

УДК 550.47

## ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННОЙ ЭМИССИИ АЗОТА НА ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ЛЕСОВ ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ<sup>1</sup>

© 2015 г. И.Ю. Аверкиева, К.В. Иващенко

Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, Пущино, Россия;  
*averkleva@rambler.ru*

Поступила в редакцию 14.11.2014 г.

Показано, что даже относительно небольшое дополнительное поступление азота в биологический круговорот может приводить к различного рода экологическим нарушениям. На примере оценки состояния лесов Европейской части России, представлены прогнозы изменений, которые будут происходить в лесных экосистемах при сохранении современного уровня антропогенной эмиссии азота. Выявлено, что наиболее устойчивыми к влиянию выпадений азота являются широколистственные и хвойно-широколистственные леса с преобладанием в напочвенном покрове лугово-опушечных видов, а наиболее уязвимыми – сосняки с доминированием олиготрофных и мезотрофных видов надземной растительности.

**Ключевые слова:** эмиссия азота, леса европейской части России, биологический круговорот, надпочвенный покров, загрязнение среды, нитраты.

**Введение.** Хозяйственная деятельность человека, преобразуя абиотические факторы среды обитания живых организмов, изменяет условия функционирования природных экосистем и определяет новые тренды в их развитии. Одним из серьезных антропогенных преобразований биосферы является загрязнение атмосферы, к числу приоритетных поллютантов которой относят соединения азота: оксид азота [ $\text{NO}_x$ ], нитраты [ $\text{NO}_3^-$ ], аммиак [ $\text{NH}_3$ ], аммоний [ $\text{NH}_4^+$ ] [29]. “Техногенный” азот поступает в экосистемы в виде био- и педохимически активных соединений, вызывая интенсификацию ее внутренних и внешних миграционных потоков. Это в свою очередь приводит к различным экологическим нарушениям [23, 28]. Характер проявления таких нарушений зависит от множества факторов: уровня выпадений азота, характера растительности и почв, климатических условий, а также от степени загрязнения среды азотом. В зависимости от уровня “насыщения” азотом ее можно оценить по различным экологическим эффектам, которые проявляются как в виде изменений геохимических параметров атмосферного воздуха и почвы, так и на уровне

флористического состава растительных сообществ [1].

Известно, что в Европейской части России за последние 50 лет выпадение азота (особенно в виде нитратов) увеличилось от 0 до 10 кг  $\text{N}$   $\text{га}^{-1}$  в год $^{-1}$ , а для отдельных регионов страны (например, Московской области) уровень выпадений может достигать 15 кг  $\text{N}$   $\text{га}^{-1}$  в год $^{-1}$  и выше, что сопоставимо с уровнем его биологической фиксацией [15]. Большинство отечественных исследований азота направлено на изучение агрокосистем [6, 11] и влияние азотных удобрений на ее компоненты [2, 16], в то время как вопрос поведения азота в естественных экосистемах, в том числе лесных мало освещен. В основном азот в природных экосистемах рассматривается как питательный элемент [19], а его влияние как полютанта либо не учитывается, либо изучается в сопряжении с влиянием загрязнения тяжелыми металлами [5, 9]. Для лесов России практически не изучены процессы, которые происходят при дополнительном поступлении азота за счет антропогенной эмиссии, а так же какие экологические эффекты это загрязнение несет для различных геохимических параметров. В этой связи *целью данного исследования является прогноз изменений, происходящих в лесах Европейской части России при увеличении антропогенной эмиссии азота.*

<sup>1</sup> Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 14-04-00098).

**Таблица.** Индикаторные критерии, характеризующие стадии “азотного загрязнения” [1, 14, 21, 24, 29]

Индикаторный критерий	Компонент экосистемы	Балл	Стадия (сумма баллов)
$N\text{-NO}_3 > N\text{-NH}_4$	атмосферные выпадения почва	1	Иммобилизация (0–2)
$N_{\min.} > 0.4 \text{ мг/л}$ присутствие видов-нитрофилов доля нитрофильной ЭЦГ – 10–20%	атмосферные выпадения растительность (напочвенный покров)	2	Насыщение (3–8)
$N_{\min.} > 2 \text{ мг/л}$ доля нитрофильной ЭЦГ – 30–50%, отсутствуют олиготрофные виды	атмосферные выпадения растительность (напочвенный покров)	3	Избыток (> 8)

**Материалы и методы. Регион исследования.** Изучены леса Московской и Костромской областей. Климат регионов умеренно-континентальный. Средняя годовая температура – +5.5 и +3.0 °С, а количество осадков – 670 и 570 мм в год для Московской и Костромской областей, соответственно. Регионы по лесорастительным условиям представлены южной тайгой и подзоной хвойно-широколиственных лесов. В Московской области леса занимают около 40% территории, а в Костромской – 74%. Изученные модельные участки были представлены мелколиственными, хвойными и смешанными лесами (возраст 40–60 лет). В Московской области в древесном ярусе доминировали *Picea abies*, *Betula pubescens*, *Abies sibirica*, а в Костромской области – *Picea obovata*, *Abies sibirica*, *Betula pubescens*. Почва исследованных участков дерново-подзолистая от легкого до тяжелого гранулометрического состава, со значением pH от 4.3 до 5.8. По литературным данным уровни поступления азота для Московской и Костромской областей составляют 6–10 и 2–4 кг N га<sup>-1</sup> год<sup>-1</sup>, соответственно [12].

**Методика оценки азотного статуса лесных экосистем.** Выделяют три стадии “азотного загрязнения” [20], условно названные стадиями иммобилизации, насыщения и избыточной аккумуляции, которые зависят от интенсивности выпадений, продолжительности их воздействия и специфики природных факторов, определяющих ответные реакции экосистем на данное воздействие. Поскольку почва и растительность составляют единую биогеоценотическую систему, то для каждой из стадий характерны определенные показатели почвенно-экологических и растительных характеристик, используемых в качестве индикаторов (таблица).

**Методы исследований.** Для оценки атмосферного уровня поступления минеральных форм азота использовали метод снегосъемки. Он позволяет оценить количество растворимых и нераствори-

мых компонентов, поступающих из атмосферы на земную поверхность, включая как сухое, так и влажное осаждение [4]. К тому же, в снежной воде концентрация химических элементов существенно выше, чем в дождевых осадках [3]. Отбор образцов снега проводили в конце февраля – начале марта (в период максимального снегонакопления и до периода интенсивного снеготаяния). Всего отобрано 150 проб на территориях с различным удалением от источников техногенной эмиссии азота (учитывали удаленность от автотрасс с интенсивным движением и возможных стационарных источников выброса поллютанта). На каждом исследуемом участке с площади 10 м<sup>2</sup> методом “конверта” брали пластиковым пробоотборником (диаметр 50 мм) смешанную пробу из 5 снежных кернов, которая состояла из всей толщи снежного покрова. Отдельно отбирались пробы на подкровных и открытых участках леса, что позволило учесть трансформацию выпадений пологом леса.

Почвенные образцы отбирали на тех же ключевых участках, где проводили снегосъемку. Отбор осуществляли с глубины 0–10 см, с учетом того, что в хвойно-широколиственных лесах для этого слоя характерна наибольшая насыщенность корней травяно-кустарничковых видов и высокая активность микробиоты [18]. В результате получали смешанный образец почвы из 5 индивидуальных проб (всего отобрано около 100 образцов). Образцы доставляли в лабораторию, высушивали при комнатной температуре и просеивали через сито (диаметр ячеек 1 мм) для последующих химико-аналитических исследований.

Определение концентраций обменного аммония ( $N\text{-NH}_4$ ) и нитратов ( $N\text{-NO}_3$ ) в снежных и почвенных образцах осуществляли фотоколориметрическим методом с использованием фенолятгипохлоритной реакции в модификации В.Н. Кудеярова, подробно описанного в источниках [7, 8].

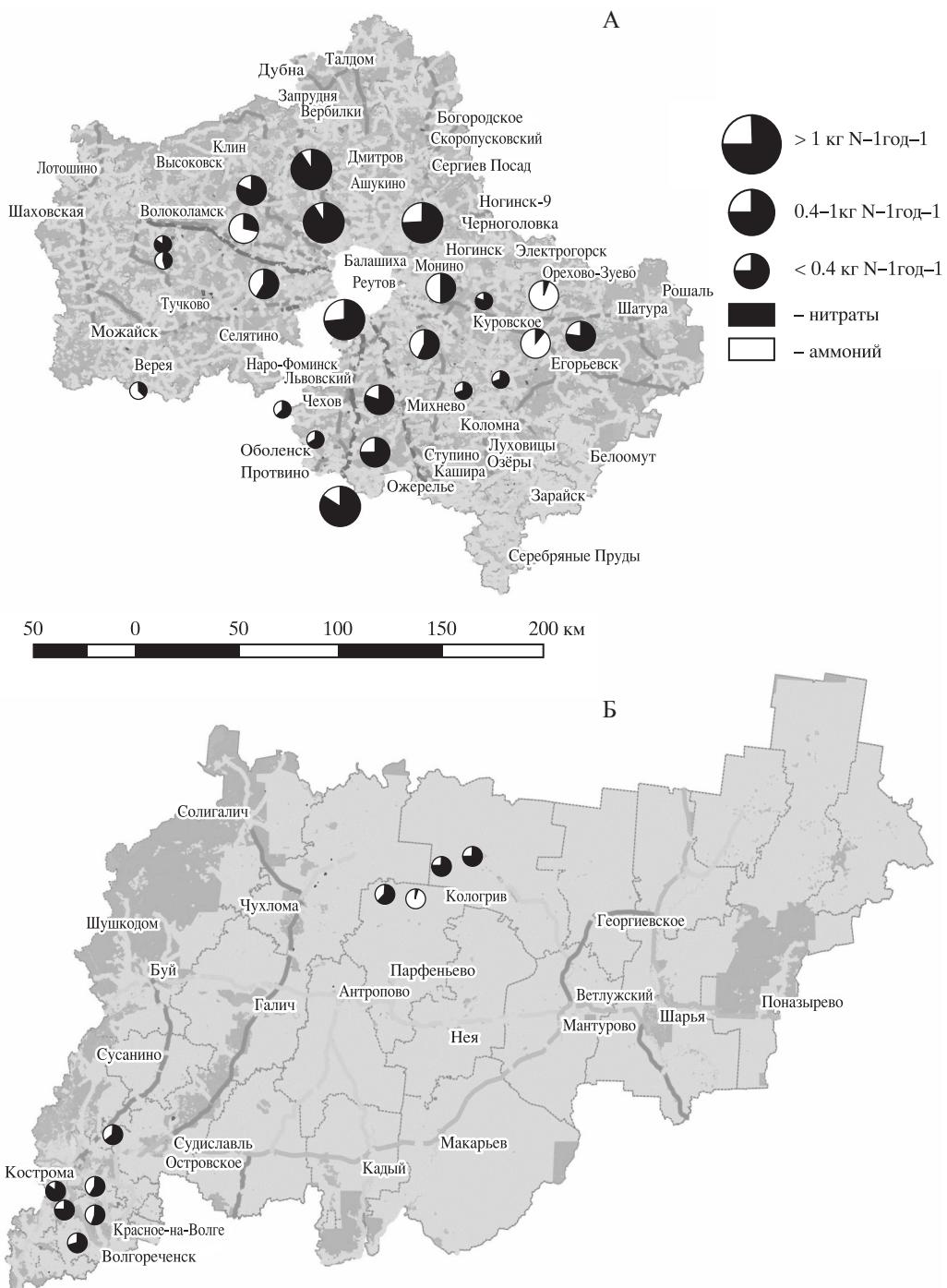
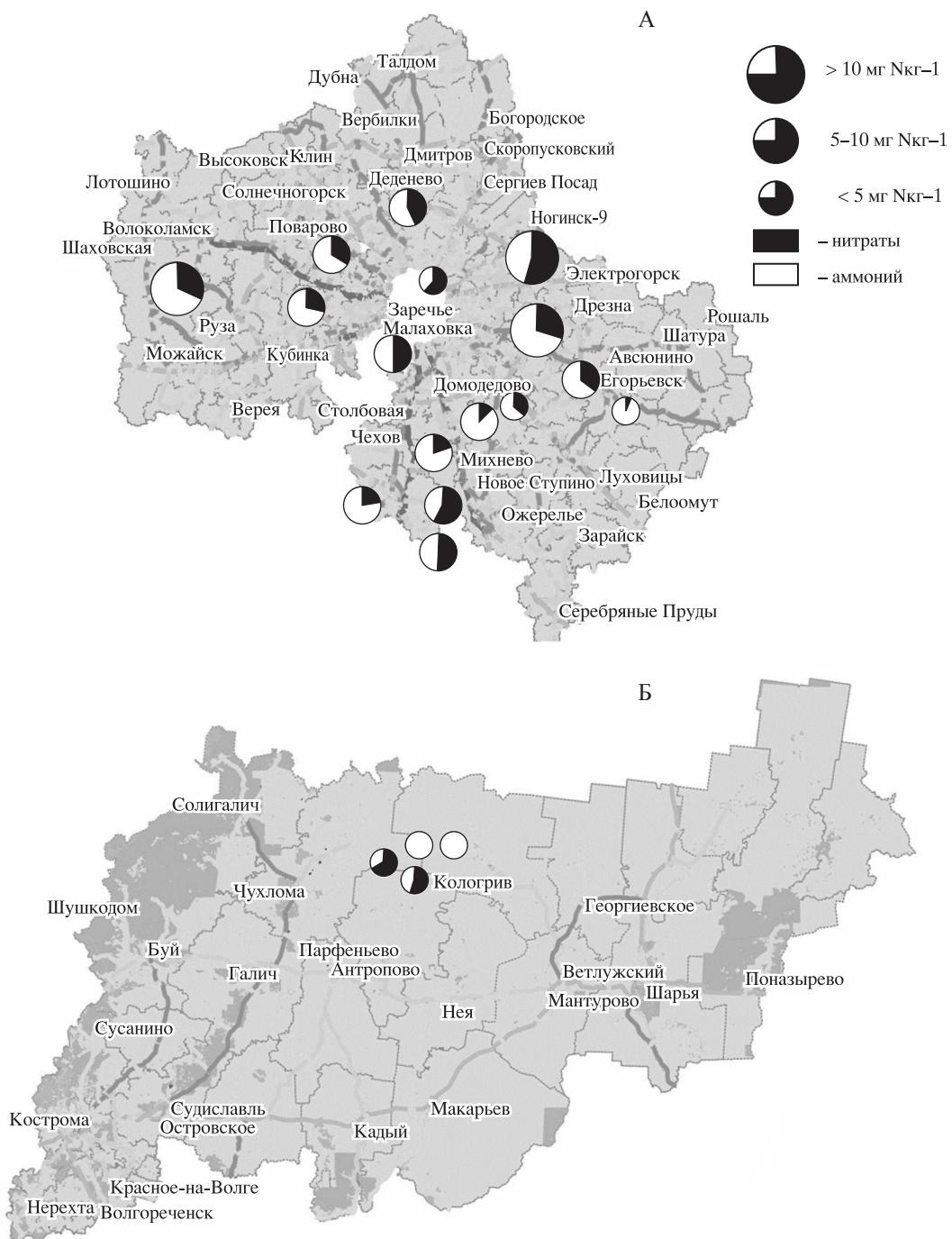


Рис. 1. Выпадение минерального азота в Московской (А) и Костромской (Б) областях (по данным исследований 2000-х гг.).

На каждом исследуемом участке проводили геоботаническое описание (площадка 10 м<sup>2</sup>, 4 повторности) [26]. Определяли обилие видов растений по шкале Браун-Бланке, а соотношение функциональных групп (нитрофильной, мезофильной, олиготрофной и т.п.) проводили с использованием метода оценки эколого-ценотических групп видов (ЭЦГ) [17].

**Результаты и их обсуждение. Атмосферные выпадения.** Воздушное загрязнение оксидами азота распространяется на большие расстояния от источников выбросов и определяет повышение геохимического фона на обширных территориях. Согласно полученным данным, суммарное выпадение минеральных соединений азота (нитратных и аммонийных) из атмосферы для исследованных



**Рис. 2.** Содержание минерального азота в почве Московской (А) и Костромской (Б) областей (по данным исследований 2000-х гг.).

участков варьировало в пределах от 0.4 до 15.0 кг N га<sup>-1</sup> год<sup>-1</sup> и в среднем составило 1–4 кг N га<sup>-1</sup> год<sup>-1</sup> (рис. 1). В атмосферных выпадениях большинства участков преобладают нитратные формы азота (более 60% от общего пул), содержание которых может достигать уровня 10–13 кг N га<sup>-1</sup> год<sup>-1</sup>. Содержание N-NO<sub>x</sub> в атмосферных выпадениях около 4 кг N га<sup>-1</sup> год<sup>-1</sup> и выше отмечены

для лесов, расположенных в зоне атмосферного переноса поллютантов от Москвы и промышленных центров (Мытищи, Подольск, Воскресенск, Химки). Для лесов на относительном удалении от источников техногенной эмиссии азота (восточные, западные и юго-западные районы Подмосковья и Костромская область) выпадение нитратов обычно было ниже 4 кг N га<sup>-1</sup> год<sup>-1</sup>, а аммоний-

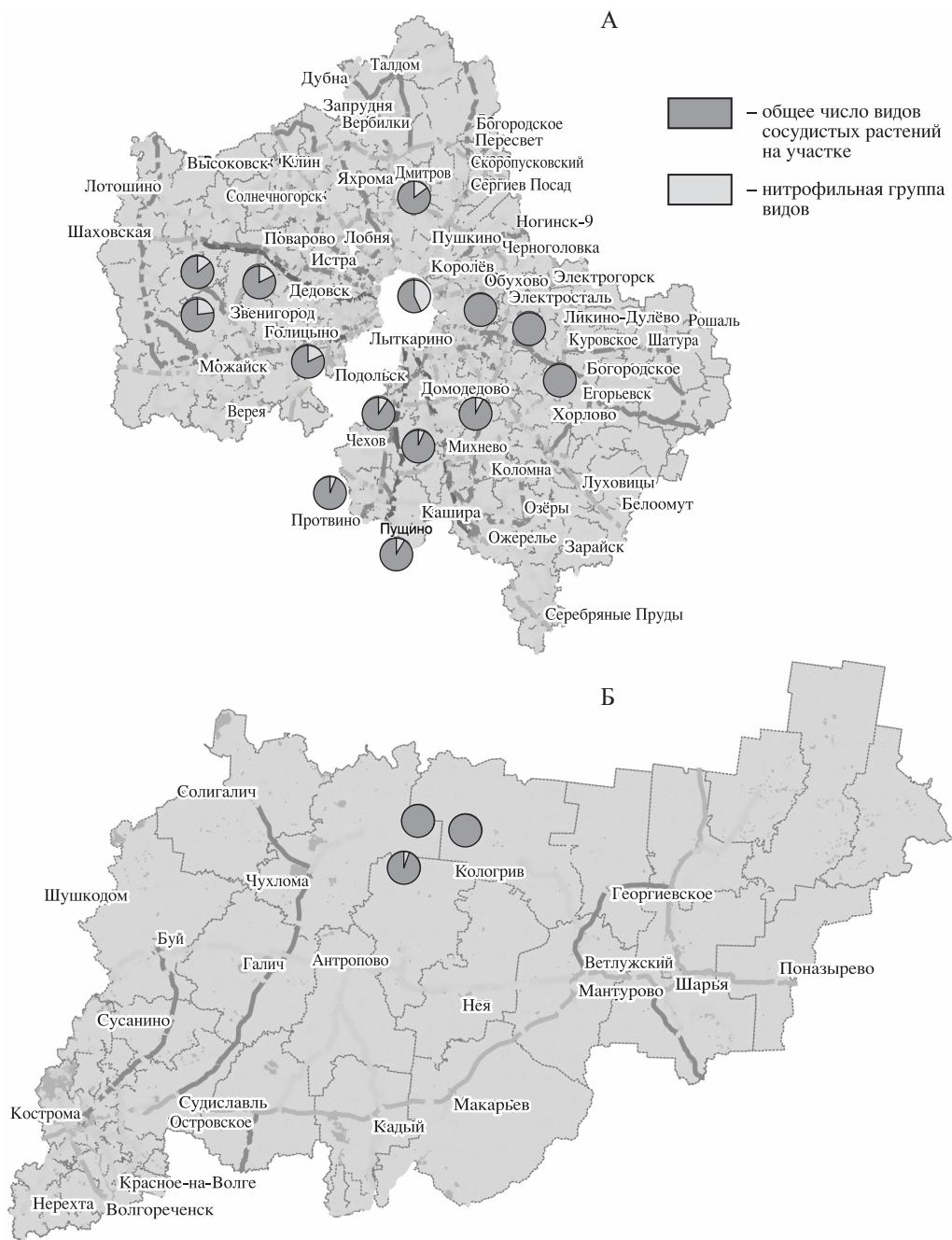


Рис. 3. Соотношение нитрофильной ЭЦГ к общему числу сосудистых видов растений для Московской (А) и Костромской (Б) областей.

ных форм варьировали от 0.1 до 5 кг N га<sup>-1</sup> год<sup>-1</sup>, (в среднем составляет 0.4–1 кг N га<sup>-1</sup> год<sup>-1</sup>). Для 20% от общего количества исследованных нами лесных экосистем в выпадениях преобладали аммонийные формы.

Результаты химического состава снежных вод представляют интерес как показатели обеспеченности лесных экосистем доступным азотом в начале периода вегетации, когда процессы микробного разложения органического вещества еще

замедлены. Сравнительная оценка полученных данных атмосферной поставки азота с его критическими концентрациями в почвенном растворе для разных трофических групп напочвенного покрова (лишайники, мхи и олиготрофные кустарнички – 0.2–0.4 мг N/л; мезотрофные кустарнички – 0.6–1 мг N/л, злаки – 3 мг N/л [22]) свидетельствует, что для многих лесных экосистем Подмосковья содержание азота в талых снеговых водах превышает его критические концентрации

для олиготрофных и мезотрофных видов. В лесах Костромской области превышение критических концентраций азота для различных трофических групп растений в результате исследования не обнаружено.

**Почва.** Известно, что для лесных экосистем почвенный пул минерального азота в основном представлен аммонием, это связано с тем, что в процессе минерализации аммиак после высвобождения из органических соединений закрепляется в субстрате и поэтому в водорастворимом состоянии встречается в малом количестве [19]. Содержание минерального азота в почве изученных территорий сильно варьирует – от 5 до 23 мг N  $\text{kg}^{-1}$ , а в среднем составляет 9–13 мг N  $\text{kg}^{-1}$ . Концентрация обменного аммония в лесных почвах в середине вегетационного сезона изменяется в пределах 4–11 мг N  $\text{kg}^{-1}$  и составляет в среднем 5–8 мг N  $\text{kg}^{-1}$  (рис. 2). Содержание нитратных форм варьирует от следовых количеств до 13 мг N  $\text{kg}^{-1}$ , а в среднем составляет 2–6 мг N  $\text{kg}^{-1}$ .

В почвах нескольких лесных участков выявлено преобладание нитратных форм, что может свидетельствовать как об адаптации лесных экосистем к условиям лимитированности азотом [10], так и о влиянии антропогенных источников эмиссии [23]. Повышенные концентрации нитратов в почве ( $>1$  мг N  $\text{kg}^{-1}$ ) отмечены для лесных участков, расположенных в районах воздействия лесных пожаров и вблизи сельскохозяйственных полей. Увеличение количества доступных нитратов в почвах сельскохозяйственных полей связано с усилением в них процессов минерализации органического вещества и нитрификации в результате улучшения окислительно-восстановительных условий [13]. При интенсификации лесных пожаров увеличивается попадание в почву, как аммиачных форм, так и нитратных [25], что и определяет повышение их содержания по сравнению с фоновыми условиями.

**Растительность (напочвенный покров).** Плотность популяции видов-индикаторов – один из важнейших показателей состояния экосистем, особенно высокочувствительных к изменению питательных условий [1]. При повышении поступления азота в плотность популяций видов-нитрофилов будет возрастать. Анализ напочвенного покрова растительности по распределению ЭЦГ показал, что на 18 из 27-х исследованных участках присутствовали виды-нитрофилы, требовательные к азотному питанию (рис. 3). Наличие более 20% нитрофильных видов от общей доли сосудистых растений на участке отмечены в четырех ареалах (сосняк разнотравный, расположенный в районе г. Мытищи, осинник разнотравный в районе г. Сер-

пухова, сосняк разнотравный около г. Воскресенска и ельник разнотравный недалеко от г. Можайска), для которых характерно высокое содержание нитратов в почве и преобладание их в минеральном пуле азота. Для большинства исследуемых участков доля нитрофильных видов варьировала от 5 до 19%, что характеризует состояние экосистемы как насыщение. Однако были выделены леса с отсутствием нитрофилов в напочвенном покрове (лесные экосистемы Костромской области).

**Прогноз изменения экологического состояния лесных экосистем в связи с повышением техногенной эмиссии оксидов азота.** Прогнозные оценки изменений, которые могут произойти в лесных экосистемах при сохранении современного уровня эмиссии азота, возможно провести путем сравнения данного уровня выпадений в исследуемых регионах и статусом их “азотного загрязнения”. Для исследуемых регионов выделено 3 группы, в которых прогнозируются изменения различного уровня интенсивности. К первой группе лесных экосистем, в которых предположительно произойдут наиболее сильные изменения в структуре и функционировании, отнесены сосняки с преобладанием олиготрофных и мезотрофных видов растительности напочвенного покрова, а также мелколистственные леса с преобладанием лугово-опушечных видов. Анализ данных показал, что экологическое состояние лесных экосистем, с точки зрения статуса “азотного загрязнения”, соответствует стадии насыщения. В атмосферных выпадениях преобладают нитратные формы азота, которые превышают критические концентрации для основных групп экологических растений сосняков и мелколистенных лесов, что в будущем определит смену видового состава напочвенного покрова за счет увеличения питательного элемента.

Ко второй группе отнесены чистые ельники и ельники с примесью лиственных пород, в напочвенном покрове которых преобладают лугово-опушечные виды. При сохранении современного уровня эмиссии азота в данных лесах произойдут изменения содержания минерального азота в почве в сторону преобладания нитратов, что связано с расположением лесов в зоне высокой атмосферной поставки азота. В настоящее время их экологическое состояние определяется как стадия насыщения. Однако присутствие злаков в напочвенном покрове создает буферный потенциал для этих экосистем в отношении дальнейшего воздействия поллютанта. В долговременной перспективе сохранение существующих параметров выпадений азота и соответствующие им уровни поступления будут определять переход данных лесов на стадию избытка.

К третьей группе лесов, в которых произойдут незначительные изменения в структуре и функционировании при сохранении современного уровня атмосферной эмиссии соединений азота, относятся широколиственные и хвойно-широколиственные леса с преобладанием в напочвенном покрове лугово-опушечных видов. Это связано с тем, что большинство из изученных экосистем находятся на стадии иммобилизации или перехода к стадии насыщения, так как для них характерны наиболее низкие уровни выпадения поллютанта. В связи с чем, содержание азота в почвенном растворе не превышает критических концентраций для основных видов напочвенного покрова, прорастающих в этих лесных экосистемах.

**Выводы.** 1. В составе минеральных форм азота, поступающих с атмосферными выпадениями, в изученные лесные экосистемы Европейской части России, как правило, преобладают нитраты, являющиеся продуктом трансформации техногенных  $\text{NO}_x$ . Суммарные концентрации азота в талых снеговых водах могут составлять более 1 мг N/l, что превышает критические уровни для олиготрофных видов boreальной флоры, типичной для многих исследованных лесов.

2. Полученные данные о содержании минерального азота в лесных почвах свидетельствуют о некотором преобладании в почвенном пуле нитратов, соответствующего суммарным концентрациям 0–13 мг N kg<sup>-1</sup>. Данное преобладание нитратных форм над аммонийными в почвах исследуемых лесных экосистем индицирует внешний источник поступления азота.

3. Оценка состояния растений напочвенного покрова лесов по соотношению функциональных групп показала, что виды-нитрофилы составляют в основном менее 20% от общего состава сосудистых видов на участке.

4. В условиях интенсивной эмиссии оксидов азота лесные экосистемы подвергаются сильному антропогенному воздействию, в результате которого происходят изменения в их структуре и функционировании. Согласно выполненным исследованиям, к лесным экосистемам, подверженным наиболее сильным изменениям в результате данного воздействия, относятся сосняки с преобладанием олиготрофных и мезотрофных видов в напочвенном покрове, а также мелколиственные леса с преобладанием лугово-опушечных видов. Наименьшие изменения в структуре лесов на территории Европейской части России можно прогнозировать для смешанно-широколиственных и хвойно-широколиственных лесов с преобладанием в напочвенном покрове лугово-опушечных видов.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Аверкиева И.Ю. Анализ трансформации лесных экосистем Подмосковья в связи с воздействием техногенных соединений азота на основе метода балльных оценок // Вестник Брянского государственного университета. 2012. Т. 2. № 4. С. 96–101.
2. Благодатский С.А. Микробная биомасса и моделирование азота в почве. Дис. ... докт. биол. наук. М.: ИФХБПП РАН, 2012. С. 321.
3. Василенко В.Н., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. и др. Атмосферные нагрузки загрязняющих веществ на территории СССР. М.: Гидрометеоиздат, 1991. 188 с.
4. Глазовский Н.Ф. Геохимические потоки в биосфере и их сопряженный анализ // Биогеохимические циклы в биосфере. М.: Наука, 1976. С. 142–153.
5. Копчик Г.Н. Устойчивость лесных почв к атмосферному загрязнению // Лесоведение. № 4. 2004. С. 61–71.
6. Кудеяров В.Н. Азотный цикл и продуцирование засыпки азота // Почвоведение. 1999. № 8. С. 988–998.
7. Кудеяров В.Н. Калориметрическое определение аммонийного азота в почвах и растениях феноловым методом // Агрохимия. 1965. № 1. С. 146–150.
8. Кудеяров В.Н. Калориметрическое определение аммонийного азота в почвах методом восстановления их до аммиака // Агрохимия. 1969. № 1. С. 102–106.
9. Лукина Н.В., Никонов В.В. Состояние еловых биоценозов севера в условиях техногенного загрязнения. Апатиты: КНЦ РАН, 1993. 132 с.
10. Лукина Н.В., Полянская Л.М., Орлова М.А. Питательный режим почв северотаежных лесов. М.: Наука, 2008. 342 с.
11. Никитишен В.И., Демидова Л.К., Заборин А.В. и др. Баланс азота в агроценозах и эффективность длительного внесения удобрений // Агрохимия. 1994. № 124. С. 73–82.
12. Обзор тенденций и динамики загрязнения природной среды Российской Федерации по данным многолетнего мониторинга Росгидромета. 2009. С. 21. <http://www.meteorf.ru/>
13. Орлов Д.С. Химия почв. М.: Изд-во МГУ, 1992. С. 301–311.
14. Принципы и методы определения норм нагрузок на ландшафты М.: ИГ АН СССР, 1987. 32 с.
15. Рябошапко А.Г., Брюханов П.А., Брусникина И.М. Атмосферный перенос и выпадение закисляющих веществ с осадками в Северо-западной части России // Метеорология и гидрология. № 6. 2010. С. 50–59.

16. Семёнов В.М. Современные проблемы и перспективы агрохимии азота // Проблемы агрохимии и экологии. 2008. № 1. С. 55–63.
17. Смирнов В.Э., Ханина Л.Г., Бобровский М.В. Обоснование системы эколого-ценотических групп видов растений лесной зоны Европейской России на основе экологических шкал, геоботанических описаний и статистического анализа // Бюл. МОИП. Сер. Биологическая. 2006. Т. 111. № 2. С. 36–47.
18. Умаров М.М. Микробиологическая трансформация азота в почве М.: ГЕОС, 2007. 138 с.
19. Федорец Н.Г., Бахмет О.Н. Экологические особенности трансформации соединений углерода и азота в лесных почвах. Петрозаводск: КНЦ РАН, 2003. 240 с.
20. Aber J.D. Nitrogen cycling and saturation in temperate forest ecosystems. *Reds Ecol. Evol.* 7 (7). 1992. P. 220–224.
21. Bobbink R., Ashmore M., Braun S. et al. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In Empirical critical loads for Nitrogen. Environmental Documentation No. 164. Air., eds. D. Achermann & R. Bobbink, 2003. P. 43–170.
22. Bobbink R., Hornung M., Roelofs J.G. The effects of air – borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation // *J. Ecology.* 1998. V. 86. № 5. P. 717–738.
23. De Vries W., Rros H., Reinds G.J. et al. Developments in deriving critical limits and modelling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. Alterra, Alterra–rapport 1382, 2007. 206 p.
24. Lequy E., Conil S., Turpault M.P. Complementary methods to distinguish organic and mineral matter in atmospheric particulate deposition and their respective nutrient inputs to temperate forest ecosystems // *Aeolian Research.* № 12. P. 101–109.
25. Nave L.E., Vance E.D., Swanson C.W. et al. Impacts of elevated N inputs on north temperate forest soil C storage, C/N, and net N-mineralization // *Geoderma.* V. 153. 2009. P. 231–240.
26. Nordin A., Nasholm T., Ericson L. Effects of simulated N deposition on understory vegetation of a boreal coniferous forest // *Functional Ecology.* 1998 № 12. P. 691–699.
27. Stevens C.J., Dise N.B., Mountford J.O. et al. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Sci.* 303.2011. P. 1876–1879.
28. Sutton M., Reis S., Baker S.M. Atmospheric Ammonia: Detecting emission changes and environmental impacts. (Eds.) Springer. 2009.
29. Sutton M.A., Howard C., Erisman J.W. et al. The European Nitrogen Assessment (Eds.) Cambridge University Press. 2011. 612 p.

## REFERENCES

1. Averkieva I.Yu. Analysis of transformation of forest ecosystems in Moscow region affected by technogenic nitrogen compounds based on degree rates. *Vestn. Bryansk. Gos. Univ.*, 2012, vol. 2, no. 4, pp. 96–101. (In Russ.).
2. Blagodatskiy S.A. Microbial biomass and modeling of nitrogen fixation in soil, *Doctoral (Biol.) Dissertation.* Moscow: Inst. Fiz.-Khim. Biol. Probl. Pochvoved., Ross. Akad. Nauk, 2012. 321 p.
3. Vasilenko V.N., Nazarov I.M., Friedman Sh.D. et al. *Atmosfernye nagruzki zagryaznyayushchikh veshchestv na territorii SSSR* (Atmospheric Loads of Pollutants in Soviet Union). Moscow: Gidrometeoizdat, 1991, 188 p.
4. Glazovskiy N.F. Complex analysis of geochemical flows in biosphere, in *Biogeokhimicheskie tsikly v biosfere* (Biogeochemical Cycles in Biosphere). Moscow: Nauka Publ., 1976, pp. 142–153. (In Russ.).
5. Koptsk G.N. Tolerance of forest soils to the air pollution. *Lesovedenie*, 2004, no. 4, pp. 61–71. (In Russ.).
6. Kudeyarov V.N. Nitrogen cycle and nitrous oxide production. *Eurasian Soil Sci.*, 1999, vol. 32, no. 8, pp. 892–901. (In Russ.).
7. Kudeyarov V.N. Calorimetric determination of ammonium nitrogen in soils and plants by phenolic method. *Agrokhimiya*, 1965, no. 1, pp. 146–150. (In Russ.).
8. Kudeyarov V.N. Calorimetric determination of ammonium nitrogen in soils by its reduction until ammonium. *Agrokhimiya*, 1969, no. 1, pp. 102–106. (In Russ.).
9. Lukina N.V. and Nikonorov V.V. *Sostoyanie elovykh biotsenozov severa v usloviyah tekhnogenного загрязнения* (Status of Northern Fir Biocenoses Affected by Technogenic Pollution). Apatity: Karel. Nauch. Tsentr, Ross. Akad. Nauk, 1993. 132 p.
10. Lukina N.V., Polyanskaya L.M., and Orlova M.A. *Pitatel'nyi rezhim pochv severotaezhnykh lesov* (Nutrition Balance in Soils of North Taiga Forests). Moscow: Nauka Publ., 2008. 342 p.
11. Nikishin V.I., Demidova L.K., Zaborin A.V. et al. Nitrogen balance in agroecosystems and efficiency of prolonged fertilizing. *Agrokhimiya*, 1994, no. 124, pp. 73–82. (In Russ.).
12. *Obzor tendentsii i dinamiki zagryazneniya prirodnoi sredy Rossiiskoi Federatsii po dannym mnogoletnego monitoringa Rosgidrometa* (Review of Trends and Dynamics of Environmental Pollution in Russian Federation Using Long-Term Monitoring Data), 2009, p. 21. <http://www.meteorf.ru/>
13. Orlov D.S. *Khimiya pochv* (Chemistry of Soils). Moscow: Mosk. Gos. Univ., 1992, pp. 301–311.
14. *Printsipy i metody opredeleniya norm nagruzok na landshafty* (Principles and Methods of Determination

- of the Loads on Landscapes). Moscow: Inst. Geol., Akad. Nauk SSSR, 1987. 32 p.
15. Ryaboshapko A.G., Bryukhanov P.A., and Bruskin I.M. Atmospheric transport and wet depositions of acidifying substances in northwestern Russia. *Russ. Meteorol. Hydrol.*, 2010, vol. 35, no. 6, pp. 394–400.
  16. Semenov V.M. Modern problems and prospects of nitrogen agrochemistry. *Probl. Agrokhim. Ekol.*, 2008, no. 1, pp. 55–63. (In Russ.).
  17. Smirnov V.E., Khanina L.G., and Bobrovskii M.V. Description of the system of ecological-coenotic groups of the plant species in forest zone of European Russia using ecological scales, geobotanical descriptions, and statistical analysis. *Byull. Mosk. O-va. Ispyt. Prir., Otd. Biol.*, 2006, vol. 111, no. 2, pp. 36–47. (In Russ.).
  18. Umarov M.M. *Mikrobiologicheskaya transformatsiya azota v pochve* (Microbiological Transformation of Nitrogen in Soil). Moscow: GEOS Publ., 2007. 138 p.
  19. Fedorets N.G. and Bakhmet O.N. *Ekologicheskie osobennosti transformatsii soedinenii ugleroda i azota v lesnykh pochvakh* (Ecological Specific Transformation of Carbon and Nitrogen-Containing Compounds in Soils). Petrozavodsk: Karel. Nauch. Tsentr, Ross. Akad. Nauk, 2003. 240 p.
  20. Aber J.D. Nitrogen cycling and saturation in temperature forest ecosystems. *Trends Ecol. Evol.*, 1992, vol. 7, no. 7, pp. 220–224.
  21. Bobbink R., Ashmore M., Braun S. et al. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update, in *Empirical Critical Loads for Nitrogen. Environmental Documentation No. 164: Air, Achermann D. and Bobbink R., Eds. Bern: Swiss Agency Environ., For. Landscape, 2003, pp. 43–170.*
  22. Bobbink R., Hornung M., and Roelofs J.G. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *J. Ecol.*, 1998, vol. 86, no. 5, pp. 717–738.
  23. De Vries W., Rros H., Reinds G.J. et al. Developments in deriving critical limits and modeling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe, in *Alterra Rapport 1382*. Wageningen, Netherlands: Alterra WUR, 2007. 206 p.
  24. Lequy E., Conil S., and Turpauly M.P. Complementary methods to distinguish organic and mineral matter in atmospheric particulate deposition and their respective nutrient inputs to temperate forest ecosystems. *Aeolian Res.*, 2014, no. 12, pp. 101–109.
  25. Nave L.E., Vance E.D., Swanston C.W. et al. Impacts of elevated N inputs on north temperate forest soil C storage, C/N, and net N-mineralization. *Geoderma*, 2009, vol. 153, pp. 231–240.
  26. Nordin A., Nasholm T., and Ericson L. Effects of simulated N deposition on understory vegetation of a boreal coniferous forest. *Funct. Ecol.*, 1998, no. 12, pp. 691–699.
  27. Stevens C.J., Dise N.B., Mountford J.O. et al. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*, 2011. 303, pp. 1876–1879.
  28. *Atmospheric Ammonia: Detecting Emission Changes and Environmental Impacts*, Sutton M., Reis S., and Baker S.M., Eds. New York: Springer-Verlag, 2009.
  29. Sutton M.A., Howard C., Erisman J.W. et al. *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press, 2011. 612 p.

## The Impact of Anthropogenic Emission of Nitrogen on the Functioning of Forests in the European Part of Russia

I.Yu. Averkieva and K.V. Ivashchenko

*Institute of Physical-Chemical and Biological Problems of Soil Science, Russian Academy of Sciences, Pushchino, Russia; averkieva@rambler.ru*

In recent decades the problem of air pollution with nitrogen compounds is in the spotlight. Due to the fact that nitrogen is actively involved in the natural cycle of substances, even a relatively small input of nitrogen can lead to ecological disturbances of different kind. The estimation of changes that will occur in natural ecosystems while maintaining the current level of anthropogenic emissions of nitrogen is presented on the case of forests in the European part of Russia. The study revealed that the most resistant to the effects of nitrogen emission are mixed-deciduous and coniferous-deciduous forests with a predominance of the meadow-forest edge species, and the most vulnerable are pine forests with a predominance of oligotrophic and mesotrophic species of vegetation.

**Keywords:** nitrogen emissions, forests of European part of Russia, biological turnover, the ground cover, pollution, nitrates.