УДК 634.9:519.7:574.4

© 1997 г. Ю.М. СВИРЕЖЕВ, Л.Л. ГОЛУБЯТНИКОВ, Е.А. ДЕНИСЕНКО, В.А. БРОВКИН

МОДЕЛЬНЫЙ ПОДХОД К ОЦЕНКЕ СУММАРНОГО ОБМЕННОГО ПОТОКА УГЛЕРОДА ДЛЯ ЭКОСИСТЕМ ЕВРОПЕЙСКОЙ ТЕРРИТОРИИ РОССИИ

Предлагается подход к оценке суммарного обменного потока углерода посредством математического моделирования. Модель дает возможность определить функционирование древесных и травяных экосистем в качесте источников или стоков углерода, которое задается балансом между приходом углерода в первичную биологическую продукцию и выделением его в процессах деструкции органического вещества. Предложен метод оценки интенсивности этих источников и стоков. Для идентификации модели использовались экспериментальные данные по первичной биологической продукции, деструкции целлюлозы, данные радиоуглеродного анализа гумуса и природно-хозяйственного районирования земельного фонда. Получены оценочные значения суммарного обменного потока углерода для основных экосистем европейской территории России.

ВВЕДЕНИЕ

Одним из обязательств, которые взяли на себя государства, подписавшие на Всемирной конференции ООН по окружающей среде и развитию Конвенцию по изменению климата (Рио-де-Жанейро, 1992), является оценка баланса своих источников, стоков и резервуаров парниковых газов. Так как основная часть в парниковом эффекте приходится на двуокись углерода, то оценка баланса естественных потоков углерода оказывается одной из важных задач.

Рассмотрим сначала общую схему глобального цикла углерода, особенно ту его часть, которая связана с растительностью суши и почвами. Очевидно, что в каждой точке суши работает локальная подсистема "атмосфера – растение – почва", организованная в локальный цикл. Все эти циклы связаны в единый глобальный цикл атмосферой, время перемешивания углерода в которой составляет 3–4 мес. Все остальные процессы горизонтального перемешивания и перемещения углерода, например такие, как перемещение углерода с реками и вынос в Мировой океан, перемещение растительных формаций, гораздо более медленные. Атмосфера является естественным интегратором работы локальных углеродных циклов, а ее динамическая функция – это функция осреднения локальных неоднородностей глобального цикла углерода, порождаемого естественной неоднородностью земной растительности и неоднородностью климатических параметров.

Каждая точка земной поверхности в определенные моменты времени может быть либо источником углерода (в случае, если углерода выбрасывается в атмосферу больше, чем поглощается из нее), либо стоком для углерода (в противоположном случае), либо сбалансирована в отношении локальных потоков углерода из атмосферы и в нее.

Задача нашего исследования состоит в том, чтобы разработать метод, который

позволял бы определить функционирование древесных и травяных экосистем в качестве источников или стоков углерода, которое задается балансом между первичной биологической продукцией органического углерода и его выделением при разложении органического вещества в годовом цикле, а также оценить интенсивность этих источников и стоков для европейской территории России (ЕТР).

Для решения поставленной задачи можно было бы использовать результаты прямых измерений необходимых потоков углерода, но, к сожалению, их мало для того, чтобы экстраполировать результаты этих измерений сразу на региональный уровень. Эти результаты обладают огромной пространственной и временной изменчивостью.

Для решения поставленной задачи предлагается некоторый непрямой метод, использующий:

а) динамическую модель пространственно-распределенного глобального цикла углерода,

б) оценки первичной биологической продукции и фитомассы для различных растительных сообществ на рассматриваемой территории (Базилевич и др., 1986; Базилевич, 1993),

в) данные природно-хозяйственного районирования земельного фонда ЕТР (Природно-сельскохозяйственное..., 1975),

г) карты запасов и ежегодного обновления органического углерода почв, составленные на основе методики А.Е. Черкинского и В.А. Бровкина (1989),

д) данные, которые позволяют оценить долю разлагающейся в течение одного года органики в общем количестве отмерших органов растений (Александрова, 1980; Базилевич и др., 1986; Злотин, Чуканова, 1973).

По сути дела вся информация пунктов (б–д) необходима для идентификации предлагаемой нами динамической модели. Почему для этой процедуры в нашем случае требуется так много данных, в то время как для идентификации многих существующих моделей пространственно-распределенного глобального цикла углерода, например для созданной в рамках Московской биосферной модели (Свирежев, Тарко, 1978; Крапивин и др., 1982), было достаточно материалов, собранных в книге Н.И. Базилевич и Л.Е. Родина (1967), которые уточнялись и корректировались, но в принципе оставались теми же картосхемами продукции и биомассы, составленными в конце 60-х годов? Дело в том, что для идентификации подавляющего большинства всех существующих пространственно-распределенных моделей глобального цикла углерода использовалось очень сильное предположение о стационарности всех локальных углеродных циклов в каждой рассматриваемой точке суши – так называемая гипотеза локальной стационарности. Другими словами, предполагалось, что в некоторый момент, который назывался "прединдустриальной эрой", а по сути дела совпадал с современностью, все локальные углеродные циклы были сбалансированы. Тем самым вопрос, является ли изучаемая территория источником или стоком углерода в настоящий момент?, подменялся похожим, но не эквивалентным вопросом: будет ли изучаемая территория источником или стоком углерода в будущем, когда предсказываемые климатические изменения уже произойдут? Согласно мнению многих экспертов (Кобак, 1988; Eswaran et al., 1993; Schimel et al., 1994; Schimel, 1995), глобальный цикл углерода уже сегодня нельзя назвать сбалансированным. Причем, даже если глобальные потоки углерода будут сбалансированы, это совсем не означает, что будут сбалансированы локальные потоки. Надежно же возможно измерить только атмосферные концентрации углерода, т.е. уже естественным образом осредненные значения. Поэтому из стабилизации атмосферных концентраций, так же как и из сбалансированности глобальных потоков, вовсе не следует сбалансированности локальных потоков между двумя блоками, один из которых образуют растения и почвы, другой – атмосфера (Esser, 1990). Следует отметить, что обратное, вообще говоря, верно и из сбалансированности локальных потоков сразу следует сбалансированность глобальных.

В предлагаемом методе мы отказываемся от гипотезы локальной стационарности, но за это платим тем, что нам не хватает для идентификации предлагаемой модели соответствующих ей карт продукции и деструкции органического вещества.

ОПИСАНИЕ МОДЕЛИ ПРОСТРАНСТВЕННО-РАСПРЕДЕЛЕННОГО ГЛОБАЛЬНОГО ЦИКЛА УГЛЕРОДА И ФОРМАЛИЗАЦИЯ ЗАДАЧИ

Рассматриваются следующие переменные модели, зависящие от времени t и пространственных координат x, y: $B(x, y, t)$ – плотность фитомассы (в углеродных единицах), $D(x, y, t)$ – плотность мертвого органического вещества, которое состоит из отмерших органов растений и органического вещества почвы.

Локальное уравнение для фитомассы $B(x, y, t)$:

$$\frac{\partial B}{\partial t} = P(x,y,t) - mB, \tag{1}$$

где $P(x, y, t)$ – первичная биологическая продукция в точке (x, y), m – коэффициент отмирания фитомассы. Следует отметить, что первичная биологическая продукция (годичный прирост, годичная нетто-продукция растительности) – это количество органического вещества, нарастающее за год во всей наземной и подземной сфере растительного сообщества. Это понятие совпадает с предложенным Блиссом (Bliss, 1962) и используемым в современной зарубежной литературе термином "net primary production". Отметим, что так как $P(x, y, t)$ – годичная нетто-продукция растительности, то характерное время в модели выбирается равным одному году.

Локальное уравнение для мертвого органического вещества $D(x, y, t)$, которое состоит из отмерших органов растений и органического вещества почвы:

$$\frac{\partial D}{\partial t} = mB - \delta D - qD, \tag{2}$$

где $\delta(x, y, t)$ – часть мертвого органического вещества, ежегодно разлагающегося и в виде CO_2 уходящего в атмосферу, $q(x, y, t)D(x, y, t)$ – вынос мертвого органического вещества за пределы экосистемы в течение одного года (например, с водным стоком, пыльными бурями и т.п.). Функции δ и q представимы как суммы

$$\delta(x,y,t) = \delta_m(x,y,t) + \delta_s(x,y,t),$$

$$q(x,y,t) = q_m(x,y,t) + q_s(x,y,t),$$

где δ_m и δ_s – соответственно части отмерших органов растений и органического вещества почвы, ежегодно разлагающиеся и в виде CO_2 уходящие в атмосферу, q_m, q_s – соответственно части отмерших органов растений и органического вещества почвы, которые выносятся за пределы экосистемы в течение одного года за счет небиологических процессов.

Уравнение для атмосферного углерода $C(t)$:

$$\frac{dC}{dt} = -\int_{\Omega} P(x,y,t)dxdy + Q_{CO} + e(t) + \int_{\Omega} \delta D dxdy, \tag{3}$$

где Q_{CO} – суммарный поток между океаном и атмосферой (обмен через границу), $e(t)$ – антропогенная эмиссия углерода, Ω – область, занятая сушей.

Из предложенной модели пространственно-распределенного глобального цикла углерода (1)–(3) следует, что в каждой точке (x, y) определены три потока углерода: $P(x, y, t)$ – поток из атмосферы, $\{\delta_m + \delta_s\}D(x, y, t)$ – поток в атмосферу и $\{q_m + q_s\}D(x, y, t)$ – поток абиотического выноса за пределы экосистемы. Тогда суммар-

ный обменный поток углерода $V(x, y, t)$ определяется следующей формулой:

$$V(x,y,t) = P(x,y,t) - \{\delta_m + \delta_s + q_m + q_s\} D(x,y,t), \quad (4)$$

т.е. определяется разностью между приходом углерода в первичную биологическую продукцию и выделением его в процессах деструкции органического вещества.

Таким образом, если величина $V(x, y, t) > 0$, то соответствующая точка (x, y) в рассматриваемый момент времени t является *стоком* углерода, если $V(x, y, t) < 0$, то – *источником*.

Наша задача состоит в том, чтобы по имеющейся информации рассчитать величину $V(x, y, t)$ для текущего времени t для экосистем ЕТР.

ИДЕНТИФИКАЦИЯ МОДЕЛИ

Для построения карт распределения гумуса базовым материалом послужила почвенная карта, составленная Н.Н. Розовым и Е.Н. Рудневой (Атлас СССР, 1986), масштаба 1 : 16000000. Дополнительно к имеющимся контурам типов почв были выделены контуры подбуров на Кольском п-ве и Полярном Урале, контуры подзолов были разделены на северотаежные и среднетаежные из-за существенного различия этих почв в запасах органического углерода и скоростях его обновления, а также раздельно рассматривались контуры торфяно-болотных почв в зоне тундры и северной тайги от этих же почв в средней и южной тайге. Из рассмотрения были исключены почвы северных островов (Новая Земля и др.), Калининградской обл., Приазовских плавней и горные почвы Северного Кавказа по причине либо слабой изученности данного региона и отсутствия необходимых данных, либо из-за их специфичности (общая площадь, занимаемая этими районами, составляет менее 3% от территории ЕТР). В итоге было выделено 20 типов почв (табл. 1). Для каждого типа была рассчитана площадь контура, всего площадь исследуемого почвенного покрова составила около 3,6 млн.км^2.

Таблица 1

Запас и обновление органического углерода в метровом слое почв ЕТР

Тип почвы	Площадь, тыс. км^2	Запас углерода		Скорость обновления, г/кг в год		Обновление углерода в год	
		кг/м^2	Гт	0–24 см	20–100 см	г/м^2	Мт
Подбуры	57	20,7	1,2	4,4	0,29	59,5	3,4
Тундровые глеевые	107	17,4	1,9	2,5	0,17	32,4	3,5
Торфяно-болотные северной тайги	85	37,0	3,1	1,6	0,25	39,1	3,3
Глеевые и подзолисто-глеевые	204	10,7	2,2	2,0	0,08	14,8	3,0
Подзолы северно-таежные	182	10,0	1,8	2,8	0,15	22,4	4,1
Подзолисто-болотные	208	37,0	7,7	5,1	0,41	120,9	25,1
Подзолистые	319	9,1	2,9	2,1	0,15	12,9	4,1
Подзолы среднетаежные	139	10,5	1,4	2,2	0,53	15,6	2,2
Торфяно-болотные южно-таежные	34	63,8	2,2	8,0	1,39	147,3	5,0
Дерново-подзолистые суглинистые	636	7,4	4,7	4,3	0,20	18,5	11,8
Дерново-подзолистые песчаные	233	5,9	1,4	7,8	0,49	29,9	7,0
Серые лесные	240	15,8	3,8	1,6	0,06	11,8	2,8
Черноземы выщелоченные	233	30,3	7,1	0,7	0,10	10,0	2,3
Черноземы типичные	91	31,9	2,9	0,7	0,25	13,0	1,2
Черноземы обыкновенные	117	26,0	3,0	0,8	0,40	13,6	1,6
Лугово-черноземные	30	33,4	1,0	0,4	0,13	7,5	0,2
Черноземы южные	125	19,3	2,4	3,2	0,42	26,0	3,3
Каштановые	208	10,3	2,1	1,0	0,32	5,3	1,1
Черноземно-карбонатные	108	23,9	2,6	0,7	0,23	8,8	1,0
Полупустынные	258	2,9	0,7	0,2	0,12	0,6	0,2
Всего по почвам ЕТР	3613	15,6	56,2	2,6	0,31	23,8	86,1

Для оценки запасов органического углерода в профилях почв были использованы данные, представленные в сводных работах для исследуемой территории (Черкинский, Горячкин, 1990; Александрова, 1980; Изменение почв..., 1965, и др.). Так как в литературе далеко не всегда приводятся данные по запасам органического углерода и объемному весу почвы, а гораздо чаще имеется только содержание углерода в горизонтах, то для расчета запасов использовалась регрессионная формула, предложенная в работе Поста и др. (Post et al., 1982)

$$B_d = b_0 + b_1 d + b_2 \ln C_f,$$

где B_d – запас углерода в горизонте (г/м^2), C_f – содержание углерода в почвенном горизонте (%), d – глубина залегания горизонта (м), b_0, b_1, b_2 – регрессионные коэффициенты, зависящие от типа почвы и глубины залегания горизонта.

Для оценки ежегодного обновления органического углерода почв ЕТР использовались данные О.А. Чичаговой и А.Е. Черкинского (Чичагова, 1985; Чичагова, Черкинский, 1979, 1985; Черкинский и др., 1987) и модель образования гумусового профиля современной почвы на основании изучения динамики в нем радиоуглерода, предложенная А.Е. Черкинским и В.А. Бровкиным (1989; Cherkinsky, Brovkin, 1993). Методика этих авторов учитывает как равновесную динамику почвенного углерода, так и неравномерный выброс радиоуглерода в атмосферу и его включение в общий круговорот. Коррекция данных радиоуглеродного анализа проводилась с учетом кривой изменения концентрации радиоуглерода в атмосфере Северного полушария, приведенной в работе Болина (Bolin, 1986). В результате проведенного исследования для каждого рассматриваемого типа почв на ЕТР определены запасы органического углерода и оценены величины относительной (на 1 кг С в год) и абсолютной (на 1 м^2 почвы в год) скорости обновления почвенного углерода. Полученные данные представлены в табл. 1. Согласно полученным результатам, северные регионы с подбурами и тундрово-глеевыми почвами имеют запас углерода около 20 кг/м^2. К югу от границ этих почв происходит уменьшение запаса почвенного углерода до 10 кг/м^2 в подзолистых и дерново-подзолистых почвах. Плодородные черноземные почвы характеризуются высоким значением содержания углерода – 20–35 кг/м^2. Необходимо заметить, что 50–60% общей площади этих зон распаханы и другие 10–15% используются в качестве лугов и пастбищ. Агроэкосистемы характеризуются меньшим уровнем углеродного содержания в почве по сравнению с заповедными территориями: по данным Е.А. Афанасьевой (1966) в верхнем метровом горизонте естественного чернозема содержится 40–50 кг/м^2 углерода. Каштановые и полупустынные почвы в засушливых юго-восточных регионах ЕТР содержат небольшое количество углерода – 3–10 кг/м^2.

Согласно сделанным расчетам, суммарный запас органического углерода в метровом слое почв ЕТР составляет 56,2 Гт или $0{,}6 \cdot 10^{11}$ т. Эта величина хорошо согласуется с оценкой Д.С. Орлова и О.И. Бирюковой (1995) о запасах органического углерода в метровом слое почв для равнинных территорий России. По мнению этих авторов, в почвах равнинной территории России площадью 11,4 млн км^2 запасы органического углерода составляют около $2{,}3 \cdot 10^{11}$ т. Рассматриваемая в нашей работе территория составляет примерно 3,17 части от площади равнинной России. Таким образом, согласно полученной величине запаса органического углерода, значение его аккумуляции в почвах равнинной территории России составляет $1{,}9 \cdot 10^{11}$ т.

Северные почвы характеризуются значительной величиной обновления почвенного углерода (30–60 г/м^2). Углерод в южных торфяных болотах (средняя и южная тайга) имеет скорость обновления в 1,5–2 раза большую, чем в северном регионе. Углерод в черноземных почвах обновляется более медленно (9–13 г/м^2). Таким образом, выявляется градиент скорости обновления почвенного углерода в ряду от дерново-подзолистых почв к черноземам. Из полученных результатов следует также, что при значительных запасах углерода в черноземах его эмиссия в атмосферу минимальна по сравнению с другими типами почв ЕТР.

Таблица 2

Первичная биологическая продукция (P) (по: Н.И. Базилевич и др., 1986; Н.И. Базилевич, 1993), запас углерода (H) в метровом слое почвы и площадь (S) экосистем ЕТР

Тип экосистемы	P, кг/м^2 в год	P, C кг/м^2 в год	Удельная концентрация углерода	H, Гт	S, млн. км^2
Тундра	0,2	0,11	0,56	3,5	0,11
Тайга	0,8	0,32	0,40	33,4	2,00
Широколиственный лес	1,1	0,58	0,53	6,7	0,31
Луговая степь	1,8	0,67	0,37	10,8	0,47
Настоящая степь	1,3	0,49	0,38	10,1	0,43
Полупустыня	0,12	0,05	0,45	1,6	0,30
Всего по ЕТР	0,94	0,29	–	56,2	3,61

Полученная величина обновления почвенного углерода характеризует обменный поток углерода в органическом веществе почвы. Эта характеристика является оценкой ежегодного выходного потока органического углерода за пределы рассматриваемого типа почвы. Следовательно, в формуле (4) мы знаем величину

$\{\delta_s + q_s\}D(x, y, t)$.

Из табл. 2, составленной на основе наших расчетов и данных в работах Н.И. Базилевич (1993; Базилевич и др., 1986), мы можем определить величины $P(x, y, t)$. Следует обратить внимание, что максимальная продукция принадлежит зоне луговых степей и плавно уменьшается к северу и югу от нее. Для решения задачи нам необходимы значения $P(x, y, t)$ в углеродных единицах. Для пересчета экспериментальных данных по первичной биологической продукции в углеродные единицы были использованы аналитические материалы по содержанию азота и соотношение азота и углерода в фитомассе для рассматриваемых типов экосистем природных зон ЕТР (Родин, Базилевич, 1965; Базилевич и др., 1986). В результате проведенных расчетов была определена концентрация углерода в первичной биологической продукции, представленная в табл. 2.

Некоторое количество углерода, содержащееся в отмерших органах растений, выходит из экосистем абиотическим путем в результате таких процессов, как вымывание, сток, эрозия почв и т.п. (Природные геосистемы..., 1988). Максимальное значение этого потока – 6,1% от величины $P(x, y, t)$, характерно для тундровых экосистем. Для тайги его значение составляет 4,6%. В других экосистемах ЕТР эта величина не превышает 1%. Эти значения есть не что иное, как величины потока $q_m(x, y, t)D(x, y, t)$. Следовательно, в формуле (4) мы знаем величину q_mD.

Величину $\delta_m(x, y, t)$ для биомов возможно определить на основе данных, приведенных в работах Л.Н. Александровой (1980), Н.И. Базилевич и др. (1986), Р.И. Злотина, А.И. Чукановой (1973). Первичная биологическая продукция трансформируется в трофических цепях следующим образом: около 50% для экосистем луговых и настоящих степей, 30–37% для экосистем тундр, лесов, полупустынь. Оставшаяся и не закрепленная в многолетних органах часть годичного прироста содержит большое количество медленно разлагающихся веществ, таких, как лигнин, целлюлоза. Годовую скорость расщепления медленно разлагающихся органических соединений определяем, выбирая за основу экспериментальные данные Р.И. Злотина и А.И. Чукановой (1973) о деструкции целлюлозы и принимая экспоненциальную гипотезу о динамике скорости ее разложения. Результаты расчета приведены в табл. 3.

Результаты расчетов потока δ_mD для рассматриваемых экосистем ЕТР представлены в табл. 4. Луговой степи, где, как правило, основную часть отмерших ор-

Таблица 3

Количество медленно расщепляющихся органических соединений, разлагающихся в разных типах экосистем (%)

Тип экосистемы	За месяц теплого сезона	В год
Тундра	0,3	3,5
Тайга	10,9	75,0
Широколиственный лес	19,7	92,8
Луговая степь	14,3	84,3
Настоящая степь	15,3	86,4
Полупустыня	4,9	45,3

Таблица 4

Оценки ежегодных потоков углерода из мертвого органического вещества: $\delta_m D$ – из отмерших органов растений в атмосферу, $\{\delta_s + q_s\}D$ – из органического вещества почвы за пределы рассматриваемой экосистемы

Тип экосистемы	$\delta_m D$, С г/м^2	$\delta_m D$, Мт С	$\{\delta_s + q_s\}D$, С г/м^2	$\{\delta_s + q_s\}D$, Мт С
Тундра	41,8	4,6	42,4	4,7
Тайга	244,8	489,8	31,8	63,7
Широколиственный лес	530,8	162,0	16,8	5,1
Луговая степь	649,2	301,9	13,2	6,1
Настоящая степь	466,1	201,4	13,5	5,8
Полупустыня	29,5	8,7	2,1	0,6
Всего по ЕТР	323,4	1168,4	23,8	86,0

Таблица 5

Доли площадей, занятые лесной и травяной экосистемами на ЕТР (%) (по: Природно-сельскохозяйственное районирование..., 1975)

Природные зоны	Лесные экосистемы (включая лесополосы)	Травяные экосистемы (включая агро- и тундровые сообщества)
Тундра	0	83,3
Тайга	49,5	32
Широколиственный лес	32,2	61,6
Луговая степь	16,4	77,3
Настоящая степь	6,4	85,6
Полупустыня	0,4	85,6
Всего по ЕТР	33,2	56,6

Таблица 6

Величина годового суммарного обменного потока углерода (V) для экосистем ЕТР (модельный расчет)

Тип экосистемы	V, С г/м^2	V, Мт С
Тундра	18,8	2,1
Тайга	27,6	55,2
Широколиственный лес	34,2	10,4
Луговая степь	4,3	2,3
Настоящая степь	14,6	6,3
Полупустыня	23,4	6,9
Всего по ЕТР	22,4	81,0

ганов растений составляет подземная отмершая масса по всей почвенной толщи, свойствен максимальный поток из этой части мертвого органического вещества, а минимальное значение этого параметра наблюдается в полупустынях.

Таблица 5 позволяет получить общее представление о пространственном распределении травяных и лесных экосистем на ЕТР. Следует отметить, что из рассмотрения были исключены урбанизированные и техногенные территории, агроэкосистемы были отнесены к травяным экосистемам. Заметим также, что в предложенной модели не рассматривается возрастная структура лесов.

Учитывая эти условия и обозначив через a_f и a_g величину $\delta_m D$ соответственно для лесных и травяных экосистем и через p_f и p_g – соответственно доли лесов и травяных экосистем в каждом биоме рассматриваемой территории, для каждой точки (x, y) возможно вычислить среднее значение потока $\delta_m D$:

$$a = a_f p_f + a_g p_g.$$

Таким образом, представляется возможным по имеющейся информации с использованием динамической модели пространственно-распределенного глобального цикла углерода (1)–(3) оценить величину годового суммарного обменного потока углерода $V(x, y, t)$. Результаты расчета значений величины $V(x, y, t)$ для рассматриваемых типов экосистем ЕТР приведены в табл. 6.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Рассмотренная модель позволяет охарактеризовать крупные экосистемы как источники или стоки углерода. Модель безусловно не может учитывать всю совокупность продукционных и деструкционных процессов для органического вещества, поэтому полученные результаты являются оценочными, но они тем не менее дают представление о качественных закономерностях углеродного баланса территории.

Результаты, полученные в процессе проведенного исследования на основе применения разработанной модели, позволяют сделать вывод о том, что ЕТР является стоком углерода. Средневзвешенная величина интенсивности этого баланса в экосистемах ЕТР около 22 г/м^2 в год, причем наибольшее значение характерно для зоны смешанных и широколиственных лесов (34 г/м^2), а минимальное – для луговой степи (около 4 г/м^2).

Величина суммарного обменного потока может служить характеристикой глобальной роли растительных сообществ как аккумуляторов (стоков) углерода. По полученным нами оценкам, в этом отношении значительная роль принадлежит лесным экосистемам умеренного пояса, в которых ежегодно депонируется около 66 Мт углерода. Степная зона поглощает до 9 Мт углерода. В полупустынях величина стока уменьшается до 7 Мт. Тундровые экосистемы характеризуются наименьшей разницей между величиной поглощения углерода и значением его эмиссии в атмосферу – около

2 Мт. Суммарное значение годового обменного потока углерода для ЕТР оценивается в 81 Мт.

Ввиду отсутствия современных данных о структуре посевных площадей мы не учитываем в нашей модели потери углерода, связанные с выносом урожая. Эти потери, по нашим грубым оценкам, составляют в среднем 0,08 кг/м^2.

Следует отметить, что полученные нами оценки согласуются с выводами многих авторов (Заварзин, 1994; Исаев, 1994, и др.), о том что ЕТР служит стоком углерода. Предложенная методика вычисления суммарного обменного потока углерода может быть использована для получения прогнозной оценки его баланса в связи с изменением климата на исследуемой территории.

Работа выполнена при поддержке Государственной научно-технической программы России "Глобальные изменения природной среды и климата".

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Афанасьева Е.А. Черноземы Русской равнины. М.: Наука, 1966. 224 с.

Александрова Л.Н. Органическое вещество почвы и процессы его трансформации. Л.: Наука, 1980. 227 с.

Атлас СССР. М.: ГУГК, 1986. 145 с.

Базилевич Н.И. Биологическая продуктивность экосистем Северной Евразии. М.: Наука, 1993. 293 с.

Базилевич Н.И., Родин Л.Е. Картосхемы продуктивности и биологического круговорота главнейших типов растительности суши // Изв. Всесоюз. географ. о-ва. 1967. Т. 99. № 3. С. 190–194.

Базилевич Н.И., Гребенщиков О.С., Тишков А.А. Географические закономерности структуры и функционирования экосистем. М.: Наука, 1986. 297 с.

Заварзин Г.А. Цикл углерода в природных экосистемах России // Природа. 1994. № 7. С. 15–18.

Злотин Р.И., Чуканова А.В. Разложение целлюлозы как индикатор интенсивности микробиологических процессов в лесостепных экосистемах // Топологические особенности поведения вещества в экосистемах. Иркутск: Изд-во АН СССР, 1973. С. 213–216.

Изменение почв при окультуривании, их классификация и динамика. М.: Колос, 1965. 188 с.

Исаев А.С. Углерод в лесных экосистемах // Природа. 1994. № 7. С. 18–21.

Кобак К.И. Биотические компоненты углеродного цикла. Л.: Гидрометеоиздат, 1988. 248 с.

Крапивин В.Ф., Свирежев Ю.М., Тарко А.М. Математическое моделирование глобальных биосферных процессов. М.: Наука, 1982. 272 с.

Орлов Д.С., Бирюкова О.И. Запасы углерода органических соединений в почвах Российской Федерации // Почвоведение. 1995. № 1. С. 21–32.

Природно-сельскохозяйственное районирование земельного фонда СССР. М.: Колос, 1975. 256 с.

Природные геосистемы центральной лесостепи Русской равнины. М.: Наука, 1988. 220 с.

Родин Л.Е., Базилевич Н.И. Динамика органического вещества и биологический круговорот зольных элементов и азота в основных типах растительности Земного шара. М.; Л.: Наука, 1965. 253 с.

Свирежев Ю.М., Тарко А.М. О глобальном биохимическом цикле углерода // Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. Т. 1. Л.: Гидрометеоиздат, 1978. С. 107–120.

Черкинский А.Е., Бровкин В.А. Модель образования гумусового профиля современной почвы по данным радиоуглеродного датирования // ДАН СССР. 1989. Т. 307. № 5. С. 1227–1231.

Черкинский А.Е., Горячкин С.В. Органопрофили почв Севера ЕТР в системе органопрофилей почв Мира // Исследование почв на Европейском Севере. Архангельск: Изд-во Ин-та леса, 1990. С. 61–65.

Черкинский А.Е., Караваева Н.А., Горячкин С.В. Радиоуглеродная хронология и типизация почв со вторым гумусовым горизонтом // Новые данные по геохронологии четвертичного периода. М.: Наука, 1987. С. 51–61.

Чичагова О.А. Радиоуглеродное датирование гумуса почв. М: Наука, 1985. 157 с.
Чичагова О.А., Черкинский А.Е. Радиоуглеродные исследования органического вещества и возраста почв // Биол. науки. 1979. № 8. С. 5–18.
Чичагова О.А., Черкинский А.Е. Проблема радиоуглеродного датирования почв // Почвоведение. 1985. № 11. С. 63–75.
Bliss L.C. Net primary production of tundra ecosystem // Die Stoffproduktion der Pflanzendecke. Stuttgard: Springer- Verlag, 1962. P. 72–84.
Bolin B. How much CO_2 will remain in the atmosphere? The carbon cycle and projections for the future // The Greenhouse Effect, Climate Change and Ecosystems. SCOPE Report. V. 29. N.Y.: John Wiley & Sons, 1986. P. 157–203.
Cherkinsky A.E., Brovkin V.A. Dynamics of radiocarbon in soils // Radiocarbon. 1993. V. 35. № 3. P. 363–367.
Esser G. Modelling global terrestrial sources and sinks of CO_2 with special reference to soil organic matter // Soil and the Greenhouse Effect. Chichester: John Wiley and Sons, 1990. P. 247–261.
Eswaran H., Berg E., Van den, Reich P. Organic carbon in soil of the word // Amer. Jour. of Soil Science Society. 1993. V. 57. P. 192–194.
Post W.M., Emanuel W.R., Zinke P.J., Stangenberger A.G. Soil carbon pools and world life zones // Nature. 1982. V. 298. P. 156–159.
Schimel D.S., Braswell Jr. B.H., Holland E.A. et al. Climatic, edaphic and biotic controls over carbon and turnover of carbon in soil // Global Biogeochem. Cycles. 1994. V. 8. P. 279–293.
Schimel D.S. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle // Global Change Biology. 1995. V. 1. P. 77–91.

Институт физики атмосферы РАН
109017 Москва, Пыжевский пер., 3
Институт географии РАН
109017 Москва, Старомонетный пер., 29

Поступила в редакцию
15.V.1996

Yu.M. SVIREZHEV, L.L. GOLUBYATNIKOV, E.A. DENISENKO, V.A. BROVKIN

MODEL APPROACH TO AN ESTIMATE OF THE TOTAL EXCHANGE CARBON FLUX FOR ECOSYSTEM OF EUROPEAN RUSSIA

Institute of Atmospheric Physics, Russian Academy of Science, Pyzhevsky 3, Moscow 109017, Russia
Institute of Geography, Russian Academy of Science, Staromonetny 29, Moscow 109017, Russia

The total exchange carbon flux is determined as a difference between carbon income into the primary production and its emission due to the organic matter destruction. Its quantitative value permits to estimate the balance of natural carbon fluxes for a territory under study. Due to the lack of direct measurements of carbon fluxes the indirect method using a dynamic model of spatially distributed global carbon cycle is suggested. The annual productivity and phytomass data for various vegetation patterns, the cellulose destruction experimental data, the soil carbon residence time data and the information about natural and agricultural lands are used for the calibration of the model. The European Russia is chosen as an object for research. The obtained results allow to conclude that the given territory is the sink of carbon and the annual total exchange flux is approximately 81 Mt.