

**МОДЕЛИРОВАНИЕ ЭМИССИИ CO₂, CH₄, NO, N₂O
ИЗ ОРГАНИЧЕСКИХ ПОЧВ (PEAT-GHG-MODEL)**

А.Н. Полевой¹⁾, А.Ю. Микитюк²⁾

¹⁾ Одесский государственный экологический университет,
Украина, 65016, г. Одесса, ул. Львовская, 15; *apolevoy@te.net.ua*

²⁾ Институт развития территориальных общин,
Украина, 01024, г. Киев, ул. Лютеранская, офис 21/12; *alex.mykytiuk@icdu.kiev.ua*

Резюме. Рассматривается эмиссия парниковых газов из органических почв. Органическое вещество растительных остатков и почвы разделяется на два активных компартмента и один инертный компартмент. Вводятся следующие компартменты: стойкий органический материал RPM, декомпозиционный органический материал DPM, инертный органический материал IOM, выделяются также пулы микробиологической биомассы BIO и гумуса HUM. В модель включены все главные процессы круговорота C и N, интенсивность которых описывается динамическими уравнениями первого порядка. При разложении рассматривается эмиссия CO₂ и CH₄. Моделируются основные процессы трансформации форм азота под воздействием факторов окружающей среды: аммонификация, нитрификация, денитрификация, иммобилизация, поглощение азота корневой системой растений, вынос нитратов за пределы слоя почвы 0 – 50 см при инфильтрации влаги, эмиссия N₂O при нитрификации и денитрификации.

Ключевые слова. Органическое вещество, углерод, азот, аммонификация, нитрификация, денитрификация, иммобилизация, эмиссия CO₂, CH₄, N₂O, NO.

**MODELING EMISSIONS OF CO₂, CH₄, NO, N₂O
FROM ORGANIC SOILS (PEAT-GHG-MODEL)**

A.N. Polevoy¹⁾, A.Yu. Mykytiuk²⁾

¹⁾ Odessa State Environmental University,
15 Lvovskaya str., 65016, Odessa, Ukraine; *apolevoy@te.net.ua*

²⁾ Institute for Community Development,
21/12 Luteranskaya str., 01024, Kyiv, Ukraine; *alex.mykytiuk@icdu.kiev.ua*

Summary. Emission of GHG from organic soils is considered. The organic substance of plant residues as well as one of the soil are subdivided into two active compartments and an inert compartment: resistant plant material – RPM, decomposition plant material – DPM, inert organic material – IOM are distinguished, as well as pools of microbiological biomass, BIO, and humus, HUM. All major processes of C and N turnover are included in the model; their intensity is described by first-

order equations. CO₂ and CH₄ emission under decomposition is studied. Main processes of nitrogen form transformation are simulated under influence of environmental factors: ammonification, nitrification, denitrification, immobilization, nitrogen absorption by plant rootage, carry-over of nitrates outside the soil layer of 0 – 50 cm during moisture infiltration, N₂O emission under nitrification and denitrification.

Keywords. Organic substance, carbon, nitrogen, ammonification, nitrification, denitrification, immobilization, CO₂, CH₄, N₂O, NO emission.

Введение

Динамическое моделирование процессов трансформации органического вещества почв является частью более сложной проблемы – моделирования процессов почвообразования и функционирования почв, а в целом – развития всей почвенной системы. Оно является важным инструментом исследования функционирования и прогнозирования изменений почвенной системы, количественной оценки роли почвенного покрова в балансе парниковых газов в атмосфере и в процессах изменений климата.

Интенсивное развитие динамического моделирования органического вещества почв происходило как в рамках создания моделей агроэкологических систем, так и вполне самостоятельно, в основном для лесных почв. На этой основе определились основные концептуальные подходы к оценке динамики процессов трансформации органического вещества растительных остатков и почв, а также эмиссии парниковых газов из почвы.

Приведенные в монографии (Моделирование динамики органического вещества в лесных ..., 2007) результаты анализа процесса минерализации органического вещества растительных остатков и почв позволяют сделать вывод о том, что темп трансформации имеет два разных этапа: фазу скорой и фазу медленной минерализации. Фаза быстрой минерализации достаточно коротка и завершается в первые месяцы разложения растительных остатков, сменяясь длительной фазой медленной минерализации. Такой характер динамики потери массы растительных остатков при разложении может быть объяснен разными причинами. Фазу быстрой минерализации обычно связывают с трансформацией свежего материала растительных остатков и его быстро минерализуемыми компонентами. Существование фазы медленной минерализации объясняется по-разному: с одной стороны, ингибирующее влияние накапливаемого лигнина, с другой стороны, как результат формирования гумусовых веществ, которые блокируют дальнейшее быстрое разложение растительных остатков.

Характер растительности является мощным фактором, который влияет на процесс образования гумуса. Скорость и направленность гумификации зависят от многих факторов. Основными среди них являются количество и химический состав растительных остатков, водный и воздушный режимы, состав почвенных микроорганизмов, реакция почвенного раствора, гранулометриче-

ский состав почвы и т.п. Выделяются несколько ситуаций, которые характеризуют особенности влияния водно-воздушного режима почвы на гумификацию:

– в аэробных условиях возможны такие варианты: а) при достаточном количестве влаги, температуре 25...30 °С разложение и минерализация идут интенсивно, поэтому гумуса накапливается мало; б) при недостатке влаги образуется мало органической массы вообще, замедляются ее разложение и минерализация, также образуется мало гумуса;

– в анаэробных условиях при постоянном избытке воды и недостатке кислорода замедляется разложение органических остатков, в результате деятельности анаэробных микроорганизмов образуются метан и водород, которые подавляют микробиологическую активность, гумусообразование очень слабое, органические остатки консервируются в виде торфа (болотные почвы);

– чередование оптимальных гидротермических условий с некоторым периодическим дефицитом влаги в почве – наиболее благоприятный вариант для гумусообразования, при этом идет постепенное разложение органических остатков, достаточно энергичная гумификация, закрепление гумуса в почве в засушливые периоды (чернозем).

Дренирование торфяных почв вызывает эмиссию двуокси углерода CO_2 и закиси азота N_2O . Переувлажнение торфяных почв приводит к ингибированию процесса аэробной эмиссии CO_2 и N_2O , а также к увеличению эмиссии метана CH_4 .

Среди основных направлений моделирования эмиссии парниковых газов из органических почв (модели типа «peat soil», «wetland», «forest soil») условно можно выделить три основных типа таких моделей, которые сформировались в течение последних 20 лет.

К первому направлению следует отнести работы, в которых моделируется динамика углерода в почве и эмиссия CO_2 и CH_4 (Komarov et al., 2003; Van Huissteden et al., 2006; Van den Bos et al., 2003; Walter, Heimann, 2000).

Второе направление составляют модели, в которых рассматриваются процессы нитрификации и денитрификации азота в почве и эмиссия N_2O (Parton, Mosier, 1996; Qusman, Marino, 1999).

Комплексные модели, в которых рассматривается динамика углерода в почве, процессы трансформации азота в почве и эмиссия CO_2 , CH_4 , N_2O (Lun, Bruggemann, 2012; Morishita, Matsuura, 2006; Pihlatie et al., 2007; Smith et al., 2010) можно отнести к третьему направлению.

Большинство моделей направлено на получение на их основе оценок выбросов парниковых газов из органических почв на региональном и национальном уровнях.

Методы и материалы

В качестве объекта исследования нами рассматривается эмиссия парниковых газов из органических почв Украинского Полесья и количественное описание этого процесса.

Принятая нами концепция моделирования динамики органического вещества в органических почвах (торфяниках) и выбросов углерода, метана, закиси азота и окиси азота из этих почв базируется на принципах, сформулированных в ROTHС-модели (Coleman, Jenkinson, 1996) для минеральных почв, которые затем получили развитие в работе (Smith, et al., 2010) относительно органических почв при создании модели ECOSSE. Их суть состоит в разделении органического материала растительных остатков и почвы на активные и пассивные компартменты и дальнейшем количественном описании их динамики.

Разработанная нами модель динамики органического вещества в органических почвах (торфяниках) и выбросов углерода, метана, закиси и окиси азота из этих почв (PEAT-GHG-MODEL), а также накопления углерода в почве при разложении органических веществ растительных остатков и почвы состоит из пяти основных блоков:

1) блок начальных данных, который включает учет органического вещества растительных остатков, органического материала почвы, количество внесенных органических и минеральных удобрений;

2) блок факторов окружающей среды, который включает характеристики водно-физических и агрохимических свойств почвы;

3) блок разделения на стойкий органический материал *RPM*, декомпозиционный органический материал *DPM*, инертный органический материал *IOM*;

4) углеродный блок;

5) азотный блок.

Рассмотрим кратко характеристики этих блоков.

Блок входной информации модели включает:

– характеристику участка (поля) с органической почвой: суммарное содержание углерода в почве; процент глины в почве; количество внесенных органических удобрений; количество внесенного азота с минеральными удобрениями; начальные данные о содержании аммония в почве; водно-физические свойства почвы;

– характеристику растительности (тип естественной растительности; сельскохозяйственная культура на участке; начало и продолжительность вегетации естественной растительности (сельскохозяйственной культуры); размеры массы надземной части естественной растительности; количество кустов или деревьев на единице площади; урожай основной продукции сельскохозяйственной культуры);

– ежемесячные метеорологические и гидрологические данные (средняя за месяц температура и относительная влажность воздуха; уровень грунтовых вод; сумма осадков за месяц).

В углеродном блоке модели (рис. 1), аналогично работе Smith, et al. (2010), органическое вещество растительных остатков и органическое вещество почвы разделяется на два активных компартмента и один инертный компартмент.

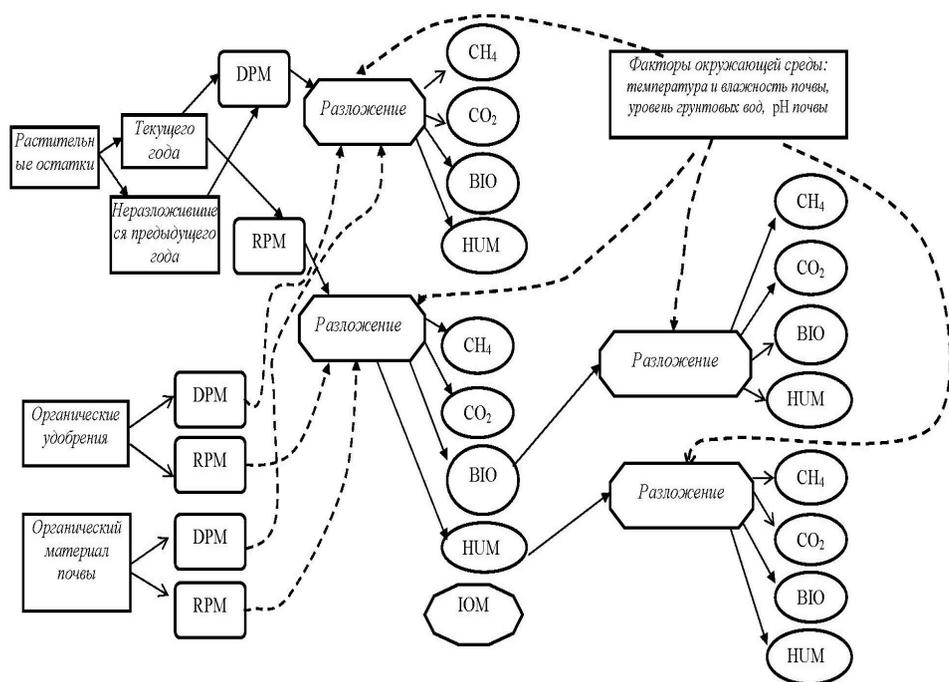


Рисунок 1. Углеродный блок модели динамики органического вещества в органических почвах (торфяниках) и выбросов углерода, метана и закиси азота из этих почв (PEAT-GHG-MODEL):

DPM – материалы, которые разлагаются; HUM – гумифицированный материал; RPM – стойкий материал; IOM – инертный органический материал; BIO – микробиологическая биомасса.

Выделяется стойкий органический материал *RPM*, декомпозиционный органический материал *DPM*, инертный органический материал *IOM*, выделяются также пулы микробиологической биомассы *BIO* и гумуса *HUM*. В модель включены все главные процессы круговорота C и N, интенсивность которых описывается уравнением первого порядка. Скорости протекания процессов являются специфическими параметрами для каждого пула, которые будут зависеть от факторов окружающей среды: температуры воздуха и почвы, влажности почвы, типа и размеров растительности, механического состава почвы, pH почвы. В течение процесса разложения происходит обмен органического вещества между пулами. При аэробных условиях процесс разложения приводит к потерям углерода в виде CO₂, при анаэробных условиях доминируют потери углерода в виде CH₄.

В азотном блоке модели (рис. 2) содержание азота в почве следует за разложением органического материала почвы со стойким соотношением C/N для каждого пула, которое поддерживается в процессе минерализации или иммобилизации.

При разложении выделяется NH₄, который в процессе нитрификации превращается в NO₃, а затем – в процессе денитрификации превращается в N₂O и N₂.

Рассматривается влияние факторов окружающей среды (температуры воздуха и почвы, влажности почвы, рН почвы) на интенсивность процессов минерализации, нитрификации и денитрификации. В процессе нитрификации и денитрификации наблюдается эмиссия N_2O и NO . Описываются (рис. 2) основные процессы трансформации форм азота под воздействием факторов окружающей среды. К ним относятся: аммонификация, нитрификация, денитрификация, иммобилизация, поглощение азота корневой системой растений, вынос нитратов за пределы слоя почвы 0 – 50 см при инфильтрации влаги, эмиссия N_2O и NO при нитрификации и денитрификации. Остановимся на основных формулах модели.

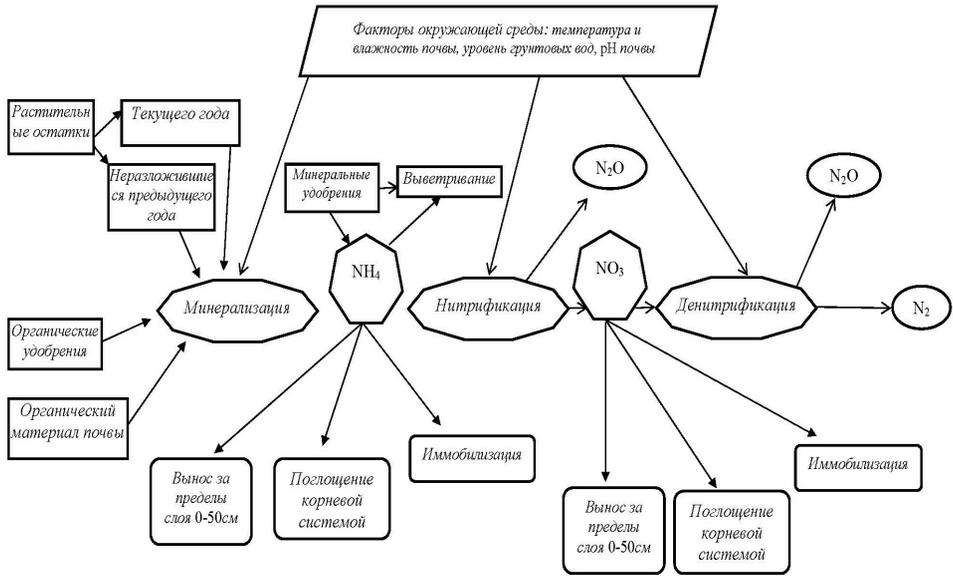


Рисунок 2. Азотный блок модели динамики органического вещества в органических почвах (торфяниках) и выбросов углерода, метана и закиси азота из этих почв (PEAT-GHG-MODEL)

Расчет запасов влаги в почве выполняется по полученной нами на основе материалов Шебеко (1974) зависимости запасов влаги в почве от уровня грунтовых вод.

$$W(j) = (-1.56hgr(j) + 452.32) \cdot (W_f/440) - W_{wp} \quad (1)$$

где W – запасы влаги в почве, мм; hgr – уровень грунтовых вод, см; W_f – полная влагоемкость почвы в слое 0 – 50 см, мм; W_{wp} – влажность завядания почвы в слое 0 – 50 см, мм; j – номер временного шага.

Испаряемость рассчитывается по формуле Иванова (1954):

$$E_0(j) = 0.0018 \cdot (T(j) + 25)^2 \cdot (100 - O_{ttw}(j)), \quad (2)$$

где E_0 – испаряемость, мм $мес^{-1}$; T – температура воздуха, °C; O_{ttw} – относительная влажность воздуха.

Инфильтрация оценивается по уравнению водного баланса.

Температура почвы на глубине 20 см рассчитывается с помощью полученных нами на основе материалов Шульгина (1972) и Адаменко (1979) регрес-

сионных уравнений для перехода от температуры воздуха к температуре органической почвы на глубине 20 см для каждого месяца вегетации.

На основе материалов (Проект «Сокращения выбросов парниковых газов...», 2012) нами получены формулы для расчета растительных остатков естественной растительности, которые охватывают: влажные луга с доминированием *Deschampsia caespitosa*; влажные луга с доминированием *Molinia caerulea*; группировку жестких безлистных злаковидных растений из семейств *Cyperaceae* и *Juncaceae*; сообщество низких корневищных осок; сообщество высоких осок; заросли высокотравных корневищных гелофитов (камыш, рогоза), посадки ивы в возрасте до 7 лет, 8 – 10 лет, 10 – 12 лет и больше 12 лет.

Для расчета растительных остатков набора сельскохозяйственных культур используются регрессионные уравнения, изложенные в работе Новикова (2012).

На основе результатов работы (Полевой, 1983) предложено уравнение, которое позволяет распределить растительные остатки в течение периода вегетации естественной растительности или сельскохозяйственной культуры.

$$U_{rst}(j) = U_{rs} \left\{ \frac{2.3026 \cdot \frac{2}{n} \cdot 10^{\left[\left(2 - \frac{2}{n}\right) \cdot (j - n_{veg}^1) + 1 \right]}}{1 + 10^{\left[\left(2 - \frac{2}{n}\right) \cdot (j - n_{veg}^1) + 1 \right]}} \right\}, \quad (3)$$

где U_{rst} – растительные остатки, накопленные за месяц вегетации, т га⁻¹ месяц⁻¹; U_{rs} – растительные остатки за весь период вегетации, т га⁻¹; n – количество месяцев вегетации растений; n_{veg} – номер первого месяца вегетации растений.

Согласно работе (Smith et. al., 2010) рассчитывается разложение и дальнейшая динамика минерализации органического материала неразложившихся растительных остатков предыдущего года, растительных остатков текущего года, образования углерода и аммония, продуцирование CO₂ и CH₄ в процессе минерализации органического материала.

Следуя схеме рис. 1, рассматривается разложение вещества на каждом временном шаге. Первоначально, рассматривается трансформация растительных остатков U_{rst} в компартменты *DPM* и *RPM*. Далее рассматривается последующее их разложение с выделением компартментов *BIO* и *HUM*, а затем их последующее разложение и выделение CO₂ и CH₄ за конкретный месяц. Для *RPM*, как следует из рис. 1, разложение *BIO* и *HUM* рассматривается дважды. Таким образом, моделируется последовательная цепочка разложения. Для каждого месяца сводится баланс продуцирования CO₂ и CH₄.

Первичное разложение растительных остатков на стойкий органический материал *RPM* и декомпозиционный органический материал *DPM* рассчитывается на основе данных о растительных остатках за весь период вегетации по следующей системе уравнений:

$$\left. \begin{aligned} DPM(j+1) &= 0.59U_{rst}(j) \cdot \exp(-a_C(j) \cdot a_W(j) \cdot c_C \cdot 10.0 \cdot 0.08333); \\ RPM(j+1) &= 0.41U_{rst}(j) \cdot \exp(-a_C(j) \cdot a_W(j) \cdot c_C \cdot 0.3 \cdot 0.08333) \end{aligned} \right\} (4)$$

где DPM – декомпозиционный растительный материал, $t\text{ га}^{-1}\text{ мес}^{-1}$; RPM – стойкий органический материал, $t\text{ га}^{-1}\text{ мес}^{-1}$; a_C и a_W – функции влияния температуры и влажности почвы на декомпозицию органического материала, безразм.; c_C – коэффициент, который характеризует влияние рН почвы на декомпозицию органического материала, безразм.

Для моделирования разложения части органического вещества растительных остатков $DPM(j)$, следуя работе (Smith et al., 2010), принята следующая система уравнений:

$$\left. \begin{aligned} BIO(j+1) &= DPM(j) \cdot \exp(-a_C(j) \cdot a_W(j) \cdot c_C \cdot X_1); \\ HUM(j+1) &= DPM(j) \cdot \exp(-a_C(j) \cdot a_W(j) \cdot c_C \cdot X_2); \\ CO_2(j+1) &= x_C \cdot [BIO(j) + HUM(j)]; \\ CHBIO(j+1) &= BIO(j) \cdot [\exp(-mt1(j) \cdot mW1(j) \cdot mpH1(j) \cdot X_3)] \cdot X_5; \\ CHHUM(j+1) &= HUM(j) \cdot [\exp(-rmt1(j) \cdot rmW1(j) \cdot rmpH1(j) \cdot X_4)] \cdot X_6 \end{aligned} \right\} (5)$$

где $X_1 = (0.66 \cdot 0.08333)$;
 $X_2 = (0.02 \cdot 0.08333)$;
 $X_3 = (0.6 \cdot 0.66 \cdot 0.00278)$;
 $X_4 = (0.6 \cdot 0.02 \cdot 0.00278)$;
 $X_5 = [1 - (0.85 / (1 + rE))]$;
 $X_6 = [1 - 0.85 \cdot (0.85 / (1 + rE))]$.

Подобная система уравнений принята и для моделирования разложения части органического вещества растительных остатков $RPM(j)$.

Разложение рассматривается в несколько этапов. Первоначально, следуя блок-схеме на рис. 1, моделируется разложение части органического вещества растительных остатков $RPM(j)$;

$$\left. \begin{aligned} BIO1(j+1) &= RPM(j) \cdot \exp(-a1_C(j) \cdot a1_W(j) \cdot c_C \cdot X_1); \\ HUM1(j+1) &= RPM(j) \cdot \exp(-a1_C(j) \cdot a1_W(j) \cdot c_C \cdot X_2); \\ CO_21(j+1) &= x_C \cdot [BIO1(j) + HUM1(j)]; \\ CHBIO1(j+1) &= BIO1(j) \cdot [\exp(-mt1(j) \cdot mW1(j) \cdot mpH1(j) \cdot X_3)] \cdot X_5; \\ CHHUM1(j+1) &= HUM1(j) \cdot [\exp(-rmt1(j) \cdot rmW1(j) \cdot rmpH1(j) \cdot X_4)] \cdot X_6 \end{aligned} \right\} (6)$$

Далее рассматривается разложение компартмента $BIO1(j)$:

$$\left. \begin{aligned} BIO2(j+1) &= BIO1(j) \cdot \exp(-a1_C(j) \cdot a1_W(j) \cdot c_C \cdot X_1); \\ HUM2(j+1) &= BIO1(j) \cdot \exp(-a1_C(j) \cdot a1_W(j) \cdot c_C \cdot X_2); \\ CO_22(j+1) &= x_C \cdot [BIO2(j) + HUM2(j)]; \\ CHBIO2(j+1) &= BIO2(j) \cdot [\exp(-mt1(j) \cdot mW1(j) \cdot mpH1(j) \cdot X_3)] \cdot X_5; \\ CHHUM2(j+1) &= HUM2(j) \cdot [\exp(-rmt1(j) \cdot rmW1(j) \cdot rmpH1(j) \cdot X_4)] \cdot X_6. \end{aligned} \right\} (7)$$

Одновременно с этим моделируется разложение компартмента $HUM1(j)$:

$$\left. \begin{aligned} BIO3(j+1) &= HUM1(j) \cdot \exp(-a1_C(j) \cdot a1_W(j) \cdot c_C \cdot X_1); \\ HUM3(j+1) &= HUM1(j) \cdot \exp(-a1_C(j) \cdot a1_W(j) \cdot c_C \cdot X_2); \\ CO_23(j+1) &= x_C \cdot [BIO3(j) + HUM3(j)]; \\ CHBIO3(j+1) &= BIO3(j) \cdot [\exp(-mt1(j) \cdot mW1(j) \cdot mpH1(j) \cdot X_3)] \cdot X_5; \\ CHHUM3(j+1) &= HUM3(j) \cdot [\exp(-rmt1(j) \cdot rmW1(j) \cdot rmpH1(j) \cdot X_4)] \cdot X_6 \end{aligned} \right\}, (8)$$

где BIO , $BIO1$, $BIO2$, $BIO3$ – микробная биомасса, которая выделилась при разложении соответственно DPM и RPM , т га⁻¹ мес⁻¹; $a1_C$, $a1_W$ – функции влияния температуры и влажности почвы на декомпозицию органического материала, безразм.; HUM , $HUM1$, $HUM2$, $HUM3$ – гумифицированная органическая биомасса, которая выделилась при разложении DPM и RPM , т га⁻¹ месяц⁻¹; CO_2 , CO_21 , CO_22 , CO_23 – количество CO_2 , которое выделилось при разложении DPM , RPM , $BIO1$ и $HUM1$ т га⁻¹ месяц⁻¹; x_C – отношение $CO_2/(BIO+HUM)$, безразм.; $CHBIO$, $CHBIO1$, $CHBIO2$, $CHBIO3$ – количество метана, которое выделилось при разложении BIO , $BIO1$, $BIO2$, $BIO3$ кг CH_4 -C га⁻¹ мес⁻¹; $mt1$, $mW1$, $mpH1$ – функции влияния температуры, влажности и pH почвы на выделение метана из BIO , $BIO1$, $BIO2$, $BIO3$, безразм.; rE – величина обратная x_C , безразм.; $CHHUM$, $CHHUM1$, $CHHUM2$, $CHHUM3$ – количество метана, которое выделилось при разложении HUM , $HUM1$, $HUM2$, $HUM3$, кг CH_4 -C га⁻¹; $rmt1$, $rmW1$, $rmpH1$ – функции влияния температуры, влажности и pH почвы на выделение метана из HUM , $HUM1$, $HUM2$, $HUM3$, безразм.

Расчет содержания инертного органического материала осуществляется в зависимости от суммарного содержания углерода в почве (Smith, et al., 2010):

$$IOM = 0.049 TOC^{1.139}, \quad (9)$$

где IOM – инертный органический материал, т га⁻¹; TOC – суммарное содержание углерода в почве, т га⁻¹.

Аналогично моделированию разложения части органического вещества растительных остатков $DPM(j)$ моделируется разложение и дальнейшая динамика минерализации органического материала почвы и органического материала органических удобрений, образования углерода и аммония, продуцирование CO_2 , CH_4 в процессе минерализации органического материала почвы и органических удобрений.

Рассчитывается отношение C/N для органического материала растительных остатков, органического материала почвы и органического материала органических удобрений, а также суммарное C/N для всей системы.

На основе работ (Parton et al., 1996; Польвовий, 2005) моделируются процессы нитрификации и денитрификации форм азота, а также исходя из работы (Parton et al., 1996) эмиссии N_2O , NO при протекании этих процессов, оценено выветривание аммония при внесении органических и минеральных удобрений.

Процесс нитрификации и эмиссии азота в течение процесса нитрификации описывается, аналогично работ (Parton et al., 1996; Польвовий, 2005), с помощью следующей системы уравнений:

$$\left. \begin{aligned} N_n(j+1) &= N_{NH_4} \cdot \exp(-0.6 \cdot b_T(j) \cdot b_W(j) \cdot b_{pH}); \\ N_{n,N_2O}(j+1) &= \left\{ \left(n_f \cdot \frac{W(j)}{W_f} \right) + [n_{gas}(1 - n_{NO})] \right\} N_n(j); \\ N_{n,NO}(j+1) &= n_{gas} \cdot n_{NO} \cdot N_n(j), \end{aligned} \right\} \quad (10)$$

где N_d – количество азота выделенного в процессе денитрификации, кг N га⁻¹ мес⁻¹; d_{NO_3} и d_W – функции влияния уровня нитратов в почве и влажности почвы на процесс денитрификации, безразм.; d_{CO_2} – коэффициент, характеризующий влияние количества CO₂, которое продуцируется в течение минерализации, безразм.; N_{d,N_2} – количество выделенного газа в виде N₂ в процессе денитрификации, кг N га⁻¹ мес⁻¹; N_{NO_3} – количество нитратов в почве, кг N га⁻¹; P_W и P_{NO_3} – функции влияния влажности почвы и содержания нитратов в почве на эмиссию азота в виде газа при денитрификации, безразм.; N_{d,N_2O} – количество выделенного газа в виде N₂O в процессе денитрификации, кг N га⁻¹ мес⁻¹.

Процесс денитрификации и эмиссии азота в течение процесса денитрификации моделируется, аналогично работ (Parton et al., 1996; Польвовий, 2005), следующим образом:

$$\left. \begin{aligned} N_d(j+1) &= d_{NO_3}(j) \cdot d_W(j) \cdot d_{CO_2} \cdot N_{NO_3}(j); \\ N_{d,N_2}(j+1) &= P_W(j) \cdot P_{NO_3}(j) \cdot N_d(j); \\ N_{d,N_2O}(j+1) &= [1 - (P_W(j) \cdot P_{NO_3}(j))] \cdot N_d(j), \end{aligned} \right\} \quad (11)$$

где N_d – количество азота выделенного в процессе денитрификации, кг N га⁻¹ мес⁻¹; d_{NO_3} и d_W – функции влияния уровня нитратов в почве и влажности почвы на процесс денитрификации, безразм.; d_{CO_2} – коэффициент, характеризующий влияние количества CO₂, которое продуцируется в течение минерализации, безразм.; N_{d,N_2} – количество выделенного газа в виде N₂ в процессе денитрификации, кг N га⁻¹ мес⁻¹; N_{NO_3} – количество нитратов в почве, кг N га⁻¹; P_W и P_{NO_3} – функции влияния влажности почвы и содержания нитратов в почве на эмиссию азота в виде газа при денитрификации, безразм.; N_{d,N_2O} – количество выделенного газа в виде N₂O в процессе денитрификации, кг N га⁻¹ мес⁻¹.

В модели рассматривается вынос нитратов за пределы полуметрового слоя почвы за счет инфильтрации влаги в нижележащие слои почвы (Польвовий, 2005). Моделируется процесс иммобилизации азота, поглощения азота корневой системой растений (Польвовий, 2005).

Идентификация параметров модели выполнялась на основе опубликованных в литературе материалов наблюдений, которые были получены в процессе исследования эмиссии парниковых газов из органических почв в условиях Западной Европы (Pihlatie et al., 2007; Qusman, Marino, 1999); Smith et. al., 2010; Van Huissteden et. al. 2006; Van den Bos et. al., 2003; Walter, Heimann, 2000).

Предложенная нами PEAT-GHG-MODEL позволяет рассчитывать ежемечасные значения эмиссии CO₂, CH₄, N₂O, NO из участка с органической почвой и естественной растительностью или с поля сельскохозяйственной

культуры, размещенной на торфяной почве, суммарную эмиссию CO_2 , CH_4 , N_2O , NO за год, а также накопление углерода в почве за счет разложения органики растительных остатков и органических веществ почвы.

Результаты

Оценка выбросов парниковых газов проводилась для Мелиоративной системы «Крюково», расположенной в Черниговской области. Для наблюдаемого опытного участка с дренированной органической почвой характерны различные типы растительности.

Нами рассматривался участок, на котором распространена растительность типа «Сообщество низких корневищных осок». Средние значения надземной сухой массы составляют $125 - 325 \text{ г м}^{-2}$, содержание органического вещества в сухой массе растений составляет $45.5 - 47.8 \%$. Подземная часть растений достаточно большая и для слоя почвы $0 - 20 \text{ см}$ сухая масса находится в пределах $721 - 3603 \text{ г м}^{-2}$ при содержании органического вещества $44.6 - 44.8 \%$. Общий запас биомассы составляет 3955 г м^{-2} .

Моделировалась эмиссия CO_2 , CH_4 , N_2O , NO и накопление углерода в дренированной органической почве в период 2000–2011 годов. Для этих лет были характерны среднегодовая температура воздуха $7.2...8.7 \text{ }^\circ\text{C}$, сумма годовых осадков $550 - 818 \text{ мм}$ и среднегодовой уровень грунтовых вод $-37...-171 \text{ см}$ (табл. 1).

Таблица 1. Эмиссия CO_2 , CH_4 , N_2O , NO из органической почвы и накопление углерода в почве. (МС «Крюково», сообщество низких корневищных осок, 2000 – 2011 гг.).

Год	Эмиссия				Накопление углерода в почве за год, $\text{т С га}^{-1} \text{ год}^{-1}$	Средняя за год температура воздуха, $^\circ\text{C}$	Сумма осадков за год, мм	Накопление углерода в почве за год, $\text{т С га}^{-1} \text{ год}^{-1}$
	CO_2		CH_4	$\text{N}_2\text{O} + \text{NO}$				
	$\text{т CO}_2\text{-C га}^{-1} \text{ год}^{-1}$	средне-суточная за март–октябрь, $\text{г CO}_2\text{-C м}^{-2}$	$\text{кг CH}_4\text{-C га}^{-1} \text{ год}^{-1}$	$\text{кг N}_2\text{O}$ и $\text{NO-N га}^{-1} \text{ год}^{-1}$				
2000	6.982	2.86	2.299	5.896	0.595	8.2	701	-64
2001	5.156	1.45	3.922	3.482	0.439	7.7	713	-55
2002	6.637	2.74	3.414	5.812	0.566	8.2	598	-55
2003	6.326	2.62	2.252	5.011	0.539	7.1	603	-58
2004	5.385	2.22	1.932	3.454	0.459	7.5	550	-58
2005	6.331	2.62	2.153	4.677	0.540	7.6	818	-58
2006	5.243	2.15	8.133	3.513	0.447	7.2	642	-56
2007	7.963	3.28	0.178	6.389	0.679	8.6	640	-146
2008	7.389	3.03	0.0	5.322	0.630	8.7	599	-171
2009	6.686	2.73	1.917	5.168	0.568	8.0	607	-76
2010	9.804	4.05	2.609	12.329	0.836	8.3	651	-58
2011	6.729	2.76	6.714	5.942	0.574	7.7	585	-37

Годовая эмиссия CO_2 , CH_4 , N_2O и NO из органической почвы изменялась за период 2000 – 2011 годов в пределах 5.156 – 9.804 т $\text{CO}_2\text{-C}$ га⁻¹ год⁻¹; 0 – 8.133 кг $\text{CH}_4\text{-C}$ га⁻¹ год⁻¹; 3.482 – 12.329 кг N_2O и NO-N га⁻¹ год⁻¹ соответственно. Накопление углерода в почве колебалось от года к году от 0.439 до 0.836 т C га⁻¹ год⁻¹. Среднегодовые значения эмиссии CO_2 , CH_4 , N_2O , NO за период 2000 – 2011 годах соответственно составили 6.718 т $\text{CO}_2\text{-C}$ га⁻¹ год⁻¹; 2.960 кг $\text{CH}_4\text{-C}$ га⁻¹ год⁻¹; 5.583 кг N_2O и NO-N га⁻¹ год⁻¹.

Известно, что интенсивность биохимических процессов, происходящих в торфяной почве, в результате которых происходит высвобождение углерода в виде диоксида углерода и метана, а также процессов трансформации форм азота, которые приводят к эмиссии закиси и окиси азота, определяется воздействием гидротермических факторов – температуры почвы и влажности почвы.

В 2007 и 2008 годах наблюдалось наиболее низкое за рассматриваемый период среднее за год стояние грунтовых вод (–140...–150 см) и наиболее высокая среднегодовая температура воздуха (8,6...8,7 °С), годовая сумма осадков составляла 599 – 640 мм.

Для этих лет характерны достаточно высокие годовые уровни эмиссии CO_2 и практически нулевые уровни эмиссии CH_4 . Максимальные значения потоков CO_2 наблюдались в 2007 и 2010 годах (7.963 и 9.804 т $\text{CO}_2\text{-C}$ га⁻¹ год⁻¹ соответственно), когда средний за год уровень грунтовых вод (УГВ) составлял соответственно –146 и –45 см. Данные расчетов показывают, что эмиссия метана была значительной только в 2006 и 2011 годах (соответственно 8,133 и 6,714 кг $\text{CH}_4\text{-C}$ га⁻¹ год⁻¹), хотя средний за год УГВ в 2006 году незначительно отличался от УГВ за период 2000–2005 гг., а для 2011 года характерен самый высокий за весь рассматриваемый период среднегодовой УГВ (–37 см). Минимальная эмиссия CH_4 наблюдалась в период самого низкого за рассматриваемый период стояния УГВ, который наблюдался в 2007 году (первые три месяца –69...–95 см, затем весь оставшийся период года на уровне –166...–177 см) и 2008 году (УГВ на уровне –145...–196 см). При этом толща торфяной почвы работает как метанопоглощающий фильтр, который окисляет метан, образующийся в анаэробной зоне, что приводит к снижению общего потока метана из почвы в атмосферу.

Динамика выбросов N_2O и NO по годам повторяет динамику выбросов CO_2 и максимальные значения этих выбросов также наблюдаются в 2007 и 2010 годах и составляют соответственно 6.389 и 12.329 кг N_2O и NO-N га⁻¹ год⁻¹.

Рассмотрим особенности динамики УГВ в 2006 и 2010 годах, когда наблюдалась максимальная эмиссия CO_2 (2010 год) и CH_4 (2006 год). Внутригодовая динамика УГВ в 2006 и 2010 годах характеризуется большой изменчивостью. Как видно из данных рис. 3, в 2006 году с января по март УГВ удерживался на уровне –69...–79 см, в апреле – июне уровень грунтовых вод повысился до –29...–46 см. В июле – августе произошло понижение УГВ до –76...–80 см, а затем УГВ снова повысился и до конца года удерживался на уровне –42...–60 см. В 2010 году (рис. 3) с января по апрель УГВ повышался с –45 до –17 см, затем с мая по август УГВ понижался и с сентября по декабрь происходило повышение УГВ с –80 до –35 см.

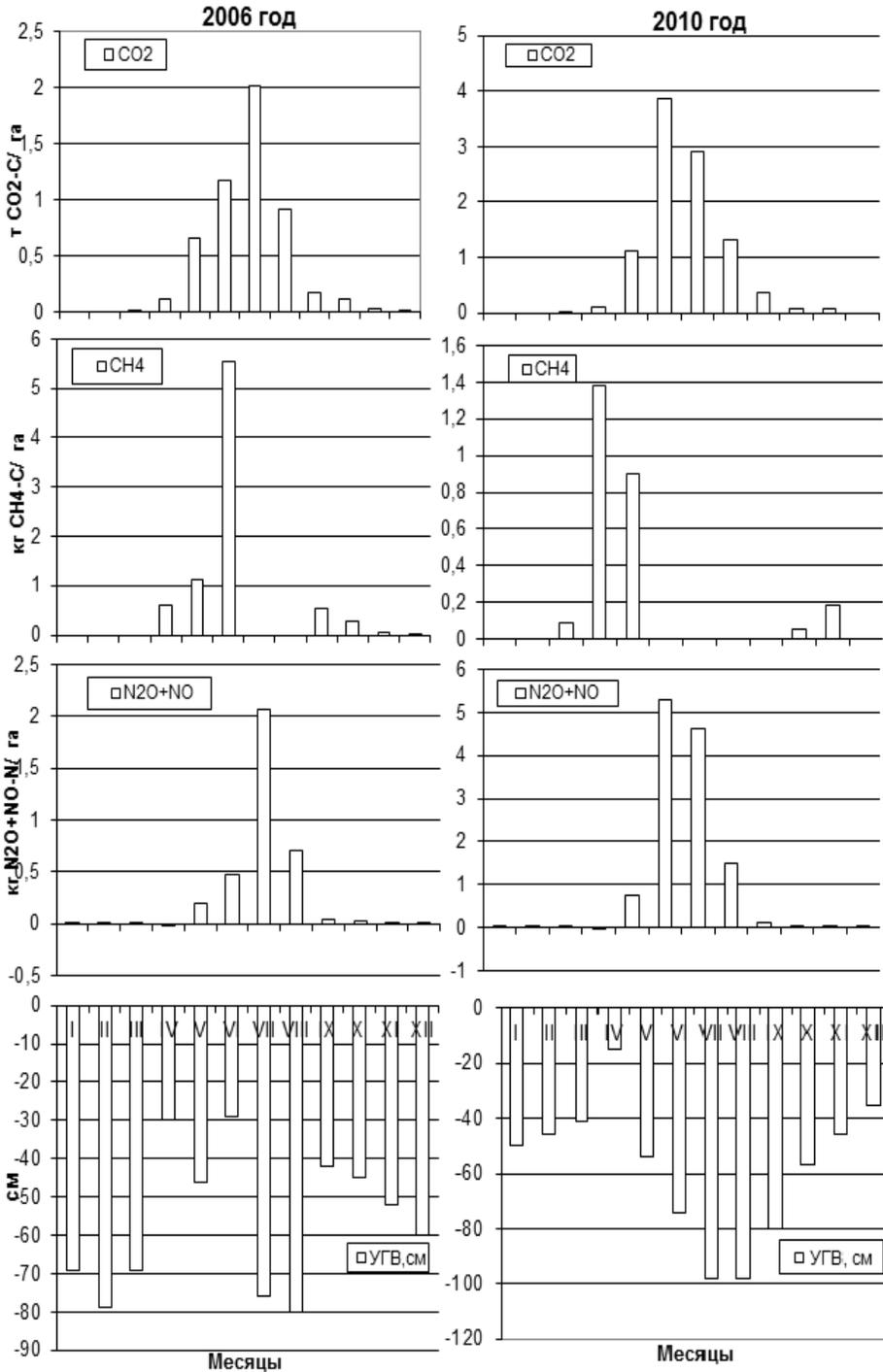


Рисунок 3. Суммарная месячная эмиссия парниковых газов из органической почвы и средне-месячные уровни грунтовых вод. МС «Крюково». Сообщество низких корневищных осок. 2006 и 2010 годы

Для оценки внутригодовой изменчивости потоков CO_2 , CH_4 , N_2O и NO использованы результаты расчетов, выполненные за два контрастных по динамике УГВ года – 2006 и 2010. Внутригодовая динамика эмиссии CO_2 , CH_4 , N_2O и NO имеет четко выраженный годовой ход. В 2010 году, также как и в остальные годы, максимальные значения суммарных месячных величин эмиссии CO_2 приходились на летние месяцы. В июне – июле они составляли 2.899 – 3.861 т $\text{CO}_2\text{-C}$ га⁻¹ месяц⁻¹ для отдельных месяцев, что объясняется глубоким залеганием УГВ (до –74...–98 см) и интенсивно протекающим в аэробных условиях процессом разложения органического вещества почвы и растительных остатков.

Для оценки внутригодовой изменчивости потоков CO_2 , CH_4 , N_2O и NO использованы результаты расчетов, выполненные за два контрастных по динамике УГВ года – 2006 и 2010. Внутригодовая динамика эмиссии CO_2 , CH_4 , N_2O и NO имеет четко выраженный годовой ход. В 2010 году, также как и в остальные годы, максимальные значения суммарных месячных величин эмиссии CO_2 приходились на летние месяцы. В июне – июле они составляли 2.899 – 3.861 т $\text{CO}_2\text{-C}$ га⁻¹ месяц⁻¹ для отдельных месяцев, что объясняется глубоким залеганием УГВ (до –74...–98 см) и интенсивно протекающим в аэробных условиях процессом разложения органического вещества почвы и растительных остатков.

Флюктуации УГВ вызывают увеличение или уменьшение объема торфяной почвы, где складываются анаэробные условия для продуцирования CH_4 . Из данных, представленных на рис. 3, следует, что в условиях высоких значений УГВ в начале 2006 года в особенности в апреле – июне в анаэробных условиях шло интенсивное образование CH_4 и максимальные за месяц значения потоков эмиссии метана наблюдались в июне и составили 5.532 кг $\text{CH}_4\text{-C}$ га⁻¹ месяц⁻¹ при среднем за месяц уровне грунтовых вод –29 см. В период низкого стояния грунтовых вод в июне – октябре эмиссия метана была практически нулевой.

В отличие от метана поток закиси азота в этих условиях наоборот возрастает. Максимальные значения суммарного потока эмиссии N_2O и NO наблюдались при низком залегании УГВ в июне – июле (–62...–67 см) и составляли соответственно 4.639 и 5.296 кг N_2O и NO-N га⁻¹ год⁻¹.

Обсуждение

CO_2 . Длительные экспериментальные измерения эмиссии CO_2 из органических почв, проведенные в различных почвенно-климатических условиях, позволяют сопоставить полученные нами результаты моделирования с результатами других авторов.

Выполненные (Griffis et al., 2004) в условиях Саскачевана (Канада) семилетние измерения эмиссии CO_2 из органической почвы старого осинника демонстрируют средние значения потоков CO_2 , равные 1 3.15 т $\text{CO}_2\text{-C}$ га⁻¹ год⁻¹. Для условий Harvard Forest, расположенного в Массачусетс, США, в результате пятилетних измерений (Phillips et al., 2010) приведены средние значения эмиссии CO_2 из органической почвы во внутренней части леса порядка 8.19 т

$\text{CO}_2\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$ и на влажной опушке леса – $6.27 \text{ т CO}_2\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$. В условиях Южной Германии для органической почвы елового леса Hoglwald Forest наблюдались (Lun et al. 2012) значения эмиссии $7.0 - 9.2 \text{ т CO}_2\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$. Для условий Финляндии в работе Makiranta et al., (2007) эмиссия CO_2 из органической почвы посаженного леса была от 207 до $539 \text{ г CO}_2\text{-C м}^{-2}\text{ год}^{-1}$ ($2.07 - 5.39 \text{ т CO}_2\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$).

В работе Von Arnold et al. (2005) приводится, что в условиях Швеции в лиственном лесу эмиссия CO_2 из органической почвы составила на не дренированном участке $1.9 \text{ кг}\cdot\text{CO}_2\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$ ($5.18 \text{ т CO}_2\text{-C}\cdot\text{га}^{-1}\text{ год}^{-1}$), а на дренированном участке $1.0 \text{ кг CO}_2 \text{ м}^{-2}\text{ год}^{-1}$ ($2.72 \text{ т CO}_2\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$). Для условий южной Швеции Ernfors (2009) приводит сведения об эмиссии CO_2 из органической дренированной почвы для двух участков с различной растительностью соответственно $6700 - 9300$ и $11200 - 14800 \text{ кг CO}_2 \text{ м}^{-2}\text{ год}^{-1}$ (в пересчете $1.825 - 2.534$ и $3.052 - 5.432 \text{ т CO}_2\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$).

На основе непрерывных 11-летних мониторинговых наблюдений за эмиссией CO_2 Кургановой (2010) получены оценки сезонных и годовых потоков CO_2 из почв южно-таежной зоны России и рассчитана их межгодовая вариабельность. В зависимости от типа растительности среднемноголетняя годовая эмиссия CO_2 из дерново-подзолистой и серой лесной почв изменялись от 381 до $809 \text{ г CO}_2\text{-C м}^{-2}\text{ год}^{-1}$ ($3.81 - 8.09 \text{ т CO}_2\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$), а ее межгодовая вариабельность составляла $13...21\%$ для почв естественных экосистем и $33...37\%$ для почвы агроценоза. В условиях южной Эстонии (Soosaar et al., 2013) в прибрежном ольховом лесу отмечалась вариация эмиссии CO_2 от 3862 до $4100 \text{ кг CO}_2\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$ ($3.862 - 4.100 \text{ т CO}_2\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$).

Приведенные выше данные получены в результате мониторинговых наблюдений для органических почв, дренированных в разное время с различной растительностью в разных климатических условиях, чем и объясняется пространственная изменчивость и временная вариабельность этих экспериментальных значений эмиссии CO_2 .

Расчетные оценки эмиссии CO_2 из дренированной органической почвы с естественной растительностью в условиях Украинского Полесья, полученные нами, изменяются от года к году от 5.16 до $9.80 \text{ т CO}_2\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$ (см. табл. 1). Они удовлетворительно соотносятся с оценками, полученными в результате измерений в условиях Западной Европы. Сравнение с результатами, полученными в условиях южной Эстонии, как наиболее близким по климату к условиям Полесья, показывает некоторое завышение рассчитанной по модели эмиссии CO_2 . Это может быть объяснено как различием почвенных условий, так и несколько более высоким уровнем температур, определяющих интенсивность продуцирования CO_2 .

Представляет интерес сопоставление результатов расчетов среднесуточной за теплый период года (март – октябрь) эмиссии CO_2 (см. табл. 1) с данными измерений средних суточных и часовых значений эмиссии CO_2 из органической почвы, выполненных в сходных с климатом Украинского Полесья климатических условиях. Такое сопоставление связано с рядом трудностей. Некоторые из них являются следствием различных упрощающих

предположений, допущенных при моделировании, выполненных с достаточно большим временным (месячным) шагом модельных расчетов, другие зависят от различий в свойствах органических почв. Поэтому можно выполнить только достаточно условное сравнение результатов расчета и данных экспериментальных измерений.

На Земляндском полуострове (в западной части Калининградской области) Анциферова и Столповский (2007) вели измерения эмиссии CO_2 из органической почвы. Изучались почвы на ключевых участках как в лесных массивах, так и на сельскохозяйственных угодьях (пашни, залежи). На осушенной торфяно-глеевой почве под камышево-вейниково-ситниковым сообществом эмиссия CO_2 (при среднем уровне болотных вод -90 см) составила в среднем $1.2 \text{ г С м}^{-2} \text{ сутки}^{-1}$. Наблюдения, проведенные на аналогичной почве под пырейным сообществом (при УГВ $-100 \dots -110$ см), показали размеры эмиссии CO_2 в пределах $3.1 \text{ г С м}^{-2} \text{ сутки}^{-1}$.

Новиков и Степанов (2003) изучали полевую активность эмиссии CO_2 , CH_4 и закиси азота N_2O в освоенных и естественных торфяных почвах. Исследования проводились в пойме реки Яхромы (Дмитровский район Московской обл.) и на территории Ростовской низины (Ярославская обл.). Было изучено две пары (освоенная – неосвоенная) торфяных почв. На территории Яхромской поймы: 1 – агроторфяная типичная почва на травяно-гипновых торфах (80 – 85 лет освоения), 2 – торфяная типичная почва на гипновом разнотравном торфе (контроль). В Ростовской низине: 3 – агроторфяно-минеральная типичная почва на древесных торфах (30 – 35 лет освоения); 4 – торфяная типичная почва на травяном торфе (контроль). Определение эмиссии CO_2 выявило значительные различия между исследованными участками. В агроторфяных почвах скорость минерализации органического вещества была значительно выше, что выражалось в увеличении эмиссии CO_2 из почвы в атмосферу. На 1-м участке эмиссия CO_2 достигала $54.8 \text{ нмоль CO}_2 \text{ см}^{-2} \text{ ч}^{-1}$; на 2-м – $32.2 \text{ нмоль CO}_2 \text{ см}^{-2} \text{ ч}^{-1}$; на 3-м – $91.4 \text{ нмоль CO}_2 \text{ см}^{-2} \text{ ч}^{-1}$ и на 4-м участке – $10.1 \text{ нмоль CO}_2 \text{ см}^{-2} \text{ ч}^{-1}$, что в пересчете составило 0.157 , 0.092 , 0.261 и $0.026 \text{ г CO}_2\text{-С м}^{-2} \text{ сутки}^{-1}$ соответственно.

В условиях Западно-Двинского лесоболотного стационара в Тверской области Вомперский и др. (2000) исследовали эмиссию CO_2 и CH_4 с поверхности почвы в атмосферу в лесах разной увлажненности и на болотах различной трофности в течение вегетационного периода, равного 184 суткам (май – октябрь). Максимальная эмиссия CO_2 характерна для почв зонально наиболее продуктивных ельников-кисличников и составляет 730 г С м^{-2} , затем следуют сосняки чернично-зеленомошный – 515 г С м^{-2} и лишайниково-зеленомошный – 450 г С м^{-2} (в пересчете на одни сутки 3.96 , 2.80 и $2.45 \text{ г CO}_2\text{-С м}^{-2} \text{ сутки}^{-1}$, соответственно). Гидролесомелиорация, понижая уровень почвенно-грунтовых вод и увеличивая зону аэрации, создает условия для возрастания эмиссии CO_2 в осушенных грядово-мочажинном комплексе и черноольшаннике крапивном до 590 и 1290 г С м^{-2} , что в пересчете составляет 3.21 и $7.01 \text{ г CO}_2\text{-С м}^{-2} \text{ сутки}^{-1}$ соответственно.

В условиях Южной Эстонии (Soosaar et al., 2013) в прибрежном ольховом лесу на двух участках с органической почвой наблюдалась эмиссия CO_2 в пределах от 2 до 148 $\text{мг CO}_2\text{-C м}^{-2}\text{ час}^{-1}$ и от 2 до 366 $\text{мг CO}_2\text{-C м}^{-2}\text{ час}^{-1}$ (соответственно от 0.048 до 4.752 и от 0.048 до 8.784 $\text{г CO}_2\text{-C м}^{-2}\text{ сутки}^{-1}$).

Для Юго-Восточной Карелии Икконен (2000) приводит средние за теплый период года скорости эмиссии CO_2 из торфяной почвы для естественного участка 82.5 $\text{мг м}^{-2}\text{ час}^{-1}$ и для осушаемого участка 134.5 $\text{мг м}^{-2}\text{ час}^{-1}$, что в пересчете составляет 1.98 и 3.28 $\text{г CO}_2\text{-C м}^{-2}\text{ сутки}^{-1}$.

Можно отметить, что полученные нами в модельных расчетах (см. табл. 1) значения среднесуточной эмиссии CO_2 за теплый период года (март – октябрь) из органической почвы в Украинском Полесье варьируют от 1.95 до 4.05 $\text{г CO}_2\text{-C м}^{-2}\text{ сутки}^{-1}$. Они сопоставимы с экспериментально полученными значениями эмиссии CO_2 для условий Западно-Двинского лесоболотного стационара, Южной Эстонии и Юго-Восточной Карелии.

Вместе с тем, они на порядок выше, чем экспериментальные результаты, наблюдаемые на освоенных и естественных торфяных почвах в пойме реки Яхромы и на территории Ростовской низины. В этой части можно высказать предположение, что эти расхождения между значениями эмиссии CO_2 объясняются значительными различиями свойств сравниваемых органических почв, обусловлены различными сроками осушения и многолетним сельскохозяйственным использованием торфяников Подмосковья.

CH_4 . Эмиссия метана значительно изменяется в пространстве и во времени в зависимости от свойств органической почвы и формирующихся под влиянием УГВ аэробных условий или же анаэробных условий в зоне постоянного переувлажнения и затопления.

Для условий Канады Glen et al. (1993) и Roulet (1995) приводят значения эмиссии CH_4 из органической дренированной почвы 3.23 – 6.27 $\text{кг CH}_4\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$. Mojeremane (2009) исследовал в условиях Англии в еловом лесу (Hagwood Forest) поток эмиссии CH_4 из органической дренированной и не дренированной почвы, который составил 3.23 – 9.06 и 13.53 – 21.18 $\text{кг CH}_4\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$, соответственно. В условиях Словении (Danevcic et al., 2010) эмиссия метана из дренированной покрытой травяной растительностью органической почвы составляла 3.1 $\text{кг CH}_4\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$.

В лиственном лесу в условиях Швеции Von Arnold et al. (2005) изучал потоки эмиссии метана на двух участках. Для не дренированного участка эмиссия составила 7.6 $\text{г CH}_4\text{-C м}^{-2}\text{ год}^{-1}$ и в пересчете 76 $\text{кг CH}_4\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$, для дренированного была равна 0.9 $\text{г CH}_4\text{-C м}^{-2}\text{ год}^{-1}$ (9 $\text{кг CH}_4\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$).

Для условий Финляндии Makiranta et al. (2007) демонстрирует значения эмиссии метана из органической почвы от -0.32 до 0.61 $\text{г CH}_4\text{-C м}^{-2}\text{ год}^{-1}$ (от -3.2 до 6.1 $\text{кг CH}_4\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$). В работе Soosaar et al. (2013) приводятся результаты измерений эмиссии метана из органической почвы в прибрежном ольховом лесу, где средние значения эмиссии порядка 0,9 $\text{кг CH}_4\text{-C га}^{-1}\text{ год}^{-1}$.

Приведенные выше данные, характеризующие эмиссию метана из органической почвы, получены хотя и из органических почв, но обладающих различными свойствами, а также в различных климатических условиях

при различном варьировании УГВ, определяющим размеры толщи торфа, в которой формируются анаэробные условия.

В выполненных нами модельных расчетах получены оценки эмиссии метана из органической почвы Украинского Полесья, которые колеблются от 0 до $8.13 \text{ кг CH}_4\text{-C га}^{-1} \text{ год}^{-1}$. Они коррелируются с приведенными выше данными других авторов.

N₂O. В аэробной зоне складываются условия для эмиссии закиси азота в процессе нитрификации и окиси азота в процессе денитрификации. В условиях Исландии (Jansen, 2008) из участка дренированной органической почвы наблюдалась эмиссия закиси азота от 5.5 до $17 \text{ кг N}_2\text{O-N га}^{-1} \text{ год}^{-1}$. В условиях Англии в еловом лесу (Harwood Forest) Mojeremane (2009) изучал эмиссию закиси азота из дренированной и не дренированной почвы, которая составила соответственно $1.87 - 13.71$ и $2.18 - 14.55 \text{ кг N}_2\text{O-N га}^{-1} \text{ год}^{-1}$. Для условий Западной Голландии Hendriks et al. (2006) оценивают эмиссию из органической почвы в пределах $8 - 30 \text{ кг N}_2\text{O-N га}^{-1} \text{ год}^{-1}$, а в условиях дренированной органической почвы пастбища Langeveld et al. (1997) приводят значение эмиссии закиси азота, которое колеблется от 14 до $61 \text{ кг N}_2\text{O-N га}^{-1} \text{ год}^{-1}$. В лиственном лесу в условиях Швеции (Von Arnold et al., 2005) из дренированной органической почвы наблюдается эмиссия закиси азота $2 - 9 \text{ кг N}_2\text{O-N га}^{-1} \text{ год}^{-1}$.

Для условий Финляндии Makiranta et al. (2007) отмечают на двух облесенных участках эмиссию N₂O из органической почвы от 1 до $30 \text{ кг N}_2\text{O-N га}^{-1} \text{ год}^{-1}$ и от 0.1 до $4.8 \text{ кг N}_2\text{O-N га}^{-1} \text{ год}^{-1}$. Измерения эмиссии закиси азота в Северной и Южной Финляндии из полевых участков органической почвы под разными сельскохозяйственными культурами показали (Regina et al., 2004) существенно отличающиеся результаты. На севере эмиссия закиси азота составляла от 4.0 до $13.0 \text{ кг N}_2\text{O-N га}^{-1} \text{ год}^{-1}$, а на юге ее уровень был значительно выше от 7.3 до $25.0 \text{ кг N}_2\text{O-N га}^{-1} \text{ год}^{-1}$. При этом на не используемых заброшенных участках органической почвы, где ранее возделывались сельскохозяйственные культуры, эмиссия составляла $5.5 \text{ кг N}_2\text{O-N га}^{-1} \text{ год}^{-1}$, а на заброшенных залесенных участках в среднем $2.4 \text{ кг N}_2\text{O-N га}^{-1} \text{ год}^{-1}$.

В выполненных нами модельных расчетах суммарных потоков эмиссии N₂O и NO годовые значения меняются от года к году в пределах $3.45 - 12.33 \text{ кг N}_2\text{O-Nга}^{-1} \text{ год}^{-1}$. Они удовлетворительно согласуются с результатами экспериментальных измерений, полученными другими авторами.

Заключение

В мониторинге эмиссии парниковых газов из органической почвы важной составляющей является моделирование этого процесса. Предложенная нами PEAT-GHG-MODEL позволяет оценить эмиссию парниковых газов с органических почв Украинского Полесья, занятых естественной растительностью и сельскохозяйственными культурами, а также оценить накопление углерода в почве за счет разложения органических веществ растительных остатков и органики почвы. Перспектива применения таких расчетов состоит в том, что модельные расчеты, выполненные для преоб-

ладающих типов растительности с учетом площади их распространения в особенности с использованием спутниковой информации, позволяют оценить эмиссию парниковых газов на обширных территориях Украинского Полесья, занятых органическими почвами, определить долю вклада этой эмиссии в суммарную эмиссию парниковых газов Украины. Применение модельных расчетов делает возможным построение карт, характеризующих условия формирования эмиссии парниковых газов, и при использовании существующих сценариев изменения климата оценить эмиссию парниковых газов в будущем.

Дальнейший прогресс в области моделирования и развития расчетных методов количественной оценки эмиссии парниковых газов связан с необходимостью получения экспериментальных данных об эмиссии парниковых газов с торфяников Украинского Полесья, более точного измерения физических и агрохимических свойств почвы, учета естественной неоднородности почв, измерения и прогнозирования УГВ и роста растений в изменяющихся условиях окружающей среды.

Список литературы

Адаменко В.Н. 1979. Мелиоративная микроклиматология. – Л., Гидрометеиздат, 183 с.

Анциферова О.А., Столповский А.В. 2007. Эмиссия CO₂ из почв западной части Калининградской области. – Материалы III Международной конференции «Эмиссия и сток парниковых газов на территории северной Евразии», 4 – 8 июня: Тезисы докладов. Пущино, с. 10 – 11.

Вомперский С.Э., Ковалев А.Г., Глухова Т.В., Смагина М.В. 2000. Эмиссия диоксида углерода и метана с поверхности почв лесных и болотных экосистем разной увлажненности в подзоне южной тайги и Европейской территории России. – Материалы Национальной конференции с международным участием «Эмиссия и сток парниковых газов на территории северной Евразии», 20 – 24 ноября: Тезисы докладов. Пущино, 83 с.

Иванов Н.Н. 1954. Об определении величин испаряемости. - Известия ВГО, т. 86, № 2.

Икконен Е.Н. 2000. Влияние осушения на интенсивность выделения CO₂ мезоолиготрофным болотом Юго-Восточной Фенноскандии. - Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. – Петрозаводск, 22 с.

Курганова И.Н. 2010. Эмиссия и баланс диоксида углерода в наземных экосистемах России. - Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. – М., 48 с.

Моделирование динамики органического вещества в лесных экосистемах. 2007. /Под ред. В.Н. Кудеярова/. – М., Наука, 380 с.

Новиков А.А. 2012. Обоснование роли корневых и пожнивных остатков в агроценозе. – Научный журнал Куб. ГАУ, № 78 (04), с. 1 – 10.

Новиков В.В., Степанов А.Л. 2003. Эмиссия парниковых газов в торфяных почвах разной степени освоения. - Материалы Второй Международной конференции «Эмиссия и сток парниковых газов на территории северной Евразии», 16 – 20 июня 2003: Тезисы докладов. Пушино, 90 с.

Полевой А.Н. 1983. Теория и расчет продуктивности сельскохозяйственных культур. – Л., Гидрометеиздат, 175 с.

Польовий А.М. 2005. Моделювання продуктивності агроєкосистем. - Вісник Одеського державного екологічного університету. Вип. 1, с. 79 – 86.

Проект «Сокращение выбросов парниковых газов путем возобновления и постоянного управления торфяными болотами в Украине». 2012. / Научн. рук. А.Ю. Микитюк/. – Киев.

Шебеко В.Ф. 1974. Расчеты режима увлажнения при проектировании осушения заболоченных территорий. – В сб.: Увлажнение осушаемых земель. – М., Колос, с. 8 – 13.

Шульгин А.М. 1972. Климат почвы и его регулирование. – Л., Гидрометеиздат, 320 с.

Coleman K., Jenkinson D.S. 1996. RothC-26.3 - A model the turnover of carbon in soil. In: Powlson DS, Smith P, Smith JU (ed) Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets. NATO ASI Series I, vol. 38. Springer, Berlin, p. 237 – 246

Danevcic T., Mandic-Mulec I., Stres B. 1, Stopar D., Hacin J. 2010. Emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from Southern European peatlands. Soil Biology & Biochemistry, vol. 42, p. 1437 – 1446.

Ernfors M. 2009. Greenhouse gas fluxes between drained forested peatlands and the atmosphere. – Department of Plant and Environmental Sciences Gothenburgh University. 31 p.

Glen S., Heyes A. and Moore T. 1993. Carbon dioxide and methane emissions from drained peatland soils, southern Quebec. Global Biochemical Cycles, vol.7, No 2, p. 247 – 257.

Griffis T.J., Black T.A., Gaumont-Guay D., Drewitt G.B., Nesie Z., Barr A.G., Morgenstern K. and Kljun N. 2004. Seasonal variation and partitioning of ecosystem respiration in a southern boreal aspen forest. Agricultural and Forest Meteorology, vol. 125, p. 207 – 323.

Hendriks R.F.A., Wolleswinkel R.J. and van den Akker Alterra J.J.H. 2006. Predicting greenhouse gas emission from peat soils depending on water management with the SWAP-ANIMO model. Peatland and Climate, Wageningen, University and Research, p. 583 – 586.

Jansen E. 2008. The effects of land use, temperature and water level fluctuations in the emission of nitrous oxide (N₂O), carbon dioxide (CO₂) and methane (CH₄)

- from organic soil cores in Iceland. M.Sc. Thesis in Environment and Resources. University of Iceland, School of engineering and Natural Science, Reykjavik. 63 p.
- Komarov A.S., Chertov O.Q. et al. EFIMOOD – 2. 2003. The system of simulation models of forest growth and elements cycles in forest ecosystems. *Ecological Modelling*, vol. 170, p. 373 – 392.
- Langeveld C.A., Segers R., Dirks B.O.M., van den Pol-van Dasselaar A., Velthof G.L., Hensen A. 1997. Emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from pasture on drained peat soils in the Netherlands. *European Journal of Agronomy*, vol.7, No1, p. 35 – 42.
- Lun G.L., Bruggemann N., Wolf B., Gasche R., Grote R. and Butterbach-Bahl K. 2012. Decadal variable of soil CO₂, NO, N₂O and CH₄ fluxes at the Hoglwald Forest, Germany. *Biogeosciences*, vol.9, p.1741 – 1763.
- Makiranta P., Hytonen J., Aro L., Maljanen M., Pihlatie M., Potila H., Shuprali N.J., Laine J., Lohila A., Martikainen P.J. and Minkkinen K. 2007. Soil greenhouse gas emissions from afforested organic soil croplands and cut-away peatlands. *Boreal Environmental Research*, vol. 12, p. 159 – 175.
- Mojeremane W. 2009. Effects of site preparation for afforestation on soil properties and greenhouse gas emission. A Thesis submitted for the Degree of Doctor of Philosophy. The University of Edinburgh, Institute of Atmospheric and Environmental Sciences, School of GeoSciences, 204 pp.
- Morishita T., Matsuura Y. et al. 2006. CO₂, CH₄ and N₂O fluxes from a larch forest soil in Central Siberia. Symptom of environmental change in Siberia Permafrost Region //Ed. Hatano R. Hokkaido University Press – Sapporo: p.1 – 9.
- Parton W.J. Mosier A.R. et al. 1996. Generalized model for N₂ and N₂O production from nitrification and denitrification. *Global Biochemical Cycles*, vol.10, No 3, p. 401 – 412.
- Pihlatie M., Pumpanen J. et al. 2007. Gas concentration driven fluxes of nitrous oxide and carbon dioxide in boreal forest soil. *Journal compilation*, 59B, p. 458 – 469.
- Phillips S.C., Varner R.K., Frohling S., Munger J.W., Bubier J.L., Wofsy S.C. and Crill P.M. 2010. Intrannual, seasonal and diel variation in soil respiration relative to ecosystem respiration at a wetland to upland slope at Harvard Forest. *Journal of Geophysical Research Biogeoscience*, 115, G02019, doi:10.1029/2008JG000858.
- Qusman A.J., Marino M.A. 1999. Analytical modeling of nitrogen dynamics in soils and ground water. *Journal of Irrigation and Drainage*, November – December, p. 330-337.
- Regina K., Suvasalo E., Hunnukkala A., Esala M. 2004. Fluxes of N₂O from farmed peat soils in Finland. *European Journal of Soil Science*, vol.55, No 3, p. 591 – 599.
- Roulet N.T. and Moore T.R. 1995. The effect of forestry drainage practices on the emission of methane from northern peatlands. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 25, No 3, p. 491 – 499.
- Smith J., Gottschalk P., Bellarby J. 2010. Model to Estimate Carbon in Organic Soils – Sequestration and Emissions (ECOSSE). Institute of Biological and Environmental Sciences, Aberdeen, Scotland. 73 pp.

Soosaar K., Mander U., Maddison M., Kanal A., Kull A., Lõhmus K., Truu J., Augustin J. 2013. Dynamics of gaseous nitrogen and carbon fluxes in riparian alder forests. *Ecological Engineering*, vol.37, p. 40 – 53.

Van Huissteden, J., Van den Bos, M., and Martcorena - Alvarez, I., 2006, Modelling the effect of water - table management on CO₂ and CH₄ fluxes from peat soils. *Netherland Journal Geoscience*, vol. 85, p. 3 – 18.

Van den Bos, R.M., van Huissteden, J. et. al. 2003. A Model based assessment of CO₂ and CH₄ fluxes in coastal peatlands (western Netherlands) for different climate and management scenarios. In: Van den Bos, R.M.: Human influence on carbon fluxes in coastal peatlands; process analysis, quantification and prediction. - Thesis, Vrije Universiteit (Amsterdam), p. 91 – 110.

Von Arnold K., Nilsson M., Hanell B., Weslien P., Klemmedtsson L. 2005. Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained organic soils in deciduous forests. *Soil Biology & Biochemistry*, 37, p. 1059 – 1071.

Walter B.P., and Heimann M.A. 2000. Process - based, climate - sensitive model to derive CH₄ emissions from natural wetlands: Application to five wetland sites, sensitivity to model parameters, and climate. *Global Biogeochemical Cycles*, vol.14, p. 745 – 765.

Yang X., Wittig V., Jain A.K., Post W. 2009. Integration of nitrogen cycle dynamics into the Integrated Science Assessment Model for the study of terrestrial ecosystem responses to global change. *Global Biogeochemical cycles*, vol. 23, p. 41 – 62.

Статья поступила в редакцию 24.11.2015.

После переработки 09.03.2016.