

## МЕТОДИКА НАУЧНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

УДК 504.054

В. Н. БАШКИН

### БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ РАСЧЕТА КРИТИЧЕСКИХ НАГРУЗОК КИСЛОТНОСТИ НА ЭКОСИСТЕМЫ ЕВРАЗИИ

*Для оценки воздействия трансграничного загрязнения воздуха на территории Северной Евразии предложен способ расчета критических нагрузок. Он базируется на анализе биогеохимической структуры природных экосистем с использованием специально разработанных и адаптированных методик расчетов величин критических нагрузок отдельных загрязняющих веществ. Расчеты и последующее картографирование величин критических нагрузок загрязнителей и их превышений выполняются с применением компьютерной модели, в которую могут быть включены результаты натурных мониторинговых исследований, литературные данные и информация, полученная на основе экспертных оценок, а также электронных баз данных.*

*For assessing the impact of transboundary air pollution over the territory of northern Eurasia, a technique is suggested for calculating critical loads. It is based on analyzing the biogeochemical structure of natural ecosystems with the use of specifically developed and adapted techniques for calculating the values of critical loads of separate pollutants. Calculations and subsequent mapping of the values of critical loads of pollutants and their exceeding values are performed using a computer model which can incorporate results from monitoring field investigations, published data, and information obtained on the basis of expert assessments, as well as from electronic databases.*

При обсуждении экологических последствий возрастающих атмотехногенных выпадений окислов азота и серы на наземные и пресноводные экосистемы эти элементы должны рассматриваться одновременно, вследствие многих сопоставимых характерных особенностей их биогеохимических циклов [1–6]. Как установлено более 25 лет назад, оценку негативного воздействия обоих элементов следует проводить и на национальном, и на международном уровне. Это связано с длительным периодом существования как соединений серы, так и многих соединений азота в воздухе, с их переносом воздушными массами на большие расстояния. Осознание этой проблемы на международном уровне в середине 1970-х гг. привело к росту исследований по оценке воздействия атмотехногенных загрязняющих веществ (ЗВ) на различные наземные и пресноводные экосистемы. Их результаты использованы при подписании в 1979 г. Конвенции по загрязнению воздуха на большие расстояния (КЗВБР) в Женеве 32 европейскими странами, США и Канадой.

Однако в первоначальном варианте согласованное сокращение эмиссии ЗВ не было основано на строгих научных оценках чувствительности различных экосистем разных стран к выбрасываемым загрязняющим соединениям. Не учитывались также параметры чувствительности экосистем к вредному воздействию выпадений серы и азота. С 1988 г. появилась новая концепция критических нагрузок (КН) с целью оптимизации экономической стоимости сокращения выбросов и экологического эффекта.

Разработана также концепция КН с использованием биогеохимических принципов, основанная на определении уровней выпадений атмотехногенных ЗВ, при которых возникают необратимые изменения в структуре и функциях экосистем [6]. Величины КН можно охарактеризовать как максимальное поступление загрязнителей (сера, азот, тяжелые металлы, стойкие органические соединения и др.), не сопровождающееся необратимыми изменениями в биогеохимической структуре, биораз-

нообразии и продуктивности экосистем в течение длительного времени, т. е. 50–100 лет. При этом наиболее важны региональные оценки КН для оптимизации стратегии сокращения эмиссий ЗВ, включая соединения серы и азота, и их трансграничного транспорта с воздушными массами [1, 4, 7, 8].

Количественная оценка таких нагрузок для экосистем Восточной Европы была инициирована Международным Субцентром по картографированию, основанным в 1997 г. по решению исполнительного органа КЗВБР. В задачу Субцентра входило оказание методической помощи странам Восточной Европы (Украина, Белоруссия, Молдавия) в определении КН для национальных территорий с учетом международного опыта.

Расчет и картографирование критических нагрузок дополнительно к мониторингу атмосферных выпадений серы и азота можно также использовать для идентификации регионов, где современные выпадения превышают КН. Эта информация с помощью моделей атмосферного переноса позволяет определить, где и в какой степени необходимо сокращение выбросов ЗВ, чтобы снизить региональную критическую нагрузку [9].

Таким образом, критическая нагрузка представляет собой индикатор чувствительности экосистем, определяющий максимально допустимое поступление поллютантов, при котором риск ущерба, нанесенного экосистеме, будет резко уменьшен. Соотношение основных катионов (Ca, Mg, K, Na) с алюминием, а также концентрация свободного иона  $Al^{3+}$  используются как индикаторы равновесных геохимических и биогеохимических процессов. На основании многочисленных экспериментальных данных принято, что критическое соотношение основных катионов с алюминием должно быть выше 1:1, а концентрация  $Al^{3+}$  — меньше или равна  $0,0002 \text{ экв} \cdot \text{л}^{-1}$  [10]. Используя эти величины, можно рассчитать КН кислотности для каждой экосистемы на территории того или иного региона.

Критические нагрузки рассчитываются для всех возможных комбинаций почв и растительных видов для наземных экосистем или водной биоты (включая рыб) и природных типов вод для водных экосистем. С учетом широкого разнообразия экосистем рассматриваемой территории величины критических нагрузок кислотности, серы и азота сравниваются с поступлением этих соединений с атмосферными осадками и выявляются экосистемы, где КН превышены. Сопоставляя величины таких превышений для различных регионов, можно определить необходимый уровень сокращения эмиссии соединений этих элементов.

Это сокращение должно осуществляться как на локальном, так и на региональном уровне, поскольку соединения серы и азота в атмосфере могут переноситься на значительные расстояния. Подобный перенос часто осуществляется в трансграничном или даже трансконтинентальном масштабе, что требует международного подхода к снижению эмиссии таких соединений в атмосферу. Расчет снижения выбросов серы и азота производится с использованием эколого-экономических оптимизационных моделей, позволяющих оценить изменение уровней превышений критических нагрузок в течение длительного периода времени (см. таблицу).

В основе концепции критических нагрузок лежит предположение о некоторой величине — пороге поступления загрязнителя, превышение которого приведет к необратимым изменениям в структуре функционирования экосистемы. Ниже этого порога существенного вредного воздействия не происходит. Если обеспечить поступление загрязнителя ниже предельных норм, то можно создать условия для нормального развития природных экосистем. Если же привнос поллютанта превысит безопасный уровень, необходима оценка этого превышения с целью снижения вредного воздействия, что обеспечило бы сохранность экосистем. Следует отметить, что понятие «критическая нагрузка» само по себе не определяет природу отклика на подобное воздействие, а только идентифицирует допустимый порог поступления поллютанта. Как известно, сера и азот — из основных поллютантов, и увеличение антропогенных выбросов их соединений приводит ко многим экологическим проблемам. Все это заставило заинтересованные страны разработать стратегии по сокращению выбросов соединений этих элементов в атмосферу, и рассчитанные для них величины критических нагрузок широко используются при обсуждении мер, необходимых для сокращения их выбросов и трансграничного переноса.

Количественная оценка и картографирование величин критических нагрузок позволяют определить экосистемы, наиболее чувствительные к поступлению загрязняющих веществ. Сравнение карт критических нагрузок с реальными величинами поступления поллютантов в экосистемы позволяет оценить уровень их воздействия по отно-

**Изменение количества (% от общего числа) экосистем в Европе с превышением критических нагрузок по сере в течение 1980–2010 гг.**

| Ī ðāāū øāīēā,<br>yēā/āā/āīā | 1980 ā. | 1990 ā. | 2000 ā. | 2005 ā. | 2010 ā. |
|-----------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| 0                           | 54,0    | 69,0    | 81,6    | 85,7    | 90,0    |
| 0–200                       | 12,5    | 11,4    | 9,1     | 7,6     | 6,2     |
| 200–500                     | 14,0    | 9,0     | 4,5     | 3,8     | 2,4     |
| 500–1000                    | 8,0     | 4,5     | 2,8     | 2,0     | 0,8     |
| 1000–2000                   | 6,7     | 4,1     | 1,6     | 0,7     | 0,5     |
| >2000                       | 4,7     | 2,2     | 0,5     | 0,2     | 0,0     |

шению к оптимально допустимому. Таким образом можно выявить регионы, где необходимо сократить выбросы вредных веществ, с учетом того, что источник загрязнения может находиться на значительном расстоянии от места, где уровень выпадения превышает предельно допустимый. Концепция КН успешно используется в различных интегрированных моделях сокращения эмиссии загрязняющих веществ.

Для расчета критических нагрузок азота и серы в Европе применяется картографическая модель ЕМЕР [9], с помощью которой оцениваются общие выпадения их соединений для сети ЕМЕР ( $50 \times 50 \text{ км}^2$ ), покрывающей всю Европу. Для каждой ее клетки рассчитывается одно значение критической нагрузки, соответствующей условиям 95 %-ной защищенности экосистем. Термин «95 %-ная защищенность» означает, что от вредного воздействия защищены экосистемы, занимающие суммарно не менее 95 % площади клетки. В целом показатель критической нагрузки в рамках Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха составляется из величин, детально рассчитанных каждой страной для своей территории. На конечном этапе все показатели КН картографируются Европейским координационным центром по воздействиям (ССЕ).

Для расчета критических нагрузок азота, серы и кислотности в качестве базового ССЕ рекомендован следующий алгоритм, успешно применяемый во многих европейских странах [9]. В его основе — уравнение баланса ионов в почвенном растворе:

$$H_{le} + Al_{le} + BC_{le} + NH_{4,le} = SO_{4,le} + NO_{3,le} + Cl_{le} + HCO_{3,le} + RCOO_{le}, \quad (1)$$

где индекс  $le$  обозначает вымывание;  $BC$  — сумма основных катионов ( $BC = Ca + Mg + K + Na$ );  $RCOO$  — сумма органических анионов;  $Al$  — ионы алюминия,  $H$  — водорода,  $NH_4$  — аммония; анионы:  $NO_3$  — нитрат-,  $SO_4$  — сульфат-,  $Cl$  — хлор-,  $HCO_3$  — карбонат-.

Концентрации  $OH^-$  и  $CO_3^{2-}$  принимаются равными 0, что справедливо даже для карбонатных почв. Все величины даны в экв/га/год. Щелочность определяется уравнением

$$Alk_{le} = HCO_{3,le} + RCOO_{le} - H_{le} - Al_{le}. \quad (2)$$

В сочетании с (1) получаем

$$BC_{le} + NH_{4,le} - SO_{4,le} - NO_{3,le} - Cl_{le} = Alk_{le}. \quad (3)$$

Помимо уравнения (2) уравнение (3) дает другое определение щелочности в виде суммы основных катионов минус сильные кислотные анионы.

Поскольку хлориды — одни из наиболее подвижных анионов, в почвенном слое они не накапливаются, и все выпавшие хлориды вымываются, т. е. имеет место следующее равенство:

$$Cl_{le} = Cl_{dep}, \quad (4)$$

где  $Cl_{dep}$  — выпадение соединений хлора.

В условиях нестационарного равновесия вымывание основных катионов должно уравновешиваться их общим поступлением, поэтому справедливо следующее равенство:

$$BC_{le} = BC_{dep} + BC_w - BC_u, \quad (5)$$

где  $BC_{dep}$  — выпадение,  $BC_w$  — выветривание, а  $BC_u$  — поглощение основных катионов растительной биомассой.

Размеры вымывания сульфатов и нитратов связаны уравнениями масс-баланса с величиной их выпадений. После некоторых упрощений эти уравнения примут следующий вид (при условии, что сера выпадает в виде сульфатов, а азот в виде окисленных и восстановленных соединений):

$$\text{для серы} \quad S_{le} = SO_{4,le} = S_{dep}, \quad (6)$$

$$\text{для азота} \quad N_{le} = NO_{3,le} = N_{dep} - N_i - N_u - N_{de}, \quad (7)$$

где  $S_{dep}$  — выпадения соединений серы, а  $N_{dep}$  — соединений азота;  $N_i$  — иммобилизация азота в корневой зоне растений;  $N_{de}$  — денитрификация, а  $N_u$  — поглощение азота растительной биомассой.

В некоторых сильноокислых почвах часть поступающих в экосистему сульфатов может закрепляться за счет процессов лигандного обмена и образования внутрисферных комплексов на поверхности частиц гидрооксидов железа и алюминия. В целом для данного класса нестационарных моделей можно предположить возможность псевдоравновесности процессов поступления и вымывания сульфатов из почв в течение длительного периода (50–100 лет). Подставляя уравнения (4)–(7) в уравнение (3), получим следующее упрощенное балансовое уравнение между источниками и запасами серы и азота в почве, применимое для любых выпадений азота и серы:

$$S_{dep} + N_{dep} = BC_{dep} - Cl_{dep} + BC_w - BC_u + N_i + N_u + N_{de} - Alk_{le}. \quad (8)$$

Определив величину критического содержания щелочности в почвенном растворе ( $Alk_{le(crit)}$ ), характеризующую предел, ниже которого существенных изменений в функционировании экосистем не происходит, можно установить максимальное выпадение соединений серы и азота, т. е. величину критической нагрузки по сере и азоту:

$$CL(S + N) = CL(S) + CL(N) = BC_{dep} - Cl_{dep} + BC_w - BC_u + N_i + N_u + N_{de} - Alk_{le(crit)}. \quad (9)$$

Сопоставляя выпадения серы и азота с величиной  $CL(S + N)$ , следует помнить, что эти элементы как подкислители действуют независимо друг от друга и процессы трансформации азота не влияют на величину критической нагрузки по сере. При этом максимальная нагрузка по сере определяется из уравнения

$$CLmax(S) = BC_{dep} - Cl_{dep} + BC_w - BC_u - Alk_{le(crit)}. \quad (10)$$

Кроме того, определив величину  $CLmin(N)$  как

$$N_{dep} \leq N_i + N_u + N_{de} =: CLmin(N), \quad (11)$$

можно считать, что весь выпавший азот потребляется почвой.

Максимально допустимое выпадение азота (при почти гипотетическом условии, что выпадения серы равны 0) определяется следующим уравнением:

$$CLmax(N) = CL(S + N) = CLmax(S) + CLmin(N). \quad (12)$$

Показана взаимосвязь между выпадениями серы и азота и величинами их критических нагрузок (рис. 1).

При определении критических нагрузок по азоту кроме подкисляющего эффекта следует учитывать и его влияние на питательный режим экосистем. Для оценки КН по питательному азоту, после некоторых упрощений, получим уравнение

$$CLnutr(N) = N_u + N_i + N_{le(crit)} + N_{de}. \quad (13)$$

Рассмотрим два возможных случая при сравнении величин критических нагрузок азота по подкисляющему и питательному воздействию (см. рис. 1). При  $CLnutr(N) \geq CLmax(N)$  величиной  $CLnutr(N)$  можно пренебречь, так как максимально допустимое выпадение азота будет ограничено величиной  $CLmax(N)$ . При  $CLnutr(N) < CLmax(N)$  величина  $CLnutr(N)$  ограничивает максимально допустимое выпадение азота, а допустимое выпадение серы в этом случае определяет величина  $CLmin(S)$ :

$$CLmin(S) = CLmax(S) - N_{le(crit)}. \quad (14)$$

Чтобы рассчитать величины критических нагрузок по уравнениям (10)–(13), необходимо оценить параметры, входящие в эти уравнения. Ниже представлены способы их расчета.

**Критическая величина щелочности.** Щелочность определяется по уравнению (2). Для большинства лесных почв количеством вымываемых  $HCO_{3,le}$  и  $RCOO_{le}$  можно пренебречь, поскольку по-

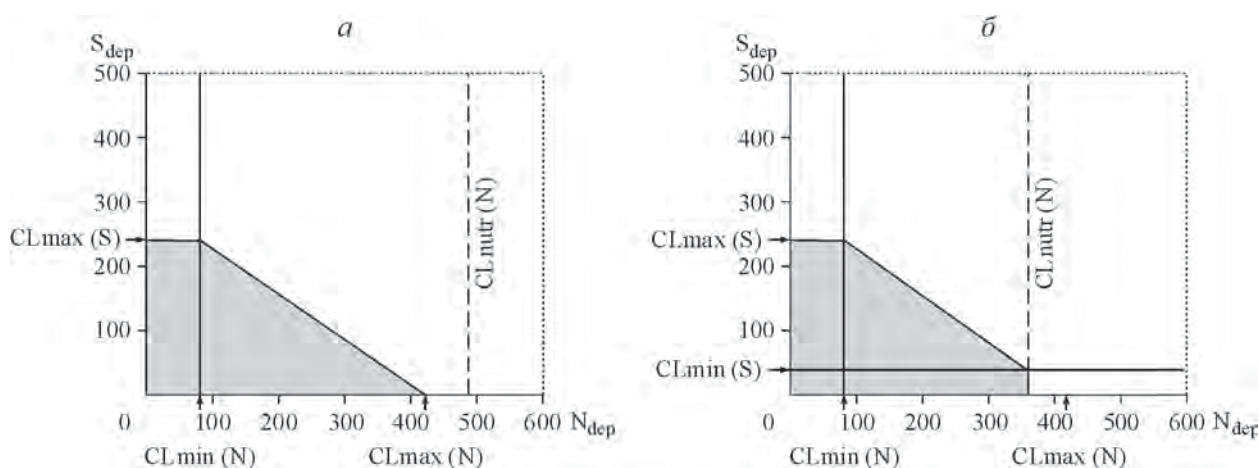


Рис. 1. Взаимосвязь между величинами критических нагрузок по подкисляющему ( $CLmax$ ) и питательному ( $CLnutr$ ) азоту.

$a$  —  $CLnutr(N) \geq CLmax(N)$ ;  $b$  —  $CLnutr(N) < CLmax(N)$ . Серым тоном выделена область, где выпадения не превышают критической нагрузки.

ступление протонов с атмосферными выпадениями растворов серной и азотной кислот даже в подзолистые почвы будет значительно большим и при биогеохимических трансформациях соединений серы и азота в почве. В этом случае критическая щелочность почвенного раствора рассчитывается по следующему уравнению:

$$\text{Alk}_{\text{le(crit)}} = -\text{Al}_{\text{le(crit)}} - \text{H}_{\text{le(crit)}} = -Q([\text{Al}]_{\text{crit}} + [\text{H}]_{\text{crit}}), \quad (15)$$

где  $Q$  — сток избыточного поступления осадков ( $\text{м}^3/\text{га}$  в год), т. е. влага, удаляемая из корневой зоны растений; квадратные скобки означают концентрацию вещества в экв· $\text{м}^3$ .

Сток осадков рассчитывается как их количество минус сумма эвапотранспирации лесным пологом, почвенная эвапотранспирация и испарение в корневой зоне растений. Отношение между  $[\text{H}]$  и  $[\text{Al}]$  описывается уравнением химического равновесия гиббсита:

$$[\text{Al}] = K_{\text{gibb}}[\text{H}]^3$$

или

$$[\text{H}] = ([\text{Al}]/K_{\text{gibb}})^{1/3}, \quad (16)$$

где  $K_{\text{gibb}}$  — гиббситовый коэффициент, величина которого зависит от типа почвы. Чаще всего используется  $K_{\text{gibb}} = 300$ .

Представленная зависимость относится только к аквакомплексу  $\text{Al}^{3+}$ , доля которого в почвенном растворе относительно мала, но именно он определяет вредное воздействие алюминия, и концентрацию этого иона в данном алгоритме предлагается считать критической.

Чтобы установить критическую величину щелочности в почвенном растворе, необходимо определить критическую концентрацию алюминия  $[\text{Al}]$  или критическое рН почвы, а затем вести расчеты по уравнению (16).

При этом следует учитывать, что рассматриваемая зависимость относится не к концентрации  $\text{Al}$ , а только к активности частицы — аквакомплекса  $\text{Al}^{3+}$ , который, хотя и составляет лишь небольшую часть общей концентрации алюминия в почвенном растворе, определяет токсическое воздействие на развитие корневых волосков растений.

**Процессы трансформации азота.** Поглощение азота ( $N_u$ ) зависит от количества выпадающих основных катионов. Поглощение азота рассчитывается по уравнению

$$N_u = \min \left\{ \frac{\text{Ca}_u}{X_{\text{Ca:N}}}, \frac{\text{Mg}_u}{X_{\text{Mg:N}}}, \frac{K_u}{X_{\text{K:N}}}, \frac{P_u}{X_{\text{P:N}}} \right\}, \quad (17)$$

где  $\text{Ca}_u$ ,  $\text{Mg}_u$ ,  $K_u$ ,  $P_u$  — поглощение катионов кальция, магния, калия и фосфора растительной биомассой;  $X_{\text{X:N}}$  — соотношение питательных катионов и азота в растительной биомассе.

Если не известны отдельные компоненты уравнения (17), то величина  $N_u$  рассчитывается как

$$N_u = \frac{\text{BC}_u}{X_{\text{BC:N}}}, \quad (18)$$

где  $\text{BC}_u$  — поглощение основных катионов растительной биомассой;  $X_{\text{BC:N}}$  — соотношение основных катионов и азота в растительной биомассе.

**Иммобилизация азота** принимается примерно равной от 2 до  $>5$  кг N/га/год (142–357 экв/га/год) и зависит от соотношения углерода и азота в почвенном органическом веществе — C:N. Хотя при современном состоянии окружающей среды вследствие подкисления почв, кислых дождей и увеличения биомассы из-за питательного воздействия выпадений азота иммобилизация азота может быть значительно выше.

**Денитрификация** ( $N_{\text{de}}$ ) в самом простом случае линейно зависит от общего поступления азота согласно следующему условию:

$$N_{\text{de}} = \begin{cases} f_{\text{de}}(N_{\text{dep}} - N_i - N_u), & \text{если } N_{\text{dep}} > N_i + N_u \\ 0 & \text{в других случаях.} \end{cases} \quad (19)$$

Величина  $f_{\text{de}}$  связана с типом почвы и принимается равной 0,1 для почв легкого гранулометрического состава без процессов оглеения, 0,5 — для песчаных оглеенных почв, 0,7 — для почв тяжелого гранулометрического состава, 0,8 — для торфяных.

**Критическое вымывание азота.** Чтобы рассчитать величину критической нагрузки по питательному азоту (13), необходимо определить величину его критического вымывания. Относительно небольшие концентрации азота в почвенном растворе могут вызвать нарушение питательного статуса экосистемы, а при значительном его количестве состав растительности может резко измениться, поскольку толерантные виды растительности по отношению к азоту находятся в более благоприятных для роста условиях, чем менее толерантные.

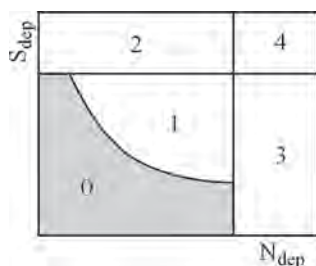


Рис. 2. Схема «индифферентной кривой превышений» при 95 %-ной степени защиты экосистем.

0 — превышений нет; 1 — сокращения серы и азота взаимозаменяют друг друга, т. е. достаточно сократить выбросы только одного ЗВ (или серы, или азота); сокращение выпадений: 2 — серы, 3 — азота, 4 — серы и азота.

Критическое вымывание азота можно рассчитать по уравнению

$$N_{le(crit)} = Q \cdot [N]_{crit}, \quad (20)$$

где  $[N]_{crit}$  — критическая концентрация азота в почвенном растворе;  $Q$  — сток избыточного поступления осадков.

Критические нагрузки, определяемые по уравнениям (10)–(13), не характеризуют степень изменений в функционировании экосистемы, а только определяют допустимую величину воздействия, поэтому более важным представляется понятие превышения критической нагрузки. Чтобы получить этот показатель, необходимо величину критической нагрузки сравнить с реальной величиной выпадения загрязнителя:

$$Ex(S + N) = S_{dep} + N_{dep} - CL(S + N). \quad (21)$$

Представлена функция, связывающая выпадение серы и азота с величинами критических нагрузок по этим элементам (рис. 2). На графике положение точки ( $N_{dep}$ ,  $S_{dep}$ ) относительно этой функции определяет пять классов превышений: 0 — превышений нет; 1 — сокращения серы и азота взаимозаменяют друг друга, т. е. достаточно сократить выбросы только одного загрязнителя (серы или азота); 2 — необходимо сократить выпадения серы; 3 — необходимо сократить выпадения азота; 4 — необходимо сократить выпадения и серы, и азота.

Уравнения (10)–(13), используемые для расчета критических нагрузок, включают количественную оценку максимально возможного числа параметров, характеризующих круговорот загрязнителей в экосистемах. Этот метод рекомендован Европейским координационным центром по воздействиям как базовый для расчета критических нагрузок и успешно применяется во многих европейских и азиатских странах [3, 7]. Однако, как уже отмечалось, непосредственное его использование возможно только для территорий, где можно прямо измерить с необходимой точностью и соответствующим пространственным разрешением все параметры, входящие в уравнения (10)–(13), например — для европейских стран, имеющих относительно небольшие площади, хорошо развитую сеть мониторинговых станций и осуществляющих оценку загрязнения окружающей среды путем отбора проб с необходимой точностью и разрешением.

Однако при отсутствии регулярной сети станций по экологическому мониторингу необходимы методы определения входных параметров уравнений (10)–(13) через косвенные показатели. Один из таких методов [4] позволяет выявить критические нагрузки через внутренние характеристики экосистем и их производные показатели, такие как тип и гранулометрический состав почвы, тип растительности, среднегодовая температура и т. д. За основу в этом методе берется базовый алгоритм, описанный выше.

Для определения максимальной критической нагрузки по сере вместо уравнения (10) используется следующее:

$$CL_{max}(S) = C_t \times (BC_w - ANC_l) + (BC_{dep} - BC_u), \quad (10a)$$

где  $C_t$  — гидротермический коэффициент, характеризующий период года с температурой выше  $5^\circ\text{C}$  и равный отношению суммы температур выше  $5^\circ\text{C}$  к общей годовой сумме температур.

Поскольку это уравнение, как и аналогичные другие для расчета величин критических нагрузок, представляет собой определение нединамического равновесия в почве, все его слагаемые должны рассчитываться для каждой рассматриваемой почвы и экосистемы.

Величина  $CL_{min}(N)$  определяется следующим образом:

$$CL_{min}(N) = (N_i^* + N_u^*) \times 71,4, \quad (11a)$$

где индекс \* означает принадлежность отмеченных показателей к допустимым (критическим) величинам выпадений атмотехногенного азота на экосистему.

Нагрузка по питательному азоту определяется из уравнения

$$CL_{nutr}(N) = CL_{min}(N) + N_l + N_{de}^*. \quad (13a)$$

Для количественной оценки показателей уравнений (10a), (11a), (13a) используются следующие методы.

Поглощение основных катионов определяется по уравнению

$$BC_u = N_u^* \times N/BC, \quad (22)$$

где  $N/BC$  — эмпирическая величина, обусловленная типом почвы, определяющая соотношение азота и основных катионов в растительной биомассе.

Выветривание основных катионов рассчитывается из уравнения

$$BC_w = W_r \times D, \quad (23)$$

где коэффициент  $W_r$  — способность почвы к выветриванию, определяется для каждой почвы, а  $D$  — толщина почвенного слоя.

Поглощение азота почвы растительной биомассой определяется следующим уравнением:

$$N_u = (AMC - N_i - N_{de}) \times C_t, \quad (24)$$

где  $AMC$  — азотоминерализующая способность почвы [1];  $N_i$  — иммобилизация азота почвы;  $N_{de}$  — его денитрификация.

Поглощение азота атмосферных выпадений рассчитывается на основе уравнения

$$N_u^* = N_{upt} - N_u, \quad (25)$$

где  $N_{upt}$  — ежегодное поглощение азота растительностью, определяемое исходя из условия:

$$N_{upt} = K_1 \times \begin{cases} N_{upt} \times \left(1 - \frac{1}{C_b}\right), & \text{если } C_b < 1 \\ N_{upt} \times \frac{1}{C_b}, & \text{если } C_b \geq 1, \end{cases} \quad (26)$$

где  $C_b$  — коэффициент биогеохимического круговорота, а  $K_1$  зависит от типа экосистемы.

Иммобилизация азота почвы определяется уравнением

$$N_i = K_2 \times AMC/C_b. \quad (27)$$

Коэффициент  $K_2$  находится при условии

$$K_2 = \begin{cases} 0,15, & \text{если } C:N < 10 \\ 0,25, & \text{если } 10 \leq C:N < 14 \\ 0,30, & \text{если } 14 \leq C:N < 20 \\ 0,35, & \text{если } C:N \geq 20, \end{cases} \quad (28)$$

где  $C:N$  — отношение концентрации углерода к концентрации азота в почве.

Иммобилизация азота атмосферных выпадений определяется по уравнению

$$N_i^* = K_2 \times N_{td} \times C_t/C_b, \quad (29)$$

где  $N_{td}$  — общий азот атмосферных выпадений (измеряется непосредственно), а коэффициент  $K_2$  определяется из условия (28).

Денитрификация азота почвы определяется следующим уравнением:

$$N_{de} = K_3 \times AMC + K_4, \quad (30)$$

где коэффициент  $K_3$  принимается равным 0,145 [1], а коэффициент  $K_4$  рассчитывается согласно условию

$$K_4 = \begin{cases} 0,605, & \text{если } 10 \leq AMC \leq 60 \\ 0,9, & \text{если } AMC < 10 \\ 6,477, & \text{если } AMC > 60. \end{cases} \quad (31)$$

Денитрификация азота атмосферных выпадений находится по уравнению

$$N_{de}^* = N_{td} \times C_t \times N_{de}/AMC. \quad (32)$$

Следовательно, при расчете критических нагрузок максимально учитываются природные физико-географические и биогеохимические характеристики экосистем, находящихся под воздействием антропогенных выпадений. Необходимый набор параметров, входящих в алгоритм расчета, и использованный нами для получения критических нагрузок азота, серы и кислотности, представлен ниже.

Оценка критических нагрузок по кислотности должна начинаться с расчета баланса положительных и отрицательных зарядов в почвенном растворе и построения так называемой индифферентной кривой превышений (см. рис. 1). Следует найти параметры: критические нагрузки для серы ( $CL_{maxS}$ );

критические нагрузки для оценки минимально допустимого поступления азота (CLminN); критические нагрузки для оценки его максимально допустимого поступления (CLmaxN); критические нагрузки питательного азота (CLnutrN) [4]. На ось, показывающую выпадения азота, наносятся его КН, а на ось выпадения серы — ее КН.

Поскольку подкисление почв связано в основном с формированием протона в цепи биогеохимических реакций обоих элементов, а размерности выражаются в эквивалентах, данная кривая будет отделять зону устойчивости экосистем к выпадению кислых дождей (ниже кривой — меньше критических нагрузок) от зоны чувствительности (выше кривой — больше критических нагрузок). Приводим соответствующие входные параметры и модели:

$Q_{\text{run}}$  — поверхностный сток ( $\text{м}^3/\text{га}/\text{год}$ );

$N_{\text{td}}$  — суммарные N выпадения, влажные и сухие ( $\text{NO}_x + \text{NH}_x$ );

$S_{\text{td}}$  — суммарные S выпадения, влажные и сухие;

$\text{BC}_d$  — выпадения основных катионов;

$C_t$  — коэффициент активных температур (отношение суммы температур  $>5^\circ\text{C}$  к общей годовой сумме);

$C_b$  — коэффициент биогеохимического круговорота как отношение массы элемента в ежегодном опаде к его массе в подстилке;

C:N — отношение в верхнем почвенном горизонте;

NMC — азотоминерализующая способность почв;

$C_N$  — максимально допустимое содержание азота в поверхностных водах;

$W_r$  — химическое выветривание почвенных минералов ( $\text{экв}/\text{га}/\text{год}/\text{м}$  почвенного профиля);

D — верхний активный слой почвы;

$K_{\text{gibb}}$  — константа Гиббса;

N:BC — отношение N и основных катионов в растительной биомассе;

$N_{\text{upt}}$  — годовое поглощение азота;

$N_i$  — иммобилизация почвенного N;

$N_i^*$  — иммобилизация N атмосферных выпадений;

$N_{\text{de}}$  — денитрификация почвенного N;

$N_{\text{de}}^*$  — денитрификация N атмосферных выпадений;

$N_u$  — поглощение почвенного N;

$N_u^*$  — поглощение N атмосферных выпадений;

$N_l$  — вымывание N атмосферных выпадений;

$\text{BC}_w$  — выветривание основных катионов в рассматриваемом почвенном слое;

$\text{BC}_u$  — поглощение основных катионов;

$\text{ANC}_1$  — величина кислотонейтрализующей способности почвенного раствора.

Минимальные критические нагрузки азота:  $\text{CLmin}(\text{N}) = (N_i^* + N_u^*)$ ;

критические нагрузки питательного азота:  $\text{CLnut}(\text{N}) = \text{CLmin}(\text{N}) + N_l + N_{\text{de}}^*$ ;

максимальные критические нагрузки азота:  $\text{CLmax}(\text{S}) = C_t \times (\text{BC}_w - \text{ANC}_1) + (\text{BC}_d - \text{BC}_u)$ ;

максимальные критические нагрузки серы:  $\text{CLmax}(\text{N}) = \text{CLmax}(\text{S}) + \text{CLmin}(\text{N})$ .

Превышение критических нагрузок серы и азота рассчитывается с использованием кривой индифферентных превышений. Концептуальная суть этого подхода связана с биогеохимическим сходством соединений серы и азота при их подкисляющем воздействии на экосистемы, которое определяется формированием протона  $\text{H}^+$  в цепи биогеохимических реакций и процессов [3] (см. рис. 2). Сокращение эмиссий серы, азота или обоих элементов связано с их поступлением в экосистемы в величинах ниже критических нагрузок. При этом 95 %-ная степень защищенности обозначает уровни выпадений, при которых обеспечивается отсутствие превышений для 95 % экосистем в пределах определенной территории, например клеток ЕМЕР  $50 \times 50$  км, как выбранного разрешения для работ в рамках КЗВБР.

Исходная информация для расчета КН включает дигитализированные геологические, почвенные, геохимические, геоботанические, гидрологические, ландшафтные и гидрохимические карты. Для каждого элементарного таксона (минимального выдела) количественно охарактеризованы основные звенья биогеохимических циклов серы, азота и основных катионов (Ca, Mg, K) с использованием данных экспериментальных и мониторинговых исследований. При континентальных расчетах рекомендуемый размер элементарных таксонов —  $2' \times 2'$  [4].

Таким образом, для оценки экологического воздействия трансграничного загрязнения воздуха на большие расстояния в Северной Евразии предложен расчет критических нагрузок загрязняющих веществ на основе анализа биогеохимической структуры природных экосистем с использованием специально разработанных и адаптированных методик. Необходимые расчеты критических нагрузок тех или иных поллютантов, их превышений с последующим их картографированием выполняются с

применением компьютерной модели, в которую могут быть включены результаты натуральных мониторинговых исследований, опубликованные данные и информация, полученная на основе экспертных оценок, а также электронные базы данных.

Для соединений серы и азота критические нагрузки рассчитываются с учетом эвтрофирующего и подкисляющего воздействия этих соединений, что особенно важно для тундровых, лесотундровых и северотаежных экосистем. Расчеты устойчивости экосистем к трансграничному переносу кислотообразующих соединений серы и азота проводятся на основе оценки величин показателей: минимальные и максимальные критические нагрузки азота; критические нагрузки питательного азота; максимальные критические нагрузки серы. Полученные результаты соотносятся с современными уровнями влажных и сухих выпадений, и рассчитываются превышения критических нагрузок.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Башкин В. Н.** Оценка экологического риска при расчетах критических нагрузок загрязняющих веществ на экосистемы // География и природ. ресурсы — 1999. — № 1.
2. **Bashkin V. N.** The critical load concept for emission abatement strategies in Europe: a review // Environmental Conservation. — 1997. — Vol. 24, № 1.
3. **Bashkin V. N.** Modern Biogeochemistry. — New York: Kluwer Academ. Publishers, 2002.
4. **Башкин В. Н., Касимов Н. С.** Биогеохимия. — М.: Научный мир, 2004.
5. **Butcher S. S., Charlson R. J., Orians G. H., and Wolfe G. V.** (Eds.). Global Biogeochemical Cycles. — London: Academ. Press, 1992.
6. **Nilsson I. and Grennfelt P.** Critical Loads for Sulfur and Nitrogen. Report from a Workshop Held at Stokholster, Sweden, March 19–24, 1988 // Miljo Rapport. — Copenhagen, 1988. — Vol. 15.
7. **Posch V., de Smet P. A. M., Hettelingh J.-P., and Downing R. J.** (Eds.). Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe. Status Report 1999. — Bilthoven, the Netherlands, 1999.
8. **Semenov M., Bashkin V., Sverdrup H.** Critical loads of acidity for forest ecosystems of North Asia // Water, Air and Soil Pollution. — 2001. — Vol. 130, № 1–4.
9. **Gregor H.-D., Werner B., Spranger T. et al.** Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/ Loads and Geographical Areas where they exceeded. — Berlin: UBA, 1996.
10. **Sverdrup H., Warfvinge P., Rosen K.** A model for the impact of soil solution Ca:Al ratio, soil moisture and temperature on tree base cation uptake // Water, Air and Soil Pollution. — 1991. — Vol. 61.