



УДК 574

Статья

Биогеохимические стандарты как мера критических нагрузок на экосистемы

Башкин В.Н. ^{1,*}

¹ Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН ФИЦ
ПНЦБИ РАН; soil@pbcras.ru

* Ответственный за переписку: vladimrbashkin@yandex.ru

Цитирование:

Башкин В.Н.
Биогеохимические
стандарты как мера
критических нагрузок на
экосистемы *Biologia et
Biotechnologia* 2025, 2, 4.
[https://doi.org/10.61847/
pbcras.bbt.2025.2.4](https://doi.org/10.61847/pbcras.bbt.2025.2.4)

Получено: 22.01.2025

Принято: 13.03.2025

Опубликовано: 30.03.2025

Авторские права: © 2025

год от авторов.

Предоставлено для
публикации в открытом
доступе на условиях
открытой лицензии.

Реферат: В рамках развиваемого биотехнологического направления – биогеохимического инжиниринга проведен расчет биогеохимических стандартов для параметризации техногенного воздействия на различные экосистемы. С целью количественной оценки этих стандартов показано применение методологии критических нагрузок. Даны методики расчета величин критических нагрузок, в частности, для кислотообразующих и эвтрофирующих соединений серы и азота, эмитируемых при работе различных отраслей промышленности, включая нефтегазовую. Дан ряд примеров расчетов биогеохимических стандартов для импактных зон магистральных газопроводов: от тундровых и лесных экосистем Ямальских маршрутов транспорта газа до проектируемого к реконструкции магистрального газопровода «Средняя Азия – Центр». Оценены также вероятности экологического риска.

Ключевые слова: биогеохимические стандарты, критические нагрузки, кислотные выпадения, эвтрофирование, экосистемы, газопроводы, экологический риск

Введение

Биогеохимические стандарты являются важнейшим элементом биогеохимических технологий в рамках развития нового научного направления – инженерной биогеохимии. Это направление развивается на стыке фундаментальных и прикладных исследований на основании изучения физико-химических механизмов, управляющих биогеохимической организованностью биосферы. Биогеохимические технологии, как природоподобные, активно применяются при рекультивации и ремедиации нарушенных и загрязненных земель, а также при оценке экологического риска [1-3].

Биогеохимическая концепция биосферы, как среды обитания биоты и круговорота элементов под действием живого вещества, предложенная В.И. Вернадским [4], была дополнена фундаментальными идеями В.А. Ковды о роли почвы как важнейшего компонента биогеохимического круговорота элементов [5]. М.А. Глазовская развивала представления о взаимодействии биосферы и техносферы. Так, техногенные соединения, поступающие в окружающую среду в результате эмиссионных выбросов в атмосферу, сбросов и стоков в природные воды, складирования и захоронения твердых отходов или другими путями, как правило, не сохраняются в неизменном виде, а трансформируясь в той или иной степени, «включаются» в уже существующие в природе потоки миграции веществ [6,7].

Устойчивость экосистем в отношении большинства поллютантов определяется интенсивностью развития в них процессов нейтрализации, долговременной иммобилизации и удаления техногенных веществ различной направленности действия. Эти нагрузки должны вписываться в рамки природных колебаний различных звеньев биогеохимического круговорота и биогеохимической устойчивости экосистем (рис. 1).

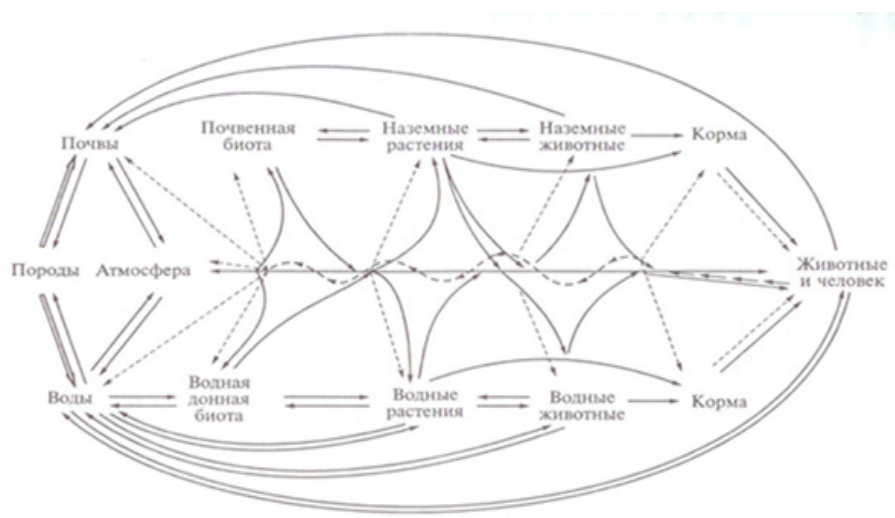


Рисунок 1. Концептуальная схема биогеохимического круговорота

Следовательно, необходимо разрабатывать методологические подходы для качественной и количественной оценки величин этих допустимых нагрузок, рассматривая их как биогеохимические стандарты допустимого воздействия различных загрязняющих веществ на различные экосистемы, слагающие окружающую среду.

Это учитывается в рамках методологии критических нагрузок, КН [8,9]. Критическая нагрузка представляет собой допустимый уровень поступления поллютанта в экосистему, не сопровождающийся нарушениями в биогеохимической структуре экосистемы в течение долговременного периода (50-100 лет).

Оценка величин КН предполагает определение порога поступления загрязняющих веществ (ЗВ) в экосистемы, после превышения которого возможны негативные последствия для живых организмов и экосистемы в целом, тогда как ниже данного уровня нарушений и неблагоприятных эффектов не наблюдается. В отличие от традиционных для России и большинства других стран «средовых» показателей, нормирующих концентрации поллютантов в отдельных средах на основании величин

предельно-допустимых нагрузок, ПДК, величина КН является *экосистемным показателем и/или, соответственно, биогеохимическим стандартом*. Основные различия между этими нормативами отражены в таблице 1.

Таблица 1. Различие методических подходов, «заложенных» в понятие ПДК и КН, как биогеохимического стандарта

Предельно-допустимые концентрации загрязняющих веществ	Величины критических нагрузок
- Нормируют содержание ЗВ в отдельных средах (почве, растительности, грунтовых и поверхностных водах) без учета химических связей между компонентами экосистем и специфики миграционных потоков поллютантов; - Разработаны преимущественно для оценки качества с-х почв, водоемов рыбохозяйственного использования, питьевых вод, как правило, на основе лабораторных исследований; - Как правило, не учитывают специфику функционального использования территорий; - Антропоцентричны – в качестве основного реципиента воздействий рассматривается человек; - Характеризуют степень антропогенных изменений в химическом составе сред, без учета интенсивности предшествующих, существующих или допустимых воздействий; - Не позволяют установить количественные зависимости между воздействием и его последствиями.	- Характеризуют максимальное поступление поллютантов в экосистемы с учетом потенциала ее устойчивости в отношении эффектов воздействия конкретных поллютантов; - Учитывают биогеохимические связи между отдельными компонентами экосистем и существующие естественные колебания параметров отдельных сред; - Позволяют оценить допустимый уровень техногенной нагрузки с учетом функционального использования территорий, в том числе, с позиций обеспечения экологической безопасности различных реципиентов (человек, наземная или водная биота, почвенная фауна и микроорганизмы); - Дают представление о соотношении существующего и допустимого воздействия, позволяют регулировать интенсивность воздействий и ориентированы на экономическую целесообразность снижения техногенных нагрузок.

Оценки величин КН ориентированы на установление количественных связей между воздействием конкретных загрязняющих веществ и возникающими в результате этих воздействий экологическими последствиями, что особенно важно с точки зрения эколого-экономического обоснования управленческих решений. Количественные показатели, характеризующие допустимый уровень техногенных воздействий тех или иных ЗВ на конкретные экосистемы, могут быть установлены на основе экспериментальных или мониторинговых исследований. Это так называемые эмпирические критические нагрузки. Но при проведении региональных исследований для территорий с высоким природным разнообразием более востребованы количественные методы оценки величин КН на основе математических расчетов с привлечением возможностей современных ГИС-технологий.

Следовательно, целью данной статьи является рассмотрение подходов к количественной оценке биогеохимических стандартов. При этом показываются приёмы их практической реализации на основе использования представлений о критических нагрузках как показателя экологически допустимых уровней воздействия атмосферных поллютантов на природные экосистемы.

Критические нагрузки как биогеохимические стандарты

Для целей анализа влияния на состояние окружающей среды и обоснования допустимых параметров эмиссии атмосферных поллютантов от различных промышленных объектов, включая предприятия нефтегазовой отрасли, наибольший практический интерес представляют научно-методические подходы, разрабатываемые в рамках признанной на международном уровне *методологии критических нагрузок*. Базовые положения методологии критических нагрузок использованы для

научного обеспечения ряда международных конвенций о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния в Европе, Северной Америке и Азии. В основе данной методологии лежит представление о дифференцированном характере ответных реакций различных экосистем на схожие техногенные воздействия.

Количественные методы расчета величин КН основаны на использовании простых химических моделей масс-баланса элементов, которые подробно будут рассмотрены ниже. При оценке критических нагрузок могут быть учтены те или иные природоохранные приоритеты, определяемые через выбор реципиентов (сохранение конкретных природных объектов) и установление соответствующих биогеохимических стандартов. Как уже упоминалось, экспонирование реципиентов происходит в результате их контакта с загрязненными средами или вовлечения поллютантов в трофические цепи. Уровень экспонирования определяется концентрацией загрязняющих веществ в пограничных средах, а превышение установленных для различных групп реципиентов пороговых концентраций поллютантов в средах способно привести к экологическим нарушениям. В качестве пороговых концентраций используются традиционные для РФ величины ПДК и ОДК, или используемые за рубежом нормативы - безэффектные концентрации (*NOEC*, *NOEL*), концентрации минимальных эффектов (*LC₁₀*, *LC₅₀* или *EC₁₀*, *EC₅₀*) и другие. При этом необходимо использовать именно биогеохимические стандарты (критические нагрузки), экосистемная обоснованность которых уже показана выше (см. Табл. 1).

В настоящее время при расчетах КН наиболее широко используются эффект-ориентированные модели, которые базируются (1) на представлении об относительном биогеохимическом равновесии, существующем между различными компонентами экосистем при стабильных внешних условиях, а также (2) на учете конкретных экологических последствий – эффектов от техногенных воздействий. Это позволяет рассчитать допустимый уровень поступления поллютантов, соответствующий критической концентрации ЗВ в одной из рассматриваемых сред, и выполнить условие сохранения качества тех сред, которые определены как экологически приоритетные для данных условий. Нормирование техногенных нагрузок на основе подобных моделей проводится для экологических ситуаций, когда уровень загрязнения отдельных компонентов экосистем ниже установленных критических стандартов, и с экономической точки зрения обосновано более интенсивное использование территорий, которое, однако, не должно привести к загрязнению компонентов окружающей среды выше установленных нормативов и разрушению биогеохимической организованности экосистем [10]. Для условий, когда существующий уровень загрязнения окружающей среды выше установленных нормативных показателей, для оценки допустимой интенсивности воздействия при дальнейшем использовании данных территорий и(или) определения параметров необходимого снижения антропогенных нагрузок используют динамические модели.

В настоящее время существуют методики расчетов величин КН, как биогеохимических стандартов, для следующих поллютантов:

- оксидов серы и азота (SO_x , NO_x) в отношении эффектов подкисления экосистем ($\text{КН}(\text{S})_{\text{max}}$);
- соединений азота (NH_4 , NO_x) в отношении эффектов эвтрофирования экосистем ($\text{КН}(\text{N})_{\text{min}}$, $\text{КН}(\text{N})_{\text{nut}}$, $\text{КН}(\text{N})_{\text{max}}$);
- тяжелых металлов (Pb, Cd, Hg) в отношении эффектов токсичности для биоты и человека ($\text{КН}(\text{Pb})$, $\text{КН}(\text{Cd})$, $\text{КН}(\text{Hg})$).

В данной статье рассмотрим методы расчета величин КН для оценки подкисляющих и эвтрофирующих эффектов.

Методы расчетов величин КН атмосферных поллютантов для наземных экосистем

Расчеты величин КН включают параметризацию основных миграционных потоков элементов, специфичных для разных биоклиматических и ландшафтных условий. Наиболее часто для количественной оценки величин КН используются простые биогеохимические модели, которые включают в себя уравнения двух типов:

- *равновесные уравнения простого баланса масс* элементов и(или) их соединений в почве (рассматриваемом почвенном слое);
- *уравнения, описывающие интенсивность основных биогеохимических потоков* элементов в

экосистемах с учетом особенностей их формирования.

В этих моделях делается целый ряд допущений, а именно:

- глубина рассматриваемого слоя почвы условно равняется глубине корневой зоны, что позволяет пренебречь циклом питательных веществ;
- эвапотранспирация происходит на поверхности профиля почвы;
- просачивание влаги атмосферных осадков является постоянным по всему профилю почвы и происходит только вертикально;
- физико-химические константы принимаются однородными по всему почвенному профилю;
- внутренние потоки элементов (азотфиксация и др.) не зависят от химических условий почвы (таких как pH).

Также не учитываются внутренние экосистемные взаимодействия и такие процессы, как внутривидовая конкуренция или наличие вредителей, вынос элементов из почвы с приростом той части наземной биомассы, которая ежегодно возвращается на поверхность с опадом растительности, и другие.

Поскольку данные модели описывают условия относительно равновесного биогеохимического состояния, то они требуют использования в качестве входной информации долгосрочных усредненных значений поступающих потоков. Сезонные, межгодовые и другие краткосрочные динамические изменения показателей в данных моделях, как правило, не учитываются.

Методика расчетов величин КН кислотообразующих соединений

Целью расчетов величин критических нагрузок кислотообразующих соединений (или КН кислотности) является количественная оценка потенциала экосистем в отношении нейтрализации кислотной составляющей атмосферных выпадений, который зависит от баланса химически активных протонов и катионов в природных системах. Известно, что основным агентом кислотности атмосферных осадков являются окислы серы, с избыточной эмиссией которых в 60-80-ые гг. XX века связывалась масштабность проблемы кислотных дождей в Центральной и Северной Европе. Поэтому в рамках исследований по Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния было принято решение использовать для оценки допустимых параметров поступления в экосистемы кислотообразующих соединений термин «критическая нагрузка максимальной серы» ($KH(S)_{max}$). Считают, что эта величина соответствует безопасному уровню выпадений оксидов серы при отсутствии в атмосферных выпадениях других соединений кислотной направленности действия.

В случае присутствия в воздушной среде других кислотообразующих соединений, прежде всего, оксидов азота, необходима коррекция (снижение) допустимых поступлений серы (рис. 2). В последние годы, после заметного сокращения объемов эмиссии SO_x в Европе, во многих промышленных регионах, в том числе и в РФ, заметную роль в формировании кислотных осадков стали играть оксиды азота, снижение атмосферных выбросов которых является более сложной практической задачей.

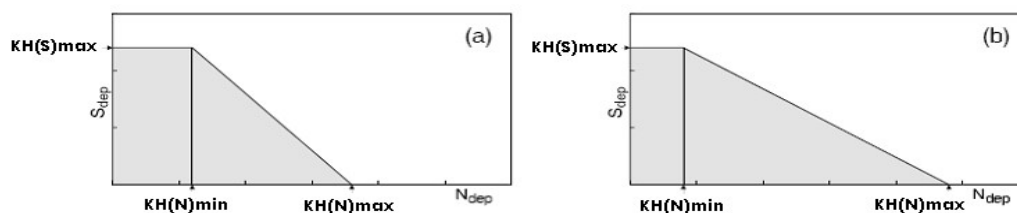


Рисунок 2. Схемы для коррекции КН максимальной серы и подкисляющего азота, определяемые расчетными значениями $KH(S)_{max}$, $KH(N)_{min}$ и $KH(N)_{max}$:

а - при постоянной величине денитрификации (угол наклона функции 45°);

б - при параметрах денитрификации, зависящих от поступления азота с атмосферными выпадениями (более пологий наклон функции, определяемый величиной денитрификации, f_{de}).

Серая зона соответствует «парам» уровней выпадений S (S_{dep}) и N (N_{dep}), обеспечивающих условия, при которых кислотность почв не будет ниже допустимых критических значений pH

Базовый алгоритм расчета величин КН кислотности основан на использовании закона эквивалентов в соответствии с уравнением 1.

$$KH(S)_{max} = BC_{dep} + BC_w - Cl_{dep} - BC_{upt} - ANC_{le(crit)}, \quad (1)$$

где, BC_{dep} – поступление в экосистему катионов Ca, Mg, K, Na с атмосферными выпадениями; BC_w – внутрипочвенное выветривание катионов Ca, Mg, K, Na; Cl_{dep} – поступление анионов Cl с атмосферными выпадениями; BC_{upt} – вынос катионов Ca, Mg, K из почв растительностью за счет корневого питания; $ANC_{le(crit)}$ – критическое вымывание щелочности. Единицы измерения значений всех параметров данного уравнения – грамм-эквивалент на гектар в год (г-экв./га в год).

Атмосферное поступление катионов и хлора, как правило, оценивается по данным мониторинга их выпадений, контролируемых в системе Роскомгидромета, или оцениваются на основе математического моделирования процессов рассеивания поллютантов от природных и антропогенных источников.

Другой параметр уравнения 1 – *интенсивность выветривания почвенных минералов* (BC_w) зависит от минералогического и гранулометрического состава почв и температурных условий. Существует несколько моделей для оценки интенсивности данного параметра. Например, с помощью уравнения 2.

$$BC_{w_{100}} = BC_w(T^0) * 2,6^{(A/T^0 - A/T)}, \quad (2)$$

где, $BC_w(T^0)$ – интенсивность внутрипочвенного выветривания Ca, Mg, K, Na для почв разного гранулометрического состава, соответствующая средней годовой температуре $8^\circ C$. Величины T^0 и T , соответственно, температура воздуха при $8^\circ C$ и среднегодовая температура для территории исследования, выраженные в градусах Кельвина. Величина A имеет значение, равное 3600. Значения $BC_w(T^0)$ для почв различного гранулометрического состава представлены в табл. 2.

Таблица 2. Стандартные значения показателя $BC_w(T^0)$ для почв различного гранулометрического состава; значения соответствуют стандартным температурным условиям $8^\circ C$ и слою почвы 0-100 см [11].

Гранулометрический состав	Величина $BC_w(T^0)$, г-экв./га в год
1. Песчаные почвы	750
2. Супесчаные и опесчаненные легкосуглинистые почвы	1250
3. Легко- и среднесуглинистые почвы	1750
4. Среднесуглинистые почвы	2250
5. Тяжелосуглинистые и глинистые почвы	2750

Полученные согласно уравнению 2 значения интенсивности выветривания основных катионов ($BC_{w_{100}}$) для температурных условий регионов исследования соответствуют метровому слою почвы, и должны быть пересчитаны в зависимости от толщины рассматриваемого слоя в соответствии со спецификой почв конкретных регионов исследования. Для болотных почв и лесных почв с развитым торфяным горизонтом поступление катионов за счет выветривания принимается равным 0.

Другой вариант расчетов основан на использовании данных о текстуре почв, информация о которой может быть получена на основе данных почвенных карт различного масштаба, например, от глобального [12,13], регионального [14] до локального [15]. В этом случае оценка параметров выветривания проводится согласно уравнению 3.

$$BC_w = z \cdot 500 \cdot (WRc - 0.5) \cdot \exp\left(\frac{A}{281} - \frac{A}{273 + T}\right), \quad (3)$$

где, $BC_w(T^0)$ – интенсивность внутрисочвенного выветривания Ca, Mg, K, Na для почв разной текстуры, соответствующая средней годовой температуре 8°C. z – глубина слоя почвы. WRc – значение, соответствующее классу текстуры почв (табл. 3, 4); свойства почвообразующих пород для разных типов почв могут быть получены из легенды карты ФАО (табл. 3). Величина A имеет значение, равное 3600. Величины T^0 и T , соответственно, температура воздуха при 8°C и среднегодовая температура для территории исследования, выраженные в градусах Кельвина.

Таблица 3. Данные для определения классов текстуры почв в зависимости от свойств почвообразующих пород: средние показатели для почв Европы [10]

Почвообразующие породы	Значение класса текстуры (WRc)				
Кислого класса	1	2	3	4	5
Среднего класса	1	3	3	6	6
Основного класса	2	4	4	6	6
Органические	2	5	5	6	6
	Класс 6 для торфяно-болотных почв и класс 1 для остальных органических почв				

Таблица 4. Классы почвообразующих пород для основных типов почв, представленных в классификации ФАО [13,14]

Почвообразующие породы	Тип почвы согласно классификации ФАО (1995)
Кислого класса	Ah, Ao, Ap, B, Ba, Be, Bf, Bh, Bm, Bx, D, Dd, Dg, Gx, I, Id, Ie, Jd, P, Pf, Pg, Q, Qa, Qc, Qh, Ql, Rd, Rx, U, Ud, Wd
Среднего класса	A, Af, Ag, Bv, C, Cg, Ch, Cl, G, Gd, Ge, Gf, Gh, Gi, Gl, Gm, Gs, Gt, H, Hg, Hh, Hl, J, Je, Jm, Jt, L, La, Ld, Lh, Lo, Lp, Mo, R, Re, V, Vg, Vp, W, We
Основного класса	F, T, Th, Tm, to, Tv
Органические	O, Od, Oe, Ox

Интенсивность потребления катионов Ca, Mg и K наземной растительностью (BC_{upr}) зависит от видовых особенностей растений эдификаторов. При расчетах величин КН оценивается вынос биомассой за счет корневого питания только физиологически активных катионов, без учета натрия. Как было отмечено выше, в уравнение масс-баланса включается только тот пул катионов, который может быть

удален из экосистем или относительно долговременно депонирован в какой-либо части растительной биомассы. В экосистемах с преобладанием древесной растительности может учитываться относительно долговременное депонирование этих элементов в составе приростов стволовой древесины. Расчет выноса катионов с приростом биомассы проводится согласно уравнению 4.

$$Bc_{upt} = Y * ([Ca] + [Mg] + [K]), \quad (4)$$

где, Y – ежегодная продукция той части биомассы, которая может быть удалена за пределы экосистем, [кг/га в год]; $[Ca]$, $[Mg]$, $[K]$ – концентрация соответствующих катионов в рассматриваемой части биомассы, [г-экв./кг].

Параметр уравнения 1 *критическое вымывание щелочности* ($ANC_{le(crit)}$) устанавливает критерий, учитывающий эффекты кислотных воздействий на чувствительные реципиенты, в качестве которых в наземных экосистемах рассматриваются, как правило, эдификаторные виды растений. Поскольку чувствительность различных видов к одним и тем же факторам среды существенно дифференцирована, то различные значения используемых критериев определяют различие величин КН кислотности. При этом, если для одной и той же экосистемы КН рассчитываются по разным критериям, конечной величиной будет наименьшая из рассчитанных. Решение об установлении того или иного критерия в отношении эффектов (последствий) кислотных воздействий зависит от того, к чему выбранный реципиент более чувствителен. Это может быть избыточная кислотность почв, связанная с низким рН, или токсичные эффекты, определяемые повышенными концентрациями алюминия в почвенном растворе, или дисбаланс между физиологически активными катионами и алюминием и др.

Для почв с относительно высоким содержанием слабоминерализованного органического вещества в верхней части профиля, рекомендован протонный критерий, т.е. оценка параметра $ANC_{le(crit)}$ на основе использования значений допустимых концентраций *ионов водорода*, выраженных через величину pH_{crit} или $[H]_{crit}$. Этот критический уровень соответствует величине рН, ниже которого возможны негативные последствия для разных групп растительных видов. Для лесных почв бореальной зоны с учетом преобладающих в них хвойных видов рекомендованное значение $pH_{crit} = 4.0$, что соответствует $[H]_{crit} = 0,1$ г-экв./м³. Для травянистых экосистем величина pH_{crit} может быть выше. Так, например, норматив качества почв в отношении кислотности для городских парковых почв Москвы равен 5.5.

С учетом протонного критерия величина $ANC_{le(crit)}$ может быть рассчитана согласно уравнению 5.

$$ANC_{le(crit)} = -10^4 * Q * ([H]_{(crit)} + K_{gibb} * [H]^3_{(crit)}), \quad (5)$$

где, Q – средний годовой объем влаги, просачивающейся через верхний почвенный слой, [м/год]; $[H]_{(crit)}$ – критическая концентрация ионов водорода, [г-экв./м³]; K_{gibb} – константа, [м⁶/г-экв.²].

Объем влаги (Q), определяющей интенсивность удаления (вымывания) элементов из почв с радиальным внутрипочвенным потоком влаги, может быть оценен на основе уравнения водного баланса, характеризующего соотношение между количеством осадков, величинами испарения и транспирации. Также могут быть использованы средние параметры гидрологического стока или результаты модельных расчетов. Значения константы K_{gibb} для разных вариантов почв приведены в таблице 5.

Таблица 5. Значения константы K_{gibb} для почв с разным содержанием органического вещества ($pK_{gibb} = -\log_{10}(K_{gibb})$)

Тип почв (горизонт)	Содержание органического вещества, (%)	K_{gibb} , (м ⁶ /г-экв. ²)	- pK_{gibb}
■ Минеральные почвы (горизонт С)	< 5	950-9500	8.5-9.5

Почвы с низким содержанием органического вещества (горизонты В/С)	5-15	300-3000	8-9
Почвы с повышенным содержанием органики (горизонты А/Е)	15-30	100	7.6
Торфяные и дерновые почвы (органогенные горизонты)	> 70	9.5	6.5

Для торфяных и торфяно-болотных почв, не содержащих гидроксидов алюминия, в качестве критерия оценки допустимой кислотности предлагается использовать критическое молярное отношение основных катионов к протонам $(Bc/H)_{crit}$. Тогда критическое выщелачивание $ANC_{le(crit)}$ может быть рассчитано согласно уравнению 6.

$$ANC_{le,crit} = 0.5 \cdot \frac{Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/H)_{crit}}, \quad (6)$$

где, Bc_{dep} и Bc_{up} учитывают атмосферную поставку и потребление Са, Mg и К растительностью. Коэффициент 0,5 используется для перевода молей в эквиваленты. Величина $(Bc/H)_{crit}$ выводится на основе критического соотношения $(Bc/Al)_{crit}$ и отношения между [H] and [Al], описанного уравнением 7.

$$[Al] = K_{gibb} \cdot [H]^3, \quad (7)$$

Установлены следующие соотношения $(Bc/Al)_{crit}$: для хвойных пород – 1, для лиственных пород и напочвенного растительного покрова – 0.3 [4].

Методика расчетов величин КН эвтрофирующих соединений азота

В отношении соединений азота рассчитывается несколько вариантов критических нагрузок, что необходимо для количественного определения соотношения между допустимыми уровнями поступлений окислов азота и серы при их совместном присутствии в составе атмосферных выпадений.

- Минимальная нагрузка по азоту характеризует тот наименьший уровень поступления азота, который обеспечивает сохранение продуктивности рассматриваемых экосистем.
- Нагрузка по «питательному» азоту позволяет, напротив, оценить количественно поступление азота, не вызывающее его избытка в экосистемах (эвтрофирования), что может быть причиной смены видового разнообразия биоценозов.
- Максимальная нагрузка по азоту определяет допустимые параметры поступления в экосистемы окислов азота, при которых не происходит падения уровня кислотности (величин pH) ниже критического уровня и, одновременно, сохраняется благоприятный для биоты питательный режим почв.

Критическая нагрузка минимального азота ($KH(N)_{min}$) рассчитывается согласно уравнению 8.

$$KH(N)_{min} = N_{im} + N_{upt}, \quad (8)$$

где, N_{im} – количество азота, ежегодно закрепляемого (иммобилизованного) в почве за счет процессов создания почвенного органического вещества, [г-экв./га в год]; N_{upt} – азот, аккумулированный в приросте биомассы растительности, [г-экв./га в год].

Долговременная иммобилизация азота (N_{im}) определяется его накоплением в составе стабильного пула органического вещества почв. Эта иммобилизация азота не должна приводить к изменению соотношения C/N по сравнению с аналогичными фоновыми почвами. Согласно имеющимся данным, для бореальных лесов многолетняя динамика депонирования азота в почве составляет 0.2-0.5 кг N/га в год.

Вынос азота с приростом биомассы (уравнение 9) рассчитывается аналогично оценкам потребления растительностью катионов.

$$N_{upt} = Y * [N] \quad (9)$$

где, Y – ежегодная продукция той части биомассы, которая может быть удалена за пределы экосистем, [кг/га в год]; $[N]$ – концентрация азота в рассматриваемой части биомассы, [г-экв./кг].

Также как и в случае с оценками закрепления катионов в фитомассе, для оценки этого параметра используются показатели продуктивности и концентрации азота в удаляемой или долговременно депонируемой части биомассы растительных сообществ.

Критическая нагрузка питательного азота ($KH(N)_{nutr}$) рассчитывается согласно уравнению 10.

$$KH(N)_{nutr} = KH(N)_{min} + N_{le(acc)} / (1 - f_{de}) \quad (10)$$

где, $KH(N)_{min}$ – величина критической нагрузки минимального азота; $N_{le(acc)}$ – допустимое вымывание азота из почв в почвенно-грунтовые воды; f_{de} – коэффициент денитрификации.

Коэффициент f_{de} зависит от интенсивности развития в почвах процессов денитрификации. Для почв, характеризующихся хорошими условиями дренирования, предлагается использовать величину $f_{de}=0.1$, для почв тяжелого гранулометрического состава с затрудненными условиями дренажа – $f_{de}=0.4-0.8$ (табл. 6).

Таблица 6. Рекомендуемые значения коэффициента денитрификации в зависимости от условий дренированности почв

Коэффициент денитрификации	Условия дренированности почв					
	Чрезмерный	Хороший	Умеренный	Несовершенный	Плохой	Очень плохой
f_{de}	0	0.1	0.2	0.4-0.5	0.7	0.8

Могут быть применены и прямые оценки величин денитрификации по величине эмиссии закиси азота (N_2O), также как и косвенные при проведении экспериментов с ^{15}N [16].

Вымывание азота ($N_{le(acc)}$) в результате инфильтрации атмосферных осадков через почвенную толщу рассчитывается по формуле 11.

$$N_{le(acc)} = 10^4 * Q * [N]_{acc} \quad (11)$$

где, Q – средний годовой объем влаги, просачивающейся через верхний почвенный слой (см. выше), [м/год]; $[N]_{acc}$ – допустимая концентрация азота в почвенном растворе, характеризующая условия азотного питания в различных типах экосистем, [г-экв./м³]. Значения данного параметра в отношении различных эффектов нарушений в наземных экосистемах представлены в таблицах 7 и 8.

Таблица 7. Критические уровни содержания азота в почвенном растворе в отношении эффектов нарушения видового разнообразия для разных типов наземных экосистем

Смена видов - эдификаторов	Критическое содержание азота в почвенном растворе	
	мг N/м ³	г-экв./ м ³
Лишайники – олиготрофные кустарнички	0.2-0.4	0.0143-0.0276
Олиготрофные кустарнички – мезотрофные кустарнички	0.4-0.6	0.0276-0.0428
Мезотрофные кустарнички – злаковые виды	1-2	0.0714-0.143
Злаковые виды – широколиственные виды	3-5	0.2143-0.3571

Таблица 8. Критические уровни содержания азота в почвенном растворе в отношении эффектов дисбаланса элементов питания для разных типов наземных экосистем

Типы экосистем	Критическое содержание азота в почвенном растворе	
	мг N/м ³	г-экв./ м ³
Хвойные леса	0.2	0.0143
Лиственные леса	0.4	0.0276
Травянистые биоценозы с преобладанием олиготрофов	1-3	0.0714-0.2143
Травянистые биоценозы с преобладанием мезотрофов и эвтрофов	3-5	0.2143-0.3571

Максимальная нагрузка азота ($KH(N)_{max}$) рассчитывается в соответствии с уравнением 12.

$$KH(N)_{max} = KH(N)_{min} + KH(S)_{max} / (1 - f_{de}) \quad (12)$$

Параметры, входящие в уравнение 12, и методы их расчетов рассмотрены выше.

Детерминистические и вероятностные методы расчета КН. Описывая условия равновесного биогеохимического состояния, модель расчета КН является статической. В качестве входной информации в ней, как правило, используются детерминированные показатели (константы и усредненные значения различных параметров). Сезонные, межгодовые и другие краткосрочные динамические изменения при этом не учитываются. В Европе, где в большинстве стран существует достаточно детальная сеть мониторинговых натурных наблюдений, для расчетов величин КН используются измеренные средние показатели, характеризующие участки территорий с высокой степенью детальности.

Однако при оценках КН для крупных регионов со слабой степенью изученности или сложной природной структурой возникают проблемы, связанные с высокой пространственной вариабельностью природных показателей и повышенной неопределенностью имеющихся данных. Кроме того, детерминированные расчеты не учитывают естественную межгодовую динамику биоклиматических условий, характерную для всех природно-территориальных комплексов, что с позиций выполнения долговременных оценок также повышает неопределенность получаемых результатов (выводов), снижая их значимость для анализа экологических рисков. Возможным решением данной проблемы является использование вероятностных методов расчета КН. В этом случае, для входных параметров уравнений масс-баланса и миграционных потоков по литературным и картографическим данным определяются диапазоны или набор возможных (вероятных) значений, которые включаются в модельные расчеты «случайным образом», используя, например, метод Монте-Карло.

Таким образом, для каждой экосистемы (пространственного выдела) выполняется многократное число «прогонов» модели (например, 10000), что позволяет получить диапазон вероятных значений КН, соответствующий сочетанию природных условий конкретной территории. Анализ распределения полученных вероятных значений КН позволяет обосновать интенсивность техногенных нагрузок в зависимости от природоохранных приоритетов и/или экономической целесообразности использования территорий и их природных ресурсов (рис. 3).

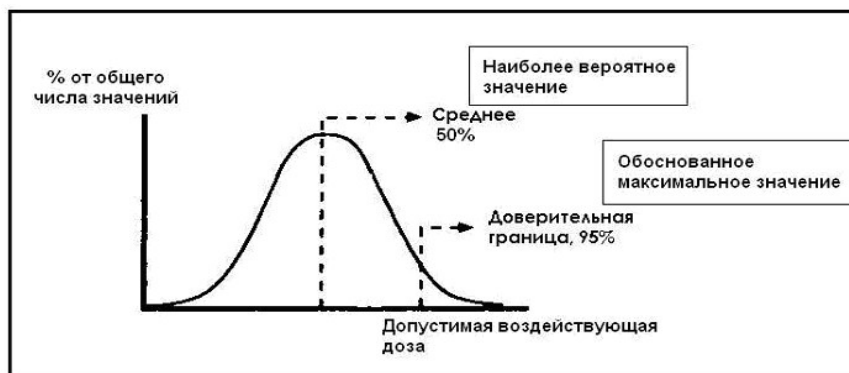


Рисунок 3. Кривая распределения вероятных значений КН (допустимых нагрузок) загрязнителей для условной экосистемы

Ниже приведен пример оценки допустимых уровней воздействия подкисляющих и эвтрофирующих соединений на природные экосистемы, что иллюстрирует диапазон возможных применений методологии КН для анализа экологических рисков в рамках природоохранной деятельности хозяйствующих субъектов и научного обеспечения процесса принятия управленческих решений.

Биогеохимические стандарты для оценки антропогенных критических нагрузок в импактных зонах магистральных газопроводов

Критические нагрузки подкисляющих и эвтрофирующих соединений для экосистем зоны воздействия ГТС «Средняя Азия – Центр»

Оценки величины допустимых параметров поступления техногенных соединений азота для аридных экосистем в зоне прохождения ГТС «Средняя Азия – Центр» (ГТС САЦ), при его планируемой реконструкции, были выполнены на ландшафтной основе с использованием вероятностного подхода в силу ограниченного характера необходимой входной информации. Имеющиеся почвенные, климатические и фитогеохимические данные были включены в ГИС-проект, состоящий из нескольких слоев тематической картографической информации (почвы, почвообразующие породы, тип использования земель, осадки, температура, выпадения катионов и анионов) и атрибутивной таблицы параметров, необходимых для расчета величин КН. Пространственное распределение полученных значений КН кислотообразующих соединений ($КН(S)_{max}$), КН эвтрофирующих соединений ($КН(N)_{nut}$) и КН максимального азота ($КН(N)_{max}$) в пределах рассматриваемой территории отражено на рисунках 4 - 6.

В соответствии с биогеохимическими подходами методологии КН, потенциал устойчивости рассматриваемых экосистем к воздействию эвтрофирующих соединений, выраженный через величину $КН(N)_{nut}$, изменяется в широком диапазоне значений – от 125 до 1400 г-экв./га в год, что соответствует допустимому поступлению от 1.5-2 до 18-20 кг N/га в год. Максимальные значения $КН(N)_{nut}$ рассчитаны для используемых под пастбища высокопродуктивных фитоценозов на лугово-бурых полупустынных почвах, минимальные – для сильно разреженных сообществ солонцовых комплексов. Однако, учитывая возможности дополнительной аккумуляции азота в преобладающей на солонцовых комплексах растительности семейства маревых, значения допустимого поступления азота для этих типов экосистем, по-видимому, могут быть выше – около 5 кг N/га в год. На большей части территории преобладают экосистемы с уровнем значений $КН(N)_{nut}$, соответствующим допустимому поступлению эвтрофирующих соединений 300-450 г-экв./га или 4.5-7 кг N/га в год (рис. 4).

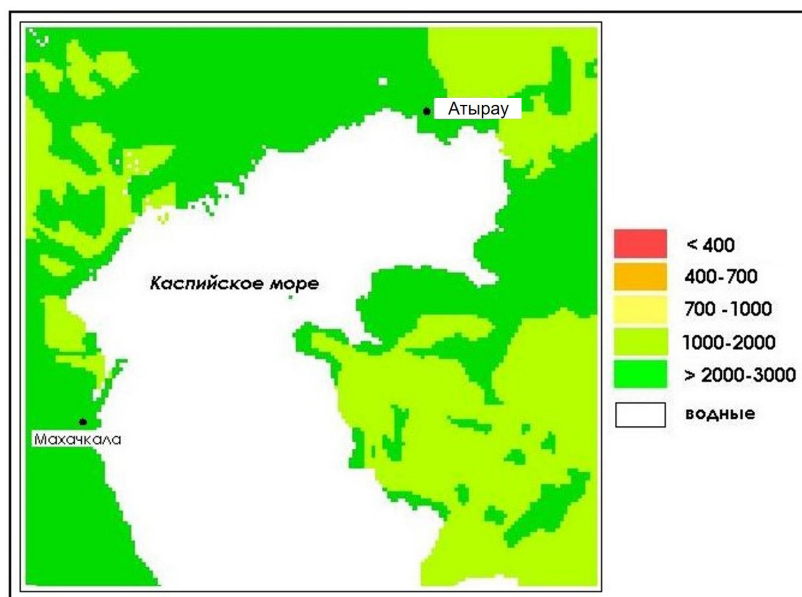


Рисунок 4. Пространственное распределение значений КН $(N)_{nut}$, г-экв./га в год

Повышенный потенциал экосистем аридной зоны в отношении кислотной составляющей атмосферных выпадений определил высокий уровень рассчитанных значений КН $(S)_{max}$, которые на большей части территории оцениваются величиной более 1000 г-экв./га в год, что соответствует допустимому суммарному поступлению подкисляющих соединений, равному 12-15 кг $(S+N)$ /га в год и выше (рис. 5).

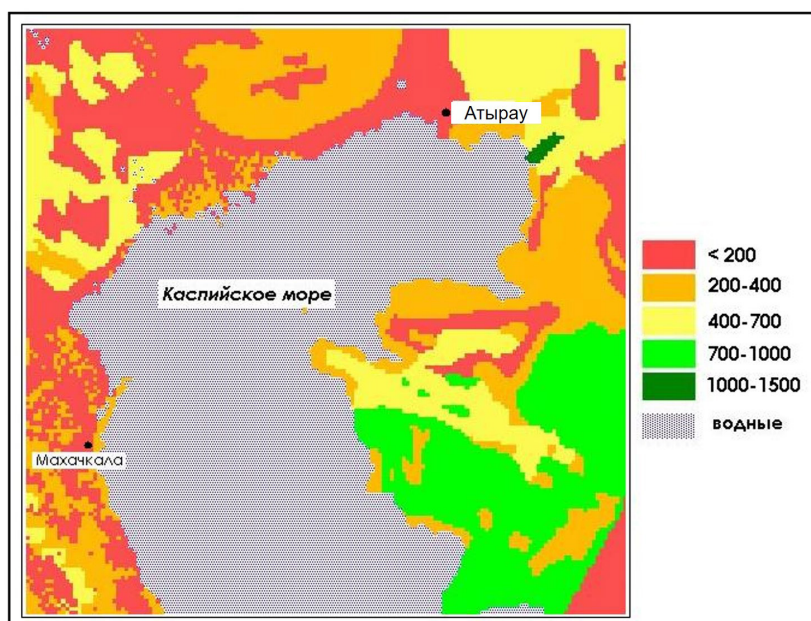


Рисунок 5. Пространственное распределение значений КН $(S)_{max}$, г-экв./га в год

Рассчитанные значения критических нагрузок максимального азота, отражающие совокупный потенциал устойчивости экосистем в отношении кислотной и эвтрофирующей составляющих атмосферных выпадений, изменяются для рассматриваемой территории от 2450 до 3500 г-экв./га в год (рис. 6). Для большей части рассматриваемой территории допустимый уровень суммарной азотной

нагрузки по результатам выполненных оценок составляет 2600-3100 г-экв./га или 35-40 кг N/га в год (в отсутствие других кислотных выпадений).

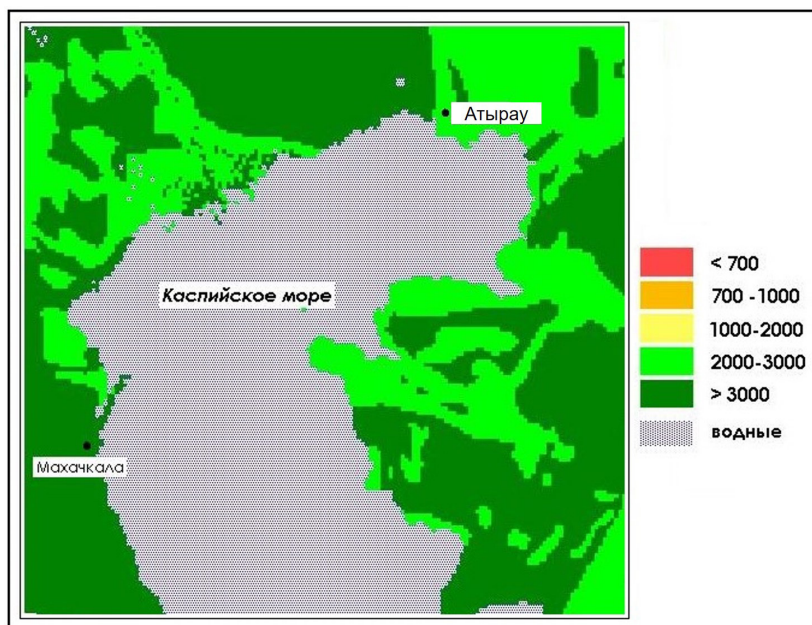


Рисунок 6. Пространственное распределение значений $KN(N)_{max}$, г-экв./га в год

Существующий в настоящее время уровень выпадений оксидов азота в пределах рассматриваемой территории северных восточных районов Прикаспия составляет около 3 кг N/га в год, что ниже рассчитанных величин КН. Пространственное распределение атмосферной поставки NO_x имеет тенденцию снижения с запада на восток, являясь свидетельством трансграничного переноса окислов азота. В результате проектируемого увеличения объемов транспортировки газа по ГТС САЦ уровень азотной нагрузки возрастет по предварительным оценкам на 4 кг N/га в год. Сравнительный анализ данных показывает, что при этом возможно незначительное превышение рассчитанных величин КН по питательному азоту для отдельных экосистем солонцовых комплексов, для которых характерны низкие параметры выноса азота с биомассой растительности и накопления азота в почвенном органическом веществе. Однако, несмотря на полученные результаты расчетов, риск эвтрофирования этих экосистем минимален. Превышений критических нагрузок по максимальному азоту в рамках рассматриваемого сценария развития ГТС САЦ не выявлено.

Антропогенные критические нагрузки на тундровые и лесные экосистемы в зоне воздействия головной части магистрального газопровода «Ямал-Запад».

Для большинства природных показателей характерна естественная вариабильность возможных значений в пределах определенных интервалов величин, что связано с пространственной неоднородностью природно-территориальных комплексов на микро- и мезоуровне, видовыми и физиологическими особенностями живых организмов, а также с суточной, сезонной и межгодовой динамикой функционирования большинства компонентов биосферы. Параметры биогеохимического баланса элементов в экосистемах также зависят от большого числа биотических и абиотических факторов. С учетом общих представлений геохимической экологии и экологической эпидемиологии, нарушения структуры и/или функций биологических объектов при внешних воздействиях проявляются после превышения определенного порогового или критического уровня экспозиции реципиентов (рис. 7).

Естественно, что в сложных биологических системах (в том числе, экосистемах), характеризующихся многообразием компонентов биогеохимического круговорота и уже упоминавшейся вариабильностью показателей во времени и в пространстве, определение величины критического уровня воздействия

как достоверного точечного значения весьма затруднительно, особенно, в том случае, когда речь идет об оценках в относительно долгосрочной перспективе (25-50 лет). Более корректные параметры допустимых воздействий – критических нагрузок как биогеохимических стандартов могут быть получены с использованием вероятностных методов расчета, позволяющих определить наиболее достоверный интервал возможных значений КН.

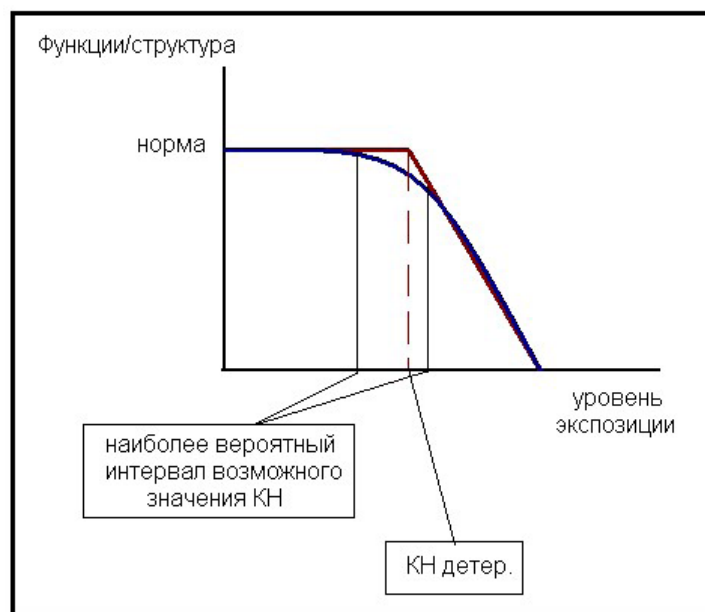


Рисунок 7. Соотношение показателей КН, рассчитываемых с использованием детерминистических и вероятностных методов

На примере наземных экосистем в импактной зоне головной части магистрального газопровода «Ямал-Запад» показанный выше традиционный алгоритм расчетов величин КН азота в отношении эвтрофирующих и подкисляющих эффектов (табл. 9) использован для проведения вероятностных оценок КН. Для входных параметров уравнений масс-баланса и уравнений, характеризующих интенсивность миграционных потоков элементов в экосистемах, по литературным и картографическим данным определены диапазоны возможных значений, которые включены в расчеты, используя метод Монте-Карло. Общее число модельных «прогнозов» для каждой экосистемы составило 1000, что позволило получить вероятностное распределение возможных значений КН при разном соотношении факторов, определяющих результирующую величину. Последующая проверка показала, что такое число «прогнозов» при всей случайности получаемых выборок обеспечивает высокую повторяемость результатов.

Таблица 9. Алгоритм расчетов величин КН подкисляющих и эвтрофирующих соединений азота и источники использованных данных

Условные обозначения	Наименование параметра	Единицы измерения	Формула для расчета / источник данных
*КН (S) _{max}	Критическая нагрузка максимальной серы	г-экв./га/год	$= BC_{dep} - Cl_{dep} + BC_w - Bc_{upt} - ANC_{le(crit)}$
*BC _{dep}	Поступление основных катионов (Ca, Mg, K, Na) из атмосферы	г-экв./га/год	Данные моделирования атмосферных выпадений основных катионов МСЦ-Восток (www.msc-east.org)

$*Cl_{dep}$	Поступление ионов хлора из атмосферы	г-экв./га/год	Данные моделирования атмосферных выпадений основных катионов МСЦ- Восток (www.msc-east.org)
$*BC_w$	Внутрипочвенное выветривание катионов (Ca, Mg, K, Na)	г-экв./га/год	$= BC_w(T^0) * 2,6^{(A/T^0 - A/T)}$
$BC_w(T^0)$	Суммарное выветривание катионов для слоя почвы 1м при температуре $T^0=281\text{ }^{\circ}\text{K}$	г-экв./га/год	Оценивалось в зависимости от класса текстуры почв в соответствии с: [11]
$*T$	Среднегодовая температура для территории исследования	$^{\circ}\text{K}$	Пространственно-распределенные данные (www.cru.uea.ac.uk)
A	Коэффициент	-	= 3600
$*Bc_{upt}$	Иммобилизация катионов (Ca, Mg, K) в биомассе древесины, удаляемой с рубками или при выпасе	г-экв./га/год	$= Y_{wood} * ([Ca] + [Mg] + [K])$
$*Y_{wood}$	Масса древесины, удаляемой в результате рубок из расчета на год (или биомасса, удаляемая при выпасе)	кг/га/год	$= Z * f_{wood}$
$*Z$	Запасы древесины	кг/га	[10]
$*f_{wood}$	Доля древесины, удаляемой с рубками	%	[10]
$*[Ca] + [Mg] + [K]$	Концентрация катионов в древесине (или биомассе пастбищ)	г-экв./кг	[10]
$*ANC_{le(crit)}$	Критическое вымывание щелочности	г-экв./га/год	$= - Q_{le} * ([H]_{(crit)} + K_{gibb} * [H]_{(crit)}^3)$
$*Q_{le}$	Слой инфильтрации осадков	м	Пространственно-распределенные данные, рассчитанные на основе: www.cru.uea.ac.uk
$[H]_{(crit)}$	Критическая концентрация ионов водорода в почвенном растворе	г-экв./м ³	Согласно: [8] = 0.1 для хвойных пород = 0.01 для лиственных пород
K_{gibb}	Коэффициент Гиббсита	м ⁶ /г-экв ²	= 300
$*KH(N)_{nut}$	Критическая нагрузка питательного азота	г-экв./га/год	$= N_{im} + N_{upt} + N_{le(acc)} / (1 - f_{de})$
$*N_{im}$	Долговременная иммобилизация азота в почве	г-экв./га/год	[10]
$*N_{upt}$	Закрепление азота в биомассе древесины	г-экв./га/год	$= Y_{wood} * [N]$
$*[N]$	Концентрация азота в древесине	г-экв./кг	[10].
$*N_{le(acc)}$	Допустимое вымывание азота	г-экв./га/год	$= Q_{le} * [N]_{acc}$
$*[N]_{acc}$	Критическая концентрация азота в почвенном растворе	г-экв./м ³	[8]

f_{de}	Коэффициент денитрификации азота в почве	-	= 0.1 (почвы с хорошими условиями дренирования) = 0.4 (почвы переменного увлажнения) = 0.5 (почвы с постоянным увлажнением)
* $KH(N)_{max}$	Критическая нагрузка максимального азота	г-экв./га/год	= $N_{im} + N_{upt} + KH(S)_{max} / (1 - f_{de})$

* - вероятностные параметры

База данных для вероятностных расчетов величин КН была сформирована в виде ГИС-проекта в программной среде ArcView, что позволило проводить текущий анализ и визуализацию полученных данных. Пространственное разрешение (детальность) входной информации и полученных значений КН соответствует пространственному выделу 1х1 км². При анализе полученных результатов вероятностных оценок отдельных параметров масс-баланса и величин КН рассмотрены 25%, 50%, 75% и 95%-ный уровни значений, соответствующих каждой «экосистеме» (рис. 8).

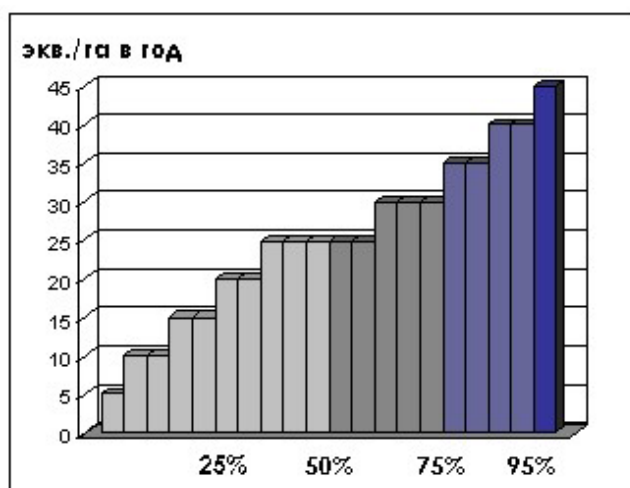


Рисунок 8. Пример кумулятивной кривой распределений возможных величин КН для условной экосистемы

В результате выполненных исследований получен обширный массив пространственно распределенной информации, характеризующий специфику биогеохимического круговорота азота и сопряженных с ним макроэлементов в различных зональных и интразональных типах импактных тундровых и таежных экосистем. Для лесных экосистем были рассмотрены наиболее типичные сценарии рубок (выборочные, постепенные, санитарные). Для травянистых и кустарниково-травянистых экосистем лесной зоны и лесотундры рассмотренный сценарий хозяйственного использования включал «использование» территорий в качестве пастбищ, в том числе, в северных районах для оленеводства.

Анализ полученных результатов свидетельствует о высокой дифференциации экосистем рассматриваемой зоны в отношении большинства параметров масс-баланса азота и сопряженных макроэлементов. Так, например, согласно полученным оценкам (рис. 9) вынос азота из лесных экосистем таежной зоны с приростами древесины при разных вариантах рубок изменяется от 0.5-1.5 кг N/га в год (или 35-100 г-экв/га) в притундровых смешанных лесах до 6-10 кг N/га в год (или 400-700 г-экв/га) в среднетаежных ельниках.

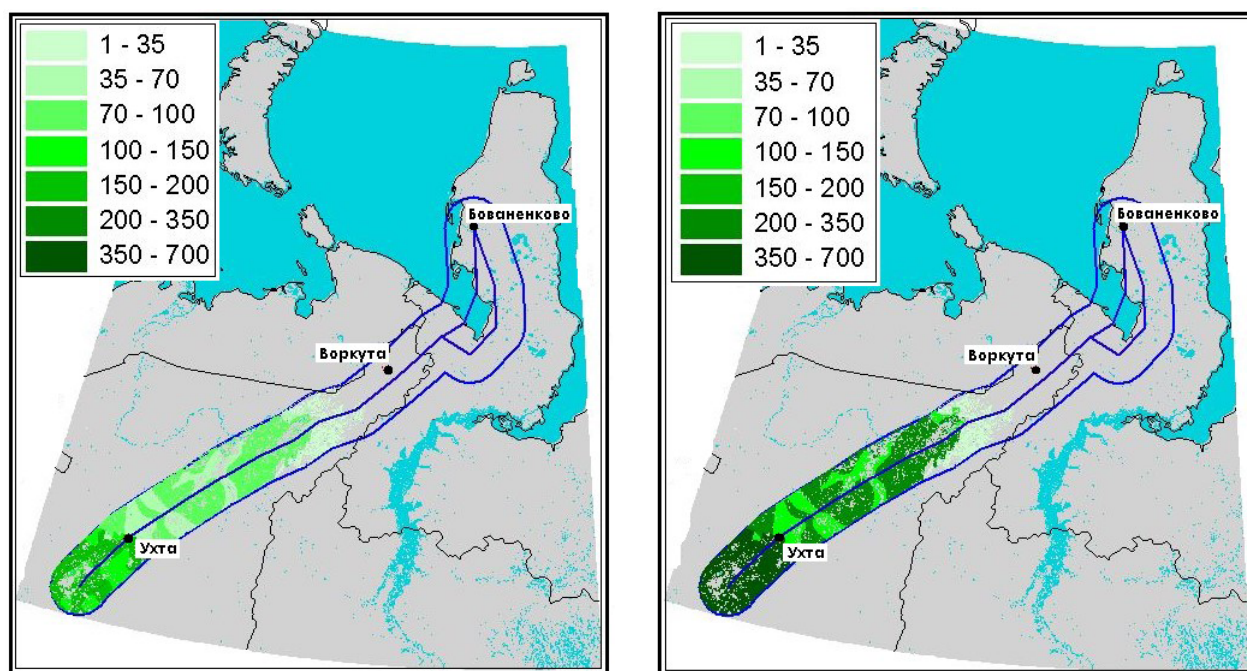


Рисунок 9. Распределение величин закрепления азота (г.-экв/га в год) в продукции древесины при 25%-ом (левая схема) и 95%-ом (правая схема) уровне значений

При оценке допустимых уровней выноса азота с почвенно-грунтовыми водами были рассмотрены два сценария, соответствующие предупреждению эффектов дисбаланса азотного питания для растений эдификаторов (древесных видов в лесах и наземных в травянистых биоценозах) и эффектов снижения биоразнообразия почвенного покрова (рис. 10). В первом случае данные величины могут составлять 70-160 г.-экв/га в год (или 1-2.5 кг N/га), при этом уровень концентраций азота в почвенном растворе соответствует 0.2-0.4 мг N/л в зависимости от вида эдификатора. Эффекты нарушения биоразнообразия, проявляющиеся в смене видов в результате увеличения доли нитрофильной и исчезновения олиготрофной растительности, проявляются в условиях, когда концентрации азота в почвенном растворе превышают 0.2-0.4 мг N/л для лишайников и мхов, 1 мг N/л – для кустарничковых видов, 1-3 мг N/л – для осок и злаков. С учетом высокого уровня атмосферных осадков и гумидности климата, характерных для исследуемой территории, рассчитанные параметры допустимого вымывания азота с почвенно-грунтовым стоком составили диапазон от 100 до 700 г.-экв/га в год (или от 1.5 до 10 кг N/га) для субарктических и типичных тундр, а для лесных территорий – от 500 до 1000-1200 г.-экв/га в год (или от 10 до 15-18 кг N/га).

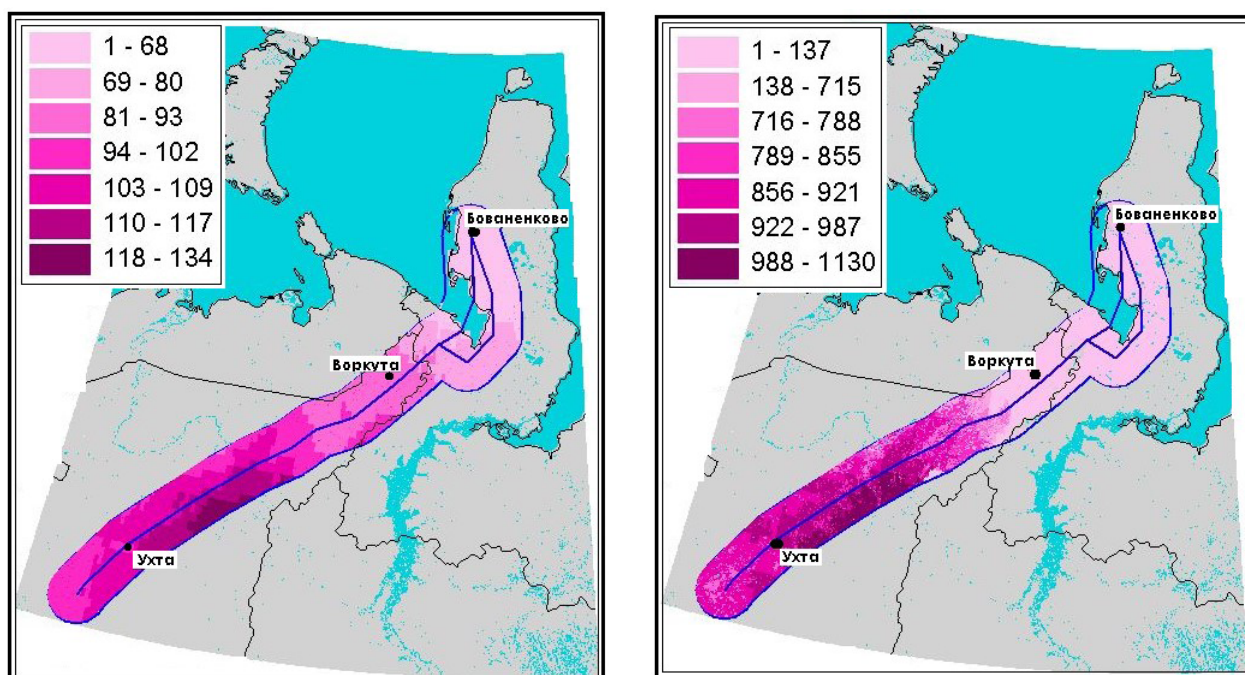


Рисунок 10. Распределение допустимых величин вымывания азота (г.-экв/га в год) при 75%-ом уровне значений для эффектов дисбаланса азотного питания (левая схема) и эффектов нарушений биоразнообразия (правая схема)

Распределение величин *КН кислотности*, соответствующих 25%, 50%, 75% и 95% уровням значений, показано на рисунке 11. Как можно видеть из приведенных схем, по потенциалу нейтрализации кислотной составляющей атмосферных осадков вся территория исследования условно может быть разделена на 2 части: северную (тундровую) и южную (лесную). В пределах лесной зоны минимальные значения КН кислотности характерны для заболоченных экосистем. Данная дифференциация обусловлена целым комплексом факторов, связанных с температурными условиями, режимом увлажнения территорий, почвенной текстурой и типами растительности. Согласно рассчитанных значений, допустимый уровень поступления кислотных выпадений для тундровых и заболоченных травянистых экосистем составляет в среднем 100-200 г.-экв/га в год, тогда как в лесных экосистемах диапазон полученных величин изменяется от 300 до 700 г.-экв/га в год. Выявлено, что леса средней тайги имеют пониженный потенциал нейтрализации кислотных выпадений по сравнению с северо-таежными фитоценозами, что может быть объяснено более активным депонированием почвенных катионов в биомассе более продуктивных древостоев подзоны средней тайги.

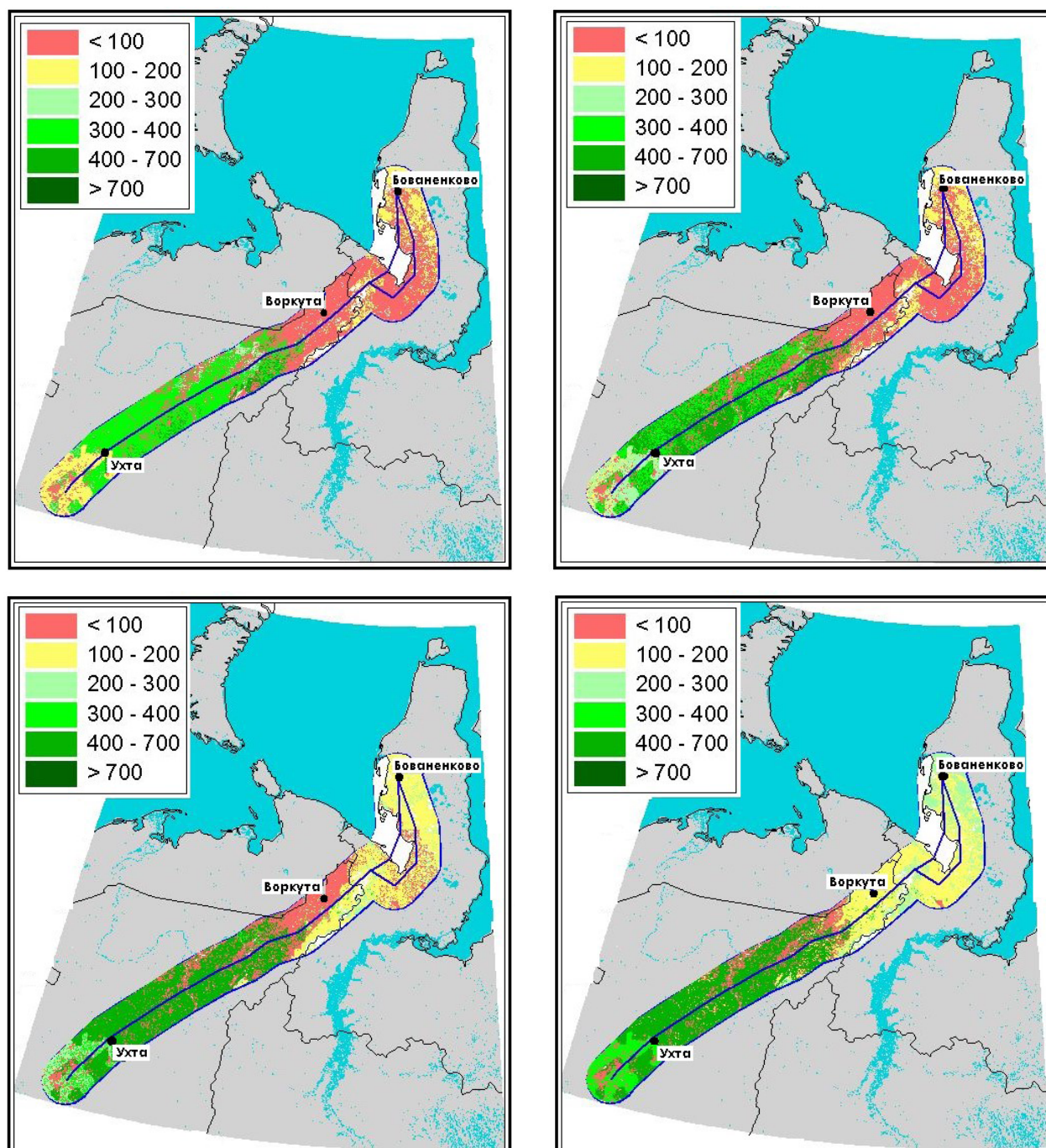


Рисунок 11. Распределение величин КН подкисляющих соединений (г.-экв/га в год) при 25%, 50%, 75% и 95-ом уровнях вероятных значений

Рассчитанные величины КН в отношении эффектов дисбаланса элементов питания для экосистем в зоне лесотундры составляют 150-350 г.-экв/га в год (или 2-5 кг N/га). Для лесных экосистем уровень допустимого поступления азота с атмосферными выпадениями оценивается в 350-700 г.-экв/га в год (или 5-10 кг N/га), рис. 12. В отношении эффектов, связанных с риском нарушения видового разнообразия, для тундровых экосистем получены близкие значения КН, поскольку в расчетах использованы схожие критические концентрации азота в почвенном растворе. Для лесных экосистем величины КН выше и составляют 700-1000 г.-экв/га в год и выше, что соответствует поступлению 10-15 и более кг N/га в год (рис. 13).

Полученные результаты оценки величин КН позволяют ранжировать экосистемы в зоне

воздействия по степени их устойчивости к атмосферным выпадениям азота, что может быть использовано при управлении экологическими рисками при транспортировке газа от месторождений Крайнего Севера различным потребителям.

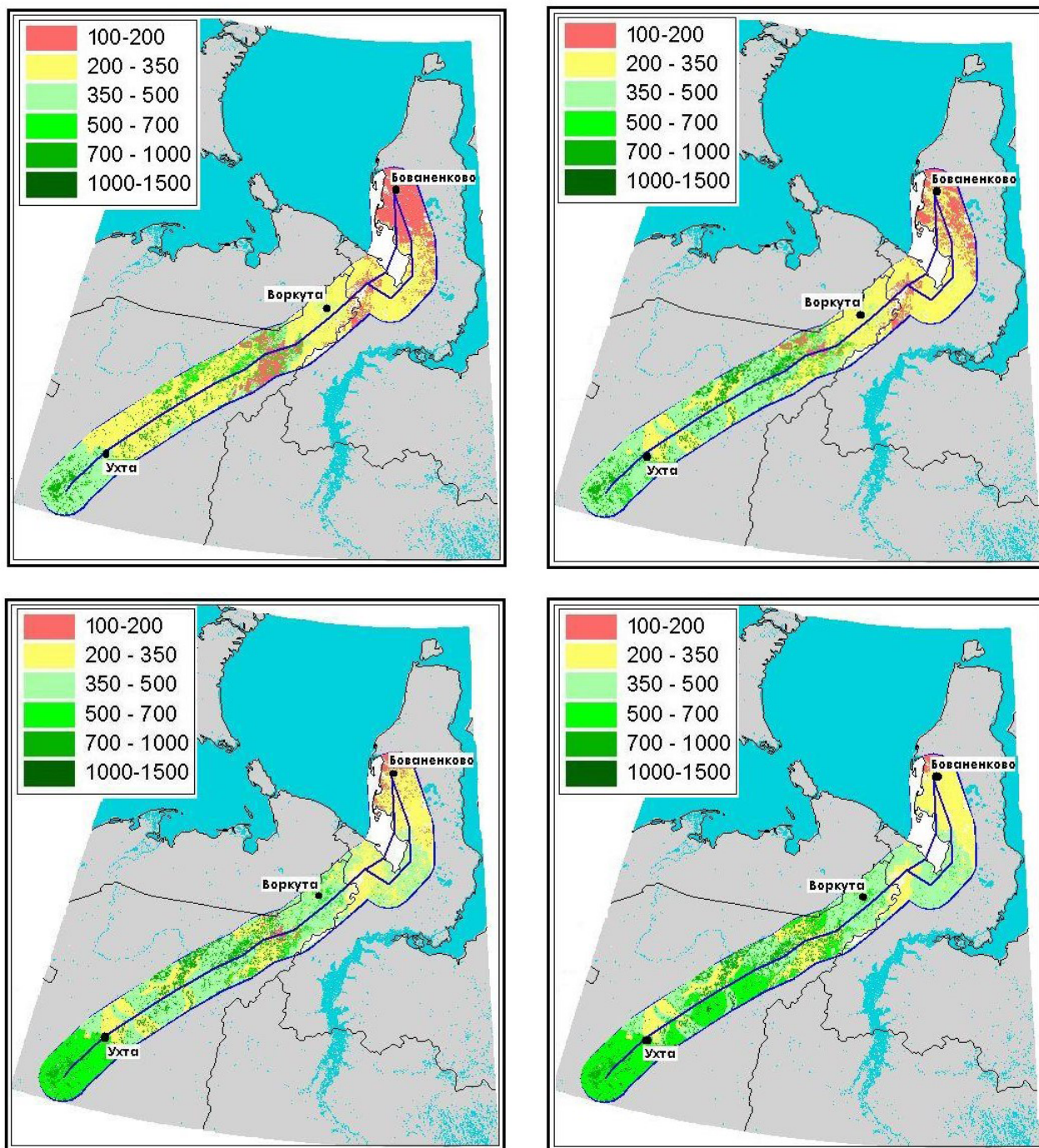


Рисунок 12. Распределение величин КН эвтрофирующих соединений в отношении дисбаланса элементов питания (г-экв/га в год) при 25%, 50%, 75% и 95-ом уровнях вероятных значений

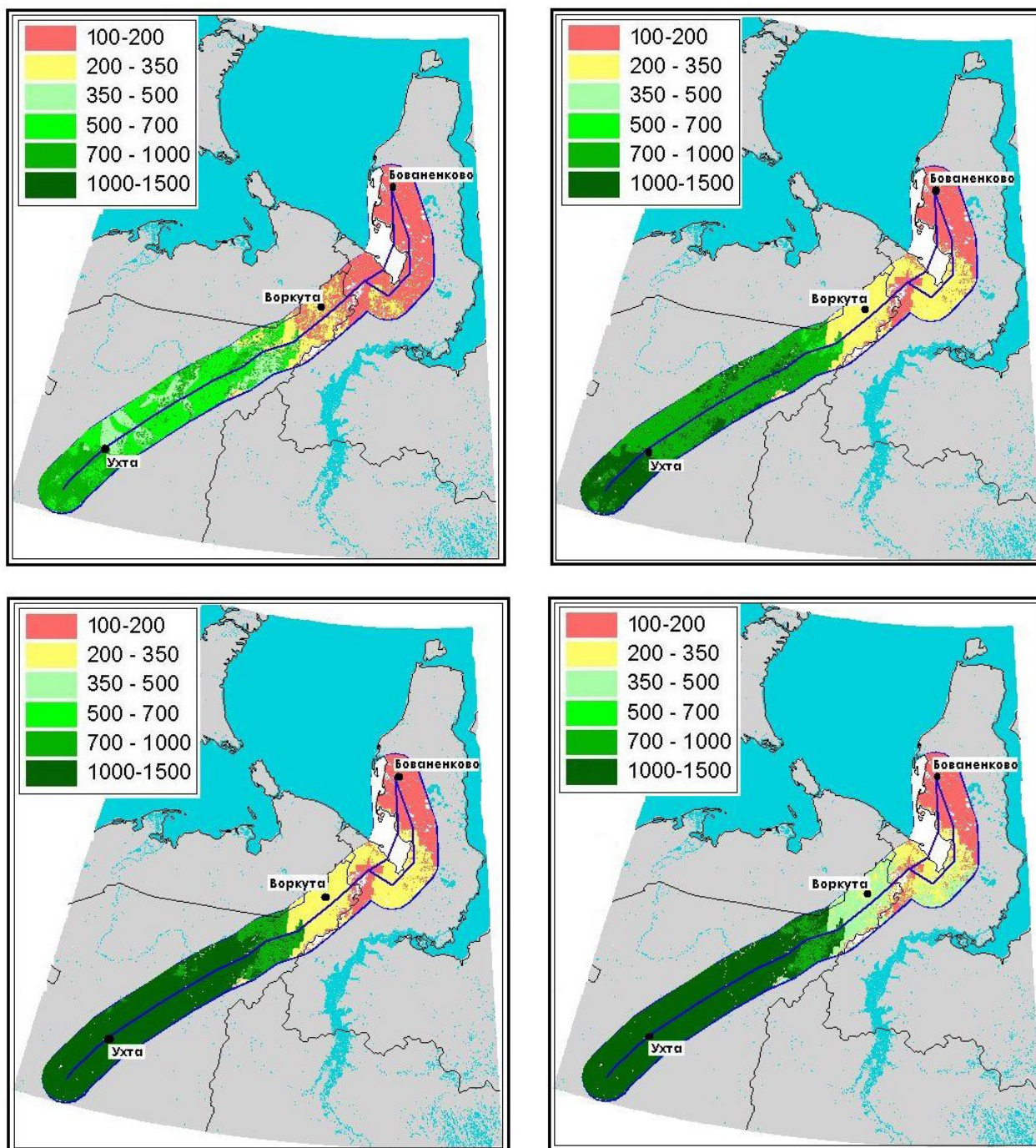


Рисунок 13. Распределение величин КН эвтрофирующих соединений в отношении нарушений видового разнообразия фитоценозов (г-экв/га в год) при 25%, 50%, 75% и 95-ом уровнях вероятных значений

Заключение

Таким образом, количественные методы расчета величин критических нагрузок как биогеохимических стандартов основаны на использовании простых биогеохимических моделей масс-баланса элементов. При оценке критических нагрузок могут быть учтены те или иные природоохранные приоритеты, определяемые через выбор реципиентов (сохранение конкретных природных объектов) и установление соответствующих биогеохимических индикаторов. В настоящее время биогеохимические стандарты применяются при разработке биогеохимических технологий в качестве технологических

параметров, что актуально, в частности, при проведении рекультивационных и ремедиационных работ, и оценке вероятности риска.

Финансирование

Работа выполнена в рамках темы Миннауки РФ «Биогеохимические процессы трансформации минерального и органического вещества почв на разных этапах эволюции биосферы и техносферы (0191-2021-0004)

Выражение благодарности

Автор благодарит к.г.н., в.н.с. ИФХИБПП РАН И.В. Припутину, к.б.н., с.н.с. ИБК РАН А.В. Танканаг и н.с. ИФПБ РАН Р.А. Галиулину за помощь в сборе, анализе и оформлении материалов.

Конфликт интересов

Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

1. Bashkin V.N. Biogeochemical Engineering. *Geochemistry International*. 61 (10), 1099–1108 (2023). DOI: 10.1134/S0016702923100026
2. Bashkin V.N., Galiulina R.A. Biogeochemical technologies for the reclamation of polluted and disturbed soils in gas-oil industry impacted areas. *Ecologica*. 30 (112) 617–624 (2023). DOI: [10.18485/ecologica.2023.30.112.15](https://doi.org/10.18485/ecologica.2023.30.112.15)
3. Васильева Г.К., Михедова Е.Е., Стрижакова Е.Р., Ахметов Л.И. Разработка метода сорбционной биоремедиации нефтезагрязненных минеральных почв Северо-Западной Сибири на примере подзола иллювиально-железистого. *Biologia et Biotechnologia*. 1.3 20 с. (2024). DOI: 10.61847/pbcras.bbt.2024.1.3
4. Вернадский В.И. Проблемы биогеохимии. (Изд-во АН СССР, Москва, Ленинград. 1939) Вып. 2. 34 с.
5. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. (Наука, Москва, 1985) 263 с.
6. Глазовская М.А. Методологические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям. (Изд-во МГУ, Москва, 1997) 102 с.
7. Глазовская М.А. Геохимические основы типологии и методики исследований природных ландшафтов. (Ойкумена, Смоленск, 2002) 288 с.
8. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. (UBA, Berlin, Germany, 2004) 97 pp.
9. Арабский А.К., Башкин В.Н., Богоявленский В.И. и др. ООО «ГАЗПРОМ ДОБЫЧА ЯМБУРГ» - 40 лет инновационного развития. (Недра, Москва, 2024) 705 с. ISBN 978-5-8365-0523-3
10. Башкин В.Н., Припутину И.В. Управление экологическими рисками при эмиссии поллютантов. (Газпром-ВНИИГАЗ, Москва, 2010) 185 с.
11. De Vries W. Soil response to acid deposition in different regional scales. PhD thesis, Agricultural University Wageningen, The Netherlands, 1995, 487 p.
12. Ковда В.А. Почвенная карта мира. (ГУГК, Москва, 1975)
13. FAO-UNESCO. The digital soil map of the World. (FAO, Rome, 1995)
14. Eurosoil Metadata: Soil Geographical Data Base of Europe. (Joint Research Center, Ispra, Italy, 1999)
15. Башкин В.Н. Эколого-агрогеохимическое районирование Московской области. (ОНТИ НЦБИ, Пушкино, 1992) 170 с.
16. Башкин В.Н. Биогеохимия полярных экосистем в зонах влияния газовой промышленности. (Газпром-ВНИИГАЗ, Москва, 2012) 300 с.