

ОЦЕНКА УРОВНЯ НАГРУЗКИ НА ЛАНДШАФТ ОТ ВЫБРОСОВ КОМПРЕССОРНЫХ СТАНЦИЙ

И.А. Швыряев, В.В. Меньшиков,
Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова

Сегодня во всем мире четко осознают важность сохранения окружающей среды. Поэтому прослеживается тенденция ужесточения норм и правил, регулирующих техногенную нагрузку на нее. В этой связи научное обоснование подходов к управлению качеством окружающей среды в рамках региональной системы является весьма перспективным. Эти подходы базируются на количественной оценке качества окружающей среды с учетом разнообразных природных характеристик и комплекса физических процессов, сопровождающих выбросы различных загрязняющих веществ (ЗВ) в атмосферу.

В общем случае распределение концентрации ЗВ вокруг источника их выброса — сложная функция, зависящая от специфики и мощности самого выброса, географического направления и скорости ветра, класса устойчивости атмосферы, вида подстилающей поверхности и рельефа местности, удаления точки измерения от источника выброса. Постановка задачи контроля качества атмосферного воздуха сводится к построению вероятностного поля превышения ПДК_{мр} в регионе размещения промышленного объекта с учетом всех возможных комбинаций метеорологических и ландшафтных характеристик региона. При этом критерием приемлемости качества воздушного бассейна является частота превышения ПДК_{мр} на уровне 5%.

Интересующая нас проблема связана с выбросами ЗВ на основных предприятиях газовой отрасли, в том числе с выбросами продуктов сгорания природного газа на компрессорных станциях (КС) с газотурбинным приводом.

В состав Бованенского газоконденсатного месторождения (БГКМ) на Ямале входят 60 насыпных кустовых площадок с фондом эксплуатационных скважин около 800 шт.; 3 установки комплексной подготовки газа (УКПГ) с дожимными компрессорными станциями (ДКС), оснащенными ГПА-Ц-16л/100-2.2 с производительностью I — 30 млрд м³/год, II — 30 + 30, III — 30 млрд м³/год и объекты тепло- и электроэнергетики. Один из основных факторов негативного техногенного воздействия на региональную экосистему — выбросы продуктов сгорания природного газа на ГПА. Речь идет в первую очередь об окислах азота (NO_x). Более 95% суммарных выбросов NO_x приходится при этом на выбросы с ДКС трех УКПГ. Интенсивность выброса NO_x с одного ГПА-Ц-16 л/100-2.2 составляет (по проекту) 7,73 г/с. Заметим, что при этом имеется реальная техническая возможность и сегодня уже ведутся практические работы по снижению объемов выбросов NO_x с одного ГПА до 5,5–6,0 г/с за счет изменения конструкции камеры сгорания, модификации технологии сжигания газа и ряда других мероприятий.

На территории БГКМ специалисты выявляют более 100 различных биогенозов. Наиболее чувствительными к негативному воздействию «кислых» осадков являются мхи и лишайники. В то же время на их долю приходится от 50 до 100% покрытия на различных участках осваиваемой территории. Именно мхи и лишайники выполняют основную роль защиты вечной мерзлоты от оттаивания. Поэтому сход этих

видов растительности приводит к многократному увеличению глубины сезонного оттаивания, в результате чего значительно интенсифицируются эрозионные процессы и общая деградация природного ландшафта. С этой точки зрения растительный покров вечномерзлых грунтов представляет интерес как элемент инженерной защиты фундаментов и опор технологических объектов.

Для расчета рассеивания ЗВ в атмосфере мы разработали соответствующую (струйно-диффузную) математическую модель, учитывающую характерные особенности выбросов продуктов сгорания ГПА, которая детально верифицирована по данным известного промышленного эксперимента [1]* в Канаде. При расчетах рассеивания выбросов NO_x учитывалась вся региональная специфика БГКМ, связанная, в частности, со значительным обводнением территории (около 40%), большой продолжительностью зимнего периода (более 250 дней), большой частотой неблагоприятных метеоусловий (сильные ветры, туманы, инверсионные состояния атмосферы) и другими факторами, влияющими на физико-математические модели переноса и специфику физико-химических трансформаций ЗВ в атмосфере.

Для перехода от струевого течения к Гауссовой диффузии обычно вводят понятие виртуального источника выброса с координатами $(x + x_0, y + y_0, z = H + dh)$, где H — высота трубы, dh — высота поднятия струи за счет начального импульса, а смещение $(x_0$ и y_0) определяются с учетом разбавления струи. При моделировании шлейфа концентраций ЗВ, находящихся в приземном слое, мы использовали следующую формулу:

$$C(x, y) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_zU} \cdot \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \cdot \exp\left(-\frac{H^2}{\sigma_z^2}\right), \text{ где}$$

σ_y и σ_z были взяты по Пасквиллу-Грифитсу по Тернеру для сельской местности [2].

Таблица 1. Критические уровни концентрации NO_x для различных групп растительности

Группа растительности	Среднесезонные концентрации NO _x , мг/м ³	
	Начало деградации C ₁	Полная гибель C ₂
Мхи рода сфагнум, эпифитные лишайники	0,005	0,04
Мхи рода дикранум, пометрихум, листовидные лишайники	0,04	0,1
Злаковые растения, ягодные кустарники, травы	0,1	0,4–1,0

Таблица 2. Показатели схода биомассы

Нарушенный почвогрунт	Надземная биомасса (Бн), г/м ²			Длительность этапов восстановления, годы		
	Бн ₁	Бн _н	Бн _{max}	t _н	t _{max}	t _б
С фрагментами органического слоя	20–50	160	350	3,5	8,0	40–50
Без фрагментов органического слоя	1–17	125	190	6,0	13,0	40–50

* - Со списком литературы можно ознакомиться на сайте www.agroxi.ru

Производили расчет концентрации загрязняющих веществ в приземном слое в течение года. Была использована 8-рубовая схема розы ветров. Вычисление производили по следующей формуле:

$$C(x, y) = C(r, \theta) = \sum_{i=1}^L P_{v,i} \left\{ \sum_{k=1}^6 P_k \cdot \frac{4 \cdot Q}{\sqrt{2} \cdot \pi^{3/2} \cdot r \cdot U_1 \cdot \sigma_z} \cdot \exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right) \right\}$$

На основе этой формулы построили поля среднегодовых концентраций.

По данным различных исследователей, максимально разовые ПДК_{мр} для основных растительных сообществ Крайнего Севера намного ниже, чем ПДК_{мр} для человека (0,085 мг/м³) и составляют для сфагновых мхов 0,02 мг/м³, лишайников – 0,04, кустарников – 0,4 и травянистых растений – 1 мг/м³. Установлено, что при среднесезонной концентрации NO_x всего лишь 0,002–0,003 мг/м³ явно выявляется негативное влияние загрязнителей на растительный покров. Проведенный анализ показал, что с учетом топографических особенностей БГКМ ее можно разделить на несколько характерных районов, различающихся по допустимым критическим нагрузкам на ландшафт в 1,5–2,0 раза и более. При этом наиболее устойчивые ландшафты – растительные сообщества в долинах рек и участки переувлажненных низовых болот, а наименее устойчивы биогеоценозы бугров и водоразделов.

Установлено, что ДКС УКПГ-I, как источник выбросов NO_x, расположена в зоне относительно устойчивых ландшафтов, в то время как ДКС УКПГ-II и ДКС УКПГ-III – в зоне наиболее уязвимых. Это обстоятельство однозначно указывает на необходимость детальной отработки комплекса мероприятий по эффективному восстановлению

растительного покрова уже при освоении первой очереди БГКМ.

Воздействие на растительный покров окислов азота и продуктов его фотохимических превращений в атмосфере угнетает различные виды растительности в разной степени. Экспериментально доказано, что угнетение одних видов растительности зачастую приводит к изменению балансов в региональном растительном сообществе, состоящем из различных видов, в результате чего увеличивается доля на единицу площади более стойких к загрязнению растений.

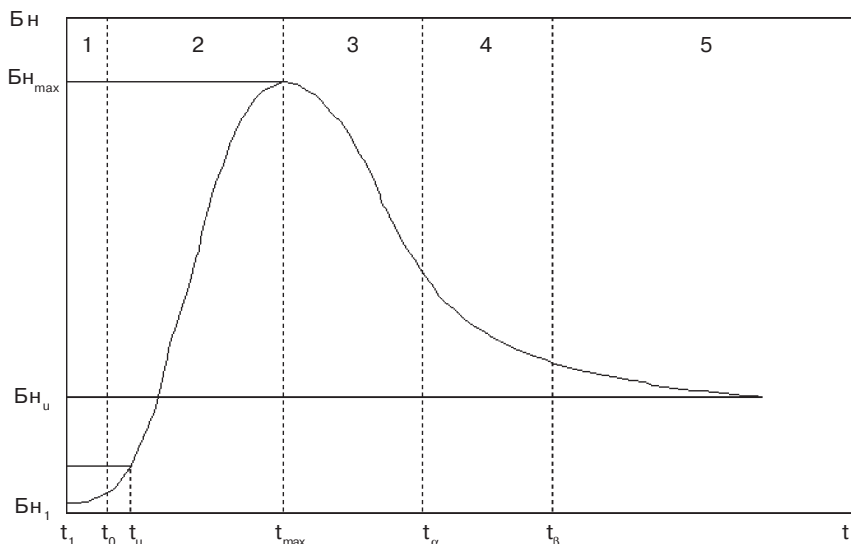


Рис. 1. Логическая схема динамики надземной биомассы (Бн) в разные периоды процесса саморазвития растительного покрова на нарушенной тундровой почве [3]: 1 – поселение злаков; 2 – интенсивное их развитие; 3 – угнетение; 4 – вытеснение злаков коренными сообществами; 5 – стабилизация коренных сообществ

Для прогноза последствий негативного влияния выбросов окислов азота на окружающую среду было проведено ранжирование территории БГКМ по ее заселенности различными (по устойчивости к кислым осадкам) растительными сообществами. Среди их многочисленных видов для анализа были выделены 3 основные группы, составляющие более 85% проективного покрытия (табл. 1). По каждой из этих групп оценили наиболее достоверные значения осредненных за весь летний период концентраций NO_x (дозовая нагрузка), приводящих к деградации и полной гибели выделенных видов.

Растительный мир тундры – наиболее чувствительный компонент биоценоза в отличие от биоценозов средней полосы, где наиболее уязвимым компонентом являются почвы (табл. 2) [4]. На рис.1 представлена динамика саморазвития растительного покрова на нарушенной тундровой почве. Растительность

Растительный мир тундры – наиболее чувствительный компонент биоценоза в отличие от биоценозов средней полосы, где наиболее уязвимым компонентом являются почвы (табл. 2) [4]. На рис.1 представлена динамика саморазвития растительного покрова на нарушенной тундровой почве. Растительность

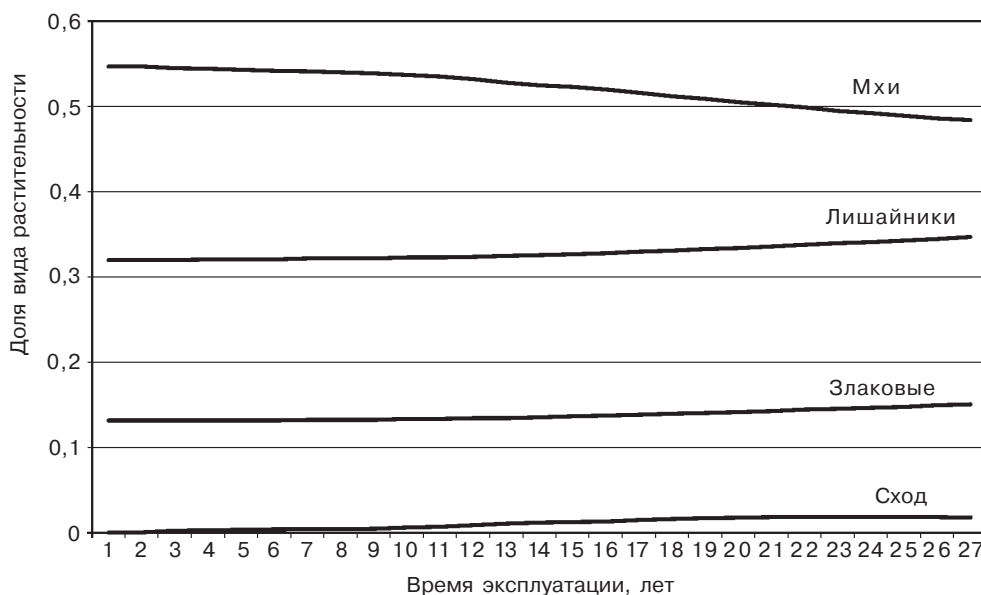


Рис. 2. Зависимость доли растительных сообществ и схода растительности от времени эксплуатации

тельный покров вечной мерзлоты представляет интерес с инженерной точки зрения. Как правило, на практике основное внимание уделялось проблемам восстановления растительного покрова после проведения различных работ.

При математическом моделировании динамики схода и видовых изменений растительных сообществ принималось, что доля поражения в каждой из групп, сосуществующих на единицу площади, пропорциональна превышению заданных пороговых значений концентраций ЗВ. Вследствие

неодинаковой реакции на внешнее воздействие менее устойчивые виды растений начинают снижать продуктивность и частично вымирают. Происходит постепенное замещение их более устойчивыми к кислотному воздействию видами местной флоры, причем интенсивность восстановления покрытия на новой видовой основе пропорциональна как освобожденной площади, так и эффективности специальных мероприятий по восстановлению ландшафта.

При рассмотрении динамики восстановления растительности более устойчивых видов исходили из следующих предположений [5]:

- в нормальных условиях на единице площади сосуществуют несколько групп растительности с различной долей каждой группы;
- вследствие неодинаковой реакции на неблагоприятное внешнее биохимическое воздействие, менее устойчивые виды растений начинают вымирать, происходит замещение их более устойчивыми видами местной флоры;
- при снятии антропогенного воздействия в первую очередь происходит восстановление тех видов, которые доминировали в данном месте в естественных условиях,
- скорость процесса восстановления на новой видовой основе при прочих равных условиях прямо пропорциональна площади, не занятой растительными сообществами.

Динамика восстановления растительного покрова описывалась на основе сделанных предположений в следующем виде [6]:

- (если $C < 0,01 \text{ мг/м}^3$);
- (если $C < 0,04 \text{ мг/м}^3$);
- (если $C < 0,10 \text{ мг/м}^3$),

где S – доля незанятой растительными сообществами площади; $dS1/dt$ – изменение доли площади, занятой первой группой; $dS2/dt$ – изменение доли площади, занятой второй группой; $dS3/dt$ – изменение доли площади, занятой третьей группой; $k1, k2, k3$ – скорости зарастания.

Скорости зарастания были оценены как 0,125; 0,1 и 0,083 в год соответственно, что предполагает использование определенных методов стимулирования роста растительности на нарушенных ландшафтах.

Оцененная с консервативных позиций динамика изменения растительных сообществ на территории БГКМ с учетом поэтапности ввода промышленных объектов

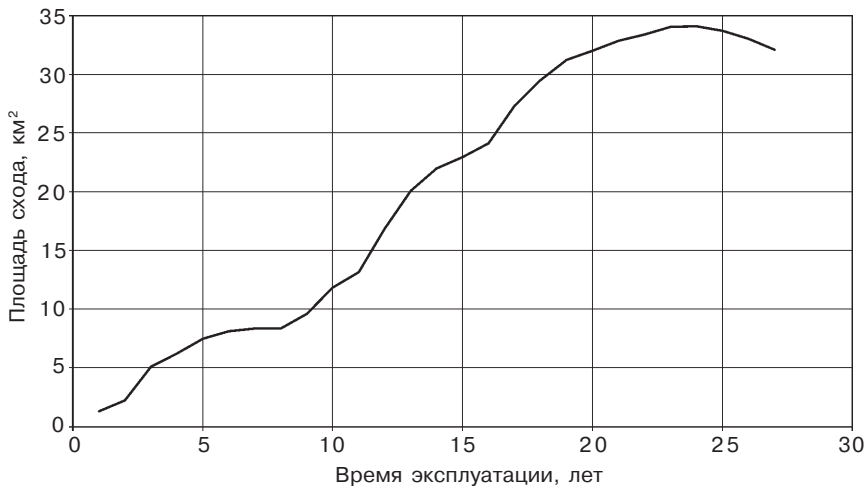


Рис. 3. Зависимость площадей схода растительности от времени эксплуатации

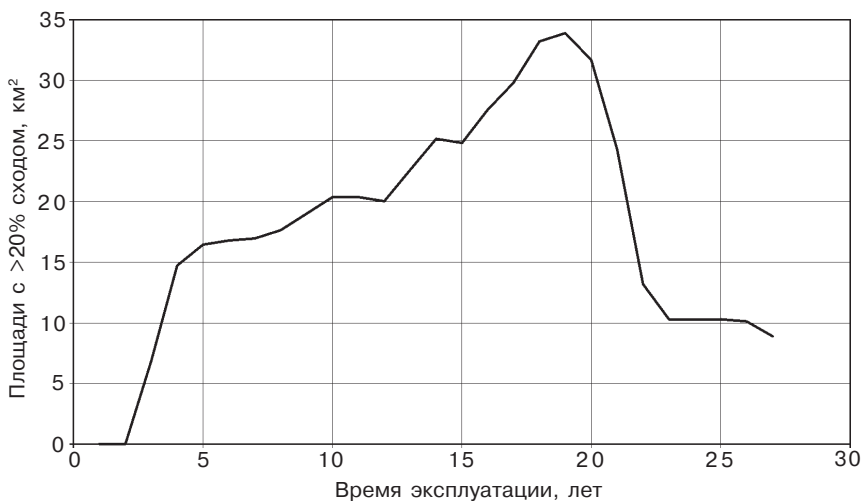


Рис. 4. Зависимость площадей со сходом растительности более 20% от времени эксплуатации

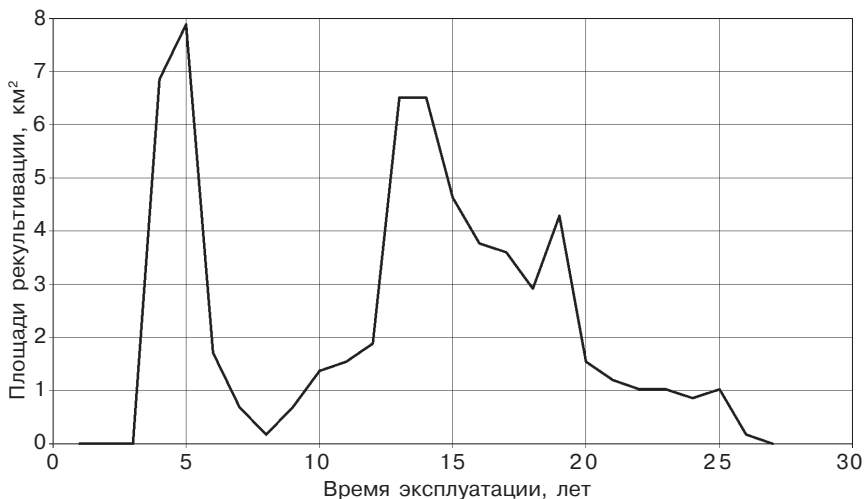



Рис. 5. Зависимость площадей с биорекультивацией от времени

показала, что прямое воздействие на растительные сообщества наиболее сильно сказывается непосредственно в начале ввода в эксплуатацию промышленного объекта, поскольку именно в этот момент биоценоз выводится из состояния динамического равновесия. Наибольшему воздействию (до 40% схода растительности) подвергается территория в непосредственной близости (4–7 км) от стационарных источников выброса. По мере адаптации и смены видов растительности доля участков со сходом растительности уменьшается (рис. 2–5).

Следует отметить, что пока весьма сложно провести уточненные оценки этих процессов, поскольку не имеется экспериментальных данных о воздействии оксидов азота на растительный мир БГКМ. Уточнение возможно в рамках программы территориального мониторинга на базе геоинформационной системы. Сбор данных об изменении видового состава растительности по мере ввода и эксплуатации ГП-1 позволит в дальнейшем построить адекватную модель антропогенной нагрузки на растительный мир БГКМ и обобщать мероприятия по рекультивации отдельных участков местности.

Таким образом, в период строительства и обустройства месторождения верхний слой почвы подвергается механической деградации. Это обстоятельство в значительной степени увеличивает сложность прогноза как нагрузок на почву, так и на растительный мир БГКМ. Поэтому этот аспект деятельности также должен быть учтен на этапе проведения территориального мониторинга БГКМ.

Предполагаемые алгоритмы позволяют провести первичные консервативные оценки опасности того или иного объекта и проранжировать опасные объекты по сравнительному уровню риска, используя достаточно простые методики и разработанные расчетные коды.

Полученные данные могут оказаться полезными в практической деятельности при разработке рекомендаций по возможным мерам регионального уровня, нацеленным на снижение негативных воздействий опасных для окружающей среды видов промышленного производства; прогнозировании экономического развития регионов с учетом антропогенных нагрузок на окружающую среду; выявлении критических областей, где снижение уровня неопределенности приведет к наиболее эффективной оценке достоверности риска и тем самым обеспечит наилучшие способы его снижения. 

Литература

1. A Model to Estimate Ground-Level H₂S and SO₂ Concentrations from Uncontrolled Sour Gas Releases, Report Concord Scientific Corporation", 1988.
2. Pasquill F., Smith F.V. Atmospheric diffusion, Third Edition, Ellis Horwood Ltd. 1983.
3. А.Ю. Сидорчук, А.В. Баранов, Эрозионные процессы центрального Ямала, Санкт-Петербург, 1999.
4. Евдокимова Г.А. и др. Биологическая активность почв в условиях аэротехногенного загрязнения на Крайнем Севере. – Л. Наука, 1984.–120с.
5. Н.И. Базилевич, Т.Г. Гильманов. Концептуально балансовые модели экосистем как этап обобщения экологической информации при построении математических моделей// Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т VII. Л.: Гидрометеоиздат. 1988.
6. Сафонов В.С., Одишария Г.Э., Швыряев А.А., Теория и практика анализа риска в газовой промышленности. М.:НУМЦ Минприроды России, 1996.