прибрежной зоне аэрации песчаных отложений.

#### **Объекты, условия и методика исследований**

После анализа грунтового покрова 17 бассейнов рек Литвы, для исследований были определены бассейны рек Жеймена и Ула, с преобладающими показателями песчаных отложений в прибрежной зоне (рис. 1).

Структура грунтовых отложений в бассейнах и места исследований определены по данным картографии грунтовых отложений в масштабе 1:50000 (в программном обеспечении *Arc Gis*). Более точно выбранные места исследований были определены по данным скважин в прибрежной зоне. Основная масса переноса биогенных веществ происходит в грунтовой фильтрационной среде, а их преобразование в основном зависит от



количества кислорода и кислотной среды. Для отбора проб фильтрационного потока грунтовых вод использовали так называемую лизиметрическую скважину, что обусловлено рядом причин:

**Рисунок 1 – Бассейны исследуемых рек**

1. При оборудовании грунтовые отложения и пути фильтрационного потока подвергаются наименьшим деформациям;
2. Создаются условия для исследования – как уровня грунтового потока, так и химического состава инфильтрационных и грунтовых вод;
3. Максимальная желаемая глубина достигается наименьшими трудовыми затратами и с применением достаточно простых технических средств.

В местах исследований были оборудованы 4 скважины, расположенные перпендикулярно речному берегу на расстоянии от него 3, 5, 10 и 20 метров (рис. 2). Скважины оборудованы в засушливый период, во время спада уровня грунтовых вод.

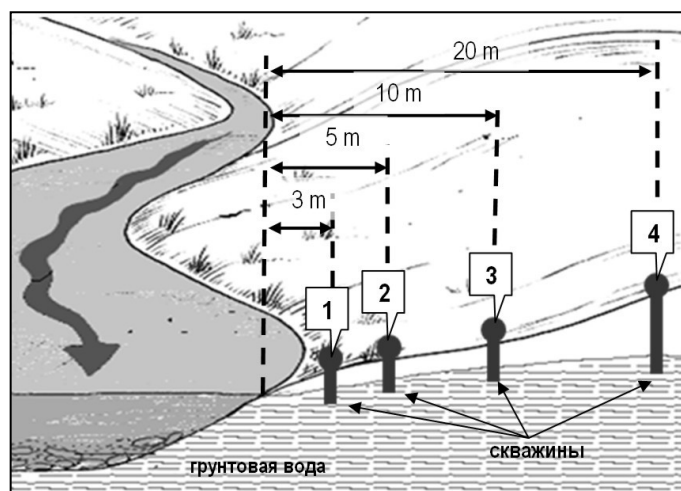


Рисунок 2 – Схема оборудованных скважин

На участке расположения скважин около реки Жеймена среднее значение коэффициента фильтрации песчаных отложений составило  $8,4 \pm 0,6$  м/сутки, а около реки Ула –  $6,9 \pm 0,5$  м/сутки.

В скважинах находятся резервуары для отбора проб инфильтрационного потока [13]. Резервуары в скважине расположены на глубине 0,1 м от поверхности земли и глубине через каждый метр до предполагаемого уровня грунтовых вод. В зоне предполагаемого уровня грунтовых вод резервуары для отвода проб воды устанавливаются через 0,5 м. Отбор проб фильтрационной воды из резервуаров для лабораторных исследований производится дважды весной, летом и осенью.

Перед отбором проб воды резервуары опустошались, а для лабораторных исследований бралась проба свежей фильтрационной воды. В лаборатории определялись также химические параметры фильтрационной воды: аммиак –  $\text{NH}_4$ , нитраты –  $\text{NO}_3$ , нитриты –  $\text{NO}_2$ , фосфаты –  $\text{PO}_4$ , кислотность – pH и содержание кислорода –  $\text{O}_2$ .

### Результаты и обсуждение

В период исследований уровни грунтовых вод в скважинах ближе к берегу были на 0,18–0,24 м выше уровней в русле и практически копировали сезонную динамику (0,36 м) уровней в русле рек. На самых отдаленных от берега скважинах уровни грунтовых вод весной и осенью были на 0,36–0,57 м выше летних уровней. Эти изменения уровней грунтовых вод зафиксированы как на опытном участке около реки Жеймена, так и на участке около реки Ула.

Полученные данные на участке около реки Жеймена показывают, что концентрация ионов аммония ( $\text{NH}_4$ ) распределялась по сезонам довольно равномерно. Некоторое увеличение концентраций ионов аммония зафиксировано в первой и второй скважинах, 0,64–1,29 мг/л на поверхности и до 0,25–1,15 мг/л в грунтовой воде. Меньшие значения концентрации ионов аммония получены в третьей и четвертой скважинах: от 0,02–0,46 мг/л на поверхности, до 0,01–0,23 мг/л на глубине одного метра и с увеличением до 1,19 мг/л в грунтовой воде. Во всех сезонах процессы нитрификации и поглощение ионов аммония растительностью влияли на снижение концентрации ионов аммония на глубине одного метра. Весной концентрация составила в среднем на 1,3, летом и осенью соответственно на 1,5 и 1,7 % меньше (рис. 3). Увеличение концентрации третьей и четвертой скважин связано с динамикой уровня грунтовых вод.

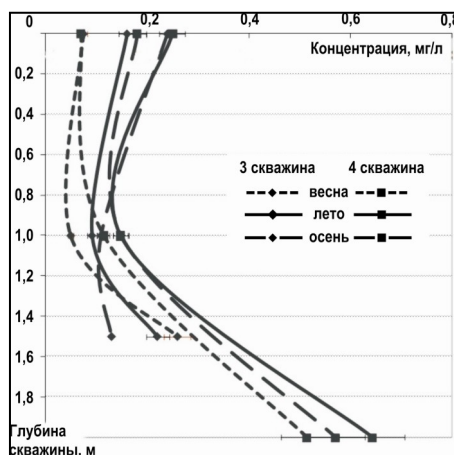


Рисунок 3 – Динамика концентрации ионов аммония по сезонам в участке реки Жеймена

На участке около реки Ула концентрация ионов аммония уменьшается по мере углубления: наибольшая концентрация ионов аммония зафиксирована летом с уменьшением по мере углубления от 0,47–1,29 на поверхности до 0,02–0,84 мг/л в грунтовой воде. Та же самая тенденция уменьшения концентрации по мере углубления присутствует весной – от 0,27–0,77 на поверхности до 0,02–0,24 мг/л в грунтовой воде. Осенью концентрация уменьшилась, от 0,20–0,82 мг/л на поверхности до 0,02–0,24 в грунтовой воде (рис. 4). На участке около реки Ула уменьшение концентрации ионов аммония по мере

углубления прямо пропорционально увеличению коэффициента фильтрации песчаных отложений местности.

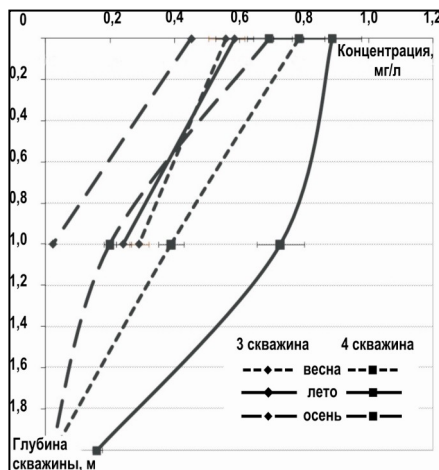


Рисунок 4 – Динамика концентрации ионов аммония по сезонам в участке реки Ула

Концентрация нитратов ( $\text{NO}_3$ ) на опытном участке около реки Жеймена изменялась от 0,02 до 3,55 мг/л. Наибольшие значения зафиксированы весной (0,91–3,55 мг/л) и летом (0,25–3,49 мг/л), а наименьшие – осенью, от 0,02 до 1,80 мг/л (рис. 5).

На опытном участке около реки Ула концентрация нитратов ( $\text{NO}_3$ ) изменялась в пределах 0,01–0,11 мг/л. Наибольшие значения зафиксированы летом – 0,01–0,11 мг/л, а наименьшие – весной и осенью: 0,02–0,08 и 0,01–0,04 мг/л соответственно.

На участке около реки Жеймена всесезонно зафиксировано уменьшение концентрации нитратов в направлении от 3-й скважины к берегу. Весной и летом уменьшение составило в среднем 1,8 раза, а осенью – 3,5 раза. Около реки Ула эта закономерность наблюдалась летом, где уменьшение нитратов составило в среднем 1,2 раза.

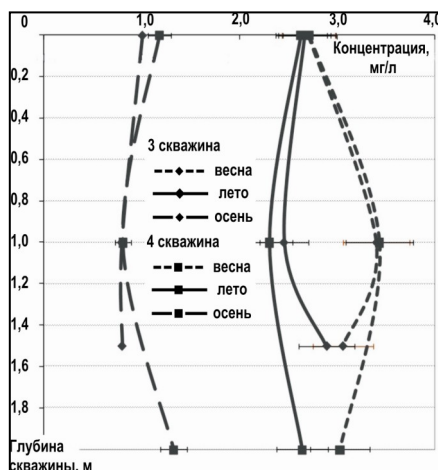


Рисунок 5 – Динамика концентраций нитратов по сезонам в участке реки Жеймена

Вышеупомянутые закономерности, относящиеся к весеннему периоду, связаны с оттаиванием песчаных отложений и вымыванием нитратов талыми водами. Разложение опавших листьев и травяного покрова (распад органического вещества) являются источником нитратов, которые переносятся вначале талыми водами с поверхностным стоком, а после оттаивания – инфильтрационным потоком и поступают в песчаные отложения в прибрежной зоне. Анализ концентрации нитратов весной на участках рек Жеймена и Ула показывает на их увеличение на 27 % от поверхности до 1-метровой глубины (рис. 6).

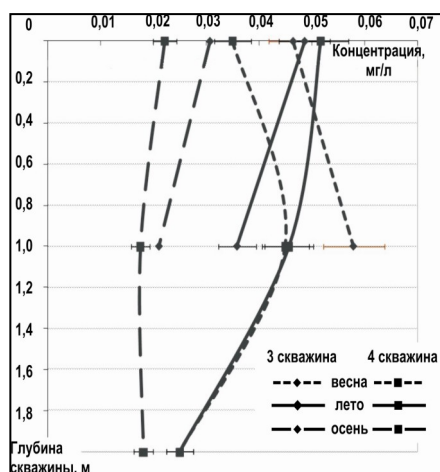


Рисунок 6 – Динамика концентрации нитратов по сезонам в участке реки Ула

На процессы летнего периода в основном влияет растительный покров местности, который своими корнями усваивает нитраты. На участке около реки Ула концентрация нитратов, где около скважин растут кустарники и деревья, на глубине более 1-го метра уменьшилась в 2 раза.

Концентрация фосфатов ( $PO_4$ ) на опытном участке около реки Жеймена изменялась в пределах от 0,02 до 3,13 мг/л. Наибольшие значения концентрации фосфатов зафиксированы летом – 0,86–3,13 мг/л, особенно на расстоянии до 3-й скважины. Здесь они изменялись в пределах от 1,98 до 3,13 мг/л. Наименьшие значения концентрации фосфатов зафиксированы осенью (0,02–1,43 мг/л) и весной (0,37–1,55 мг/л).

В летнем сезоне в 1–3-й скважинах зафиксировано изменение фосфатов в пределах от 2,14–3,13 мг/л на поверхности, до 1,98–2,65 мг/л в грунтовой воде. Концентрация фосфатов в грунтовой воде на 8–17 % меньше. В 4-й скважине на поверхности зафиксирована концентрация фосфатов до 1,40–1,73 мг/л. По мере углубления до 1-го метра концентрация фосфатов уменьшается на 36 % (1,09–1,22 мг/л). Глубже 1-го метра концентрация опять увеличивается. Такая же тенденция изменения концентрации фосфатов наблюдается и в 3-й скважине (рис. 7).

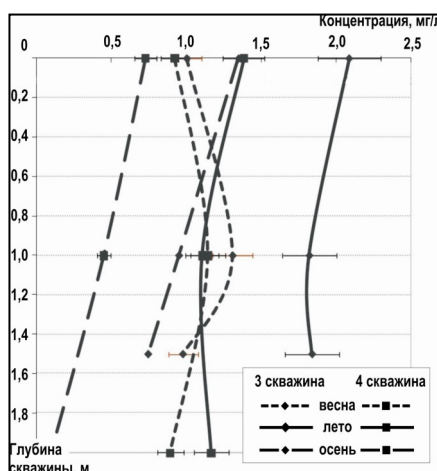


Рисунок 7 – Динамика концентрации фосфатов по сезонам в участке реки Жеймена

Весной зафиксировано увеличение концентрации фосфатов по мере углубления до 1-го метра от 0,70–1,42 мг/л на поверхности, до 0,74–1,55 мг/л. В грунтовой воде отмечается уменьшение концентрации до 0,74–1,22 мг/л.

Осенью в 3-й и 4-й скважинах зафиксировано уменьшение концентрации от 0,73–1,46 мг/л на поверхности, до 0,02–0,87 мг/л в грунтовой воде (рис. 7).

На опытном участке около реки Ула концентрация фосфатов несколько меньше: в пределах 0,01–0,94 мг/л (рис. 8).

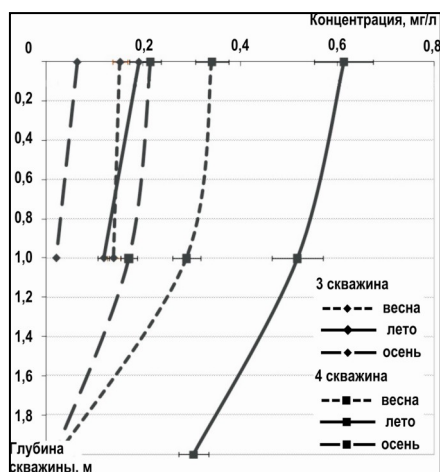


Рисунок 8 – Динамика концентраций фосфатов по сезонам в участке реки Ула

Наибольшая концентрация зафиксирована летом (0,02–0,94 мг/л), немного меньше – весной (0,02–0,54 мг/л) и осенью (0,01–0,40 мг/л). Здесь, по мере углубления, во всех скважинах всесезонно зафиксировано уменьшение концентрации: весной от 0,05–0,24 мг/л на поверхности, до 0,04–0,22 мг/л в грунтовой воде, летом – от 0,12–0,20 мг/л до 0,02–0,10 мг/л соответственно. Осенью уменьшение составило от 0,03–0,17 мг/л на

поверхности до 0,01–0,11 мг/л в грунтовой воде.

Ни на одном из опытных участков не установлены какие-либо закономерности динамики нитритов ( $\text{NO}_2$ ), кислотности (pH) и содержания кислорода ( $\text{O}_2$ ). Концентрация нитритов на участках изменялась от 3,23 мг/л на поверхности до 4,41 мг/л в грунтовой воде. Кислотность фильтрационной воды на участке около реки Ула зафиксирована в пределах 6,5–8,1, а на участке около реки Жеймена – 6,5–7,3. Около реки Жеймена фильтрационная вода на 4 % кислее в весенний период из-за распада зимой органического вещества (трава, листья, хвой) в прибрежной зоне. Увеличение содержания кислорода в фильтрационной воде до 7 % связано с осадками интенсивностью более 6–9 мм/сутки.

### **Выводы**

1. Установлено, что в прибрежной зоне аэрации песчаных отложений опытных участков уменьшение концентрации ионов аммония прямо пропорционально увеличению коэффициента фильтрации отложений местности.

2. Зафиксирована тенденция уменьшения концентрации ионов аммония и нитратов по направлению к берегу. Под влиянием растительного покрова весной и осенью тенденция уменьшения составила в среднем 1,2–1,8, а летом – 2,5–3,8 раза.

3. Отмечена всесезонная тенденция уменьшения концентрации фосфатов по мере углубления от поверхности в зоне аэрации.

4. Ни на одном из опытных участков не установлены какие-либо закономерности динамики нитритов ( $\text{NO}_2$ ), кислотности (pH) и содержания кислорода ( $\text{O}_2$ ) в прибрежной зоне аэрации песчаных отложений.

### **Литература**

1. Боровиков, А.А. Строительство противofильтрационных завес с экологической точки зрения. / Инновационные технологии в мелиорации и сельскохозяйственном использовании мелиорированных земель. Докл. междунар. научно-практ. конф. – Минск, 15–17 сентября 2010 г. – С. 31–33.
2. Brian Hm., Bruce D. A review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems // Water quality research journal of Canada. – 2004 39(3). – p. 311–317.
3. Pinay G., and Decamps H. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between alluvial aquifer and surface water: a conceptual model // Regulated Rivers: Research and Management. 1988 2. – p. 507–516.
4. Pinay G., Roques L., and Fabre A. Spatial and temporal patterns of denitrification in riparian forest // Journal of Applied Ecology. 1993, 30. – p. 581–591.
5. Sabater S., Butturini A., Clement J.C., Burt T., Dowrick D., Hefting M., Matre V., Pinay G., Postolache C., Rzepecki M., and Sabater F. Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: patterns and factors of variation // Ecosystems. 2003, 6. – p. 20–30.



6. Tripolskaja L., Bagdanavičienė Z., Ramanovskaja D. 2002. Активность минерального азота при распаде органических удобрений осенью–зимнем сезоне. Журнал. Сельскохозяйственные науки. 2: 3–12. (на лит. яз., резюме на англ. яз.).
7. Kyllmar K., Carlsson C., Gustafson A., Ulen B., Johnsson H. Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden. Characterisation and trends // Agriculture, Ecosystems & Environment. 2006, 115. – p. 15–26.
8. Denver J.M., Tesoriero A.J., Barbaro J.R. Trends and Transformation of Nutrients and Pesticides in a Coastal Plain Aquifer System United States // Journal Environment. 2009. 39. p. 154–167.
9. Lebedynets M., Sprynskyy M., Kowalkowski T., Buszewski B. Evaluation of Hydrosphere State of the Dniester River Catchment // Polish Journal of Environmental Studies. 2005, 14. p. 70–77.
10. Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė, L. Исследование динамики биогенных вещества в речном стоке // Докторская диссертация. Вильнюс, Техника. 2005. – 133 с. (на лит. яз., резюме на англ. яз.).
11. Litvinaitis A., Šaulys V., Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė L. The influence of neogene lithology on the Lithuanian river hydrologic regime // Annual 16th International Scientific Conference Proceedings Research for Rural Development 2010. Vol. 2 Jelgava. 2010. – p. 142–148.
12. Litvinaitis A., Šaulys V. The influence of lithological structure on river runoff in the south-eastern Lithuanian hydrologic area // The 8th International conference "Environmental engineering". May 19-20, 2011 Vilnius, Lithuania. – p. 593–598.
13. Litvinaitis A., Šaulys V. Research methodology of sediment aeration zone of the river bank buffer area // Annual 17th International Scientific Conference Proceedings Research for Rural Development 2011. Vol.2 Jelgava, 2011. – p.141-145.

### **Summary**

***Litvinaitis A., Šaulys V.***

#### **MIGRATION OF NUTRIENTS OF SANDY SEDIMENT AERATION ZONE OF THE RIVER COASTAL AREA IN LITHUANIA**

The negative impact of agricultural pollution with biogenic materials on surface water bodies is a relevant problem. This problem is addressed by limiting or prohibiting certain activities in so called buffer areas. The biogenic materials are carried by surface or groundwater runoff. Water infiltration is influenced by the lithological composition of sediments. River basins of sandy lithological structure were selected throughout the territory of Lithuania. An installed system of lysimeters in the boreholes allowed to monitor the change of water quality of sediments over time. The migration patterns of nutrients were identified during the investigation in the spring, summer and autumn seasons.

*Поступила 27 августа 2012*