



DOI 10.21178/2079-6080.2017.2.4
УДК 504.056

Потери углерода экосистем в результате строительства объектов инфраструктуры на лесных землях в Московской области

© А.А. Трунов, А.А. Романовская

Carbon losses in ecosystems due to infrastructure construction on forest lands in Moscow region

A.A. Trunov, A.A. Romanovskaya (The Institute of Global Climate and Ecology of Roshydromet and Russian Academy of Sciences)

The paper presents the experimental results on the changes in carbon stocks of ecosystems due to the infrastructure construction on forest lands in the Moscow region. Investigated 11 plots in different parts of the region, those included the construction of roads and electricity transmission lines. Average carbon stocks of soil, litter, deadwood and living biomass (aboveground and underground parts) pools of the original forest ecosystems are estimated as 40.5 ± 6.9 ; 2.9 ± 2.0 ; 17.2 ± 2.1 and 160.7 ± 77.1 t C ha⁻¹, respectively. Total carbon stocks of forest ecosystems are 221.3 ± 56.0 t C ha⁻¹. The average carbon stocks of the final ecosystems correspond to 26.8 ± 8.2 t C ha⁻¹, of which 24.6 ± 9.0 are in the soil, 0.2 ± 0.2 – in the litter and 2.1 ± 1.0 t C ha⁻¹ – in the living biomass pool. Due to the construction of roads, the soil carbon stocks reduced on average by 30.6 ± 4.4 t C ha⁻¹. During the construction of the electricity transmission line, losses of soil carbon were not observed. Taking into account the part of the area under paved roads (where there is a complete removal of soil cover), the losses of the carbon stocks of the initial forest ecosystems averaged to 171.2 ± 41.6 t C ha⁻¹ in total, with losses in soil, litter, deadwood and living biomass pools as follows: 13.6 ± 5.2 ; 2.8 ± 1.7 ; 17.2 ± 2.5 and 137.7 ± 51.8 t C ha⁻¹, respectively. Thus, the CO₂ emission into the atmosphere from the construction of infrastructure on forest lands in the region is about 627.7 ± 152.5 t ha⁻¹ in average.

Keywords: deforestation, carbon stock change, forest ecosystems, carbon dioxide emission, infrastructure construction

Потери углерода экосистем в результате строительства объектов инфраструктуры на лесных землях в Московской области

А.А. Трунов, А.А. Романовская

В статье приведены результаты экспериментальной оценки изменений запасов углерода в экосистемах при строительстве объектов инфраструктуры в Московской области на землях, занятых лесом. Заложено и обследовано 11 пробных площадей в разных

районах области при строительстве автомобильных дорог и линий электропередач. Оценены средние запасы углерода в почве, подстилке, валеже и живой биомассе (надземной и подземной ее части) исходных лесных экосистем, которые составили $40,5 \pm 6,9$; $2,9 \pm 2,0$; $17,2 \pm 2,1$ и $160,7 \pm 77,1$ т С га⁻¹ соответственно. Общие запасы углерода в лесных экосистемах оценены величиной в $221,3 \pm 56,0$ т С га⁻¹. Средние запасы углерода конечных экосистем соответствуют $26,8 \pm 8,2$ т С га⁻¹, в почве – $24,6 \pm 9,0$, в подстилке – $0,2 \pm 0,2$ и в живой биомассе – $2,1 \pm 1,0$ т С га⁻¹. В результате строительства автодорог запасы углерода в почвах уменьшаются в среднем на $30,6 \pm 4,4$ т С га⁻¹. При строительстве линий электропередач потери углерода в пуле почв отсутствуют. С учетом части территории под твердым покрытием автомобильных дорог (где происходит полное удаление почвенного покрова) потери углерода в исходных лесных экосистемах в среднем составили $171,2 \pm 41,6$ т С га⁻¹, при этом потери по пулам: в почве $13,6 \pm 5,2$; в подстилке $2,8 \pm 1,7$; в валеже $17,2 \pm 2,5$ и в живой биомассе $137,7 \pm 51,8$ т С га⁻¹. Таким образом, эмиссия CO₂ в атмосферу при строительстве объектов инфраструктуры на лесных землях области в среднем составила $627,7 \pm 152,5$ т С га⁻¹.

Ключевые слова: обезлесение, изменение запасов углерода, лесные экосистемы, эмиссия углекислого газа, строительство объектов инфраструктуры

Трунов Александр Анатольевич – научный сотрудник отдела мониторинга потоков парниковых газов в природных и антропогенно-нарушенных экосистемах
E-mail: trunov88@bk.ru

Романовская Анна Анатольевна – д-р биол. наук, чл.-кор. РАН, зав. отделом мониторинга потоков парниковых газов в природных и антропогенно-нарушенных экосистемах, заместитель директора

ФГБУ «Институт глобального климата и экологии Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды и Российской академии наук»
107258, Москва, ул. Глебовская, 20Б.
Тел.: +7(499) 169-24-11
E-mail: semenov@igce.ru

Введение

Существенное влияние на баланс парниковых газов в атмосфере оказывает антропогенная деятельность во всех отраслях экономики, включая изменение вида землепользования. В глобальном масштабе наибольшее значение имеют процессы вырубki лесов и распашки освобожденных из-под леса земель. При этом наблюдаются значительные потери углерода в биомассе, подстилке и почвенном органическом веществе, что приводит, в свою очередь, к увеличению эмиссии углекислого газа (CO_2) в атмосферу. По некоторым данным на эти источники в настоящее время приходится около 10% мировых антропогенных эмиссий CO_2 , составляя в среднем около $3,4 \pm 1,8$ млрд тонн CO_2 в год [17]. Высокая неопределенность этих глобальных оценок ($\pm 50\%$) связана с использованием разных методов и подходов в расчетах, разных исходных данных по запасам углерода в лесных экосистемах и оценках площадей сведения лесов [14].

Наиболее интенсивная вырубka лесов с последующей распашкой этих площадей под сельхозугодья осуществляется в тропической зоне, вклад которой в общую величину эмиссии CO_2 в атмосферу изучается многими исследователями [12, 13, 16, 19, 21]. В азиатском регионе эмиссия CO_2 от обезлесения в течение 2000-х годов нашего столетия оценивается от 0,24 до 0,41 млрд тонн С в год [11]. Для сравнения: эта величина для Южной Америки составила около 1,5 млрд тонн С [20]. Следует признать, что в последние десятилетия в тропиках отмечается снижение темпов обезлесения [1], что, прежде всего, обусловлено развитием инициативных проектов по сокращению эмиссий от сведения и деградации лесов (т. н. REDD+).

Леса России, Канады и большинства европейских развитых стран расположены в бореальной зоне. Здесь также наблюдается процесс сведения лесов, хотя его темпы в несколько раз ниже по сравнению с тропическими регионами [1]. От процесса обезлесения следует отличать потери лесных земель в результате пожарных нарушений и лесозаготовок, которые могут быть

значительными на территории Канады и России [18]. Но в результате таких процессов площади остаются в категории лесных земель, а не переводятся в другие категории землепользования. При этом образуются временно не покрытые лесом участки, на которых лесные экосистемы будут восстанавливаться вновь. Сведение лесов (или обезлесение) наблюдается только при переводе площадей лесных земель в нелесные, на которых леса не возобновляются.

В лесах России так же, как и в большинстве развитых стран, конверсия лесных земель в нелесные земли сведена до минимума и определяется нуждами развития иных, чем лесное хозяйство, отраслей экономики. Так, лесные земли могут переводиться в нелесные при вырубке лесов под строительство объектов инфраструктуры: дорог, линий электропередач (ЛЭП), трубопроводов или при добыче полезных ископаемых, включая разработку новых месторождений нефти и газа. Хотя официальные данные по площадям обезлесения в России отсутствуют [1], согласно данным наших исследований, в России доля ежегодных площадей, конвертируемых в иные виды землепользования, составляет от 0,007% (55,5 тыс. га) в 1990 г. до 0,002% (19,4 тыс. га) в 2013 г. от общей площади лесных земель.

Изменения запасов углерода при сведении лесов в России практически не исследованы. Расчетные оценки выполняются в рамках отчетности РФ по Киотскому протоколу [3]. Однако они основаны на общих подходах к расчету бюджета углерода лесных экосистем России [2] и не отражают специфики процессов перевода лесных земель в нелесные при строительстве линейных сооружений.

Целью настоящего исследования была оценка эмиссии CO_2 в результате сведения лесов на примере строительства отдельных объектов инфраструктуры на лесных землях Московской области – автомобильных трасс и линий электропередач.

Методы и материалы

Экспериментальные исследования выполнены летом 2015 года на территории четырех районов Московской области. На основе анализа данных космического мони-

торинга (Landsat 5,7,8) путем последовательного наложения снимков за период с 2009 по 2014 год были определены участки сведения лесов при строительстве автомобильных дорог и линий электропередач. Из них были выбраны территории с максимальными площадями обезлесения (не менее 4 га), которые позволили заложить несколько пробных площадей и учесть пространственный разброс величин запасов углерода исходных и конечных экосистем.

В результате были отобраны следующие объекты:

I – участок автомобильной дороги «Проектируемый проезд № 6699» – от Московской кольцевой автодороги (МКАД) до пересечения с Путиловским шоссе в Красногорском районе; строительство велось в течение 2009–2012 гг.;

II – участок автомобильной трассы северного обхода г. Одинцово в Одинцовском рай-

оне; строительство велось в течение 2010–2013 гг.;

III – участок федеральной автомобильной дороги М-5 «Урал» вблизи деревни Слободино Раменского района; строительство велось в течение 2013–2014 гг.;

IV – участок линии электропередачи рядом с деревней Петровское в Истринском районе; строительство велось в течение 2011–2012 гг.

На каждом объекте были заложены по 3 пробные площади (за исключением сравнительно небольшого I участка, где было возможно исследовать только 2 пробных площади). Их координаты, а также краткая характеристика соответствующих исходных лесных экосистем и почв приведены в таблице 1, расположение пробных площадей на карте Московской области показано на рисунке 1.



Рис. 1. Расположение пробных площадей

Таблица 1

Координаты пробных площадей и характеристика исходных лесных экосистем				
№ пробной площади; координаты	Тип леса	Сомкнутость крон, класс бонитета	Средний возраст I яруса, лет	Тип почвы
I участок				
1 55.697208, 37.289534	Сосновый лес с подлеском из лещины сложный бореально-неморальный	70-80%, II	95	Дерново-слабо и средне-подзолистые
2 55.874645, 37.408156	Березовая редица с подлеском из рябины травяная неморальная	60-70%, III	80	Дерново-подзолистая слабоглееватая
II участок				
1 55.383156, 38.287760	Березовый лес с подлеском из лещины травяной неморальный	60-70%, II	76	Серые и светло-серые лесные слабоглееватые
2 55.695474, 37.282496	Еловый лес с подлеском из лещины сложный бореально-неморальный	60-70%, II	100	Дерново-подзолистые смытые
3 55.699316, 37.299663	Еловый лес с подлеском из лещины сложный бореально-неморальный	60-70%, II	95	Дерново-слабо и средне-подзолистые
III участок				
1 55.825815, 36.873236	Еловый лес с подлеском из лещины травяной неморальный	60-70%, II	102	Дерново-слабо и средне-подзолистые
2 55.383010, 38.292325	Березовый лес с подлеском из лещины травяной неморальный	60-70%, II	80	Серые и светло-серые лесные слабоглееватые
3 55.382521, 38.298148	Березовый лес с подлеском из лещины травяной неморальный	60-70%, II	63	Дерново-подзолистые слабо-глееватые и глеевые
IV участок				
2 55.822000, 36.902542	Еловый лес с подлеском из рябины травяной неморальный	70-80%, II	65	Дерново-слабо и средне-подзолистые
3 55.817205, 36.941548	Березово-еловый лес с подлеском из рябины травяной неморальный	60-70%, II	75	Дерново-подзолистые смытые

На каждой пробной площади были исследованы участки обезлесенной территории объектов инфраструктуры (склоны, канавы и боковые полосы автомобильных трасс или территория, отведенная под ЛЭП) и находящиеся в непосредственной близости к ним исходных лесных экосистем.

Для точной оценки действительных площадей обезлесения были измерены ширина дорожного полотна; протяженность и высота склона насыпи от асфальтового покрытия до исходного уровня земли; ширина в верхней и нижней точках и глубина отводной канавы дороги; ширина боковой полосы от канавы до леса (рис. 2). На пробных площадях ЛЭП определена общая ширина отведенной территории. Протяженность участков сведения леса была установлена по данным космических снимков. Полученная информация позволила провести точное обследование площадей обезлесения при строительстве рассматриваемых объектов. При этом были отдельно оценены участки, попавшие под твердое покрытие, на которых был изъят плодородный слой грунта и, следовательно, произошла полная потеря

исходных запасов почвенного углерода, а также открытые участки обезлесенной территории, где почвенное покрытие было частично сохранено или восстановлено путем нанесения плодородного слоя.

Исходные запасы углерода в лесных экосистемах определяли в пулах надземной биомассы, крупного и мелкого валежа, подстилки и почвы. Конечные запасы углерода исследованы в пулах надземной биомассы, подстилки (при ее наличии) и почвы на обезлесенной территории. Для этого на каждой пробной площади были взяты следующие образцы:

1) на склоне и в канаве (за исключением случаев забетонированной поверхности):

- смешанный образец почвы из взятых методом случайной выборки 5 почвенных образцов на глубине 0-20 см;

- почвенная проба 5×5 см на глубине 5 см на – объемную массу почвы;

2) на боковой полосе автомобильных трасс и на территории под ЛЭП:

- смешанный образец почвы из отобранных методом случайной выборки 10 почвенных образцов на глубине 0-20 см

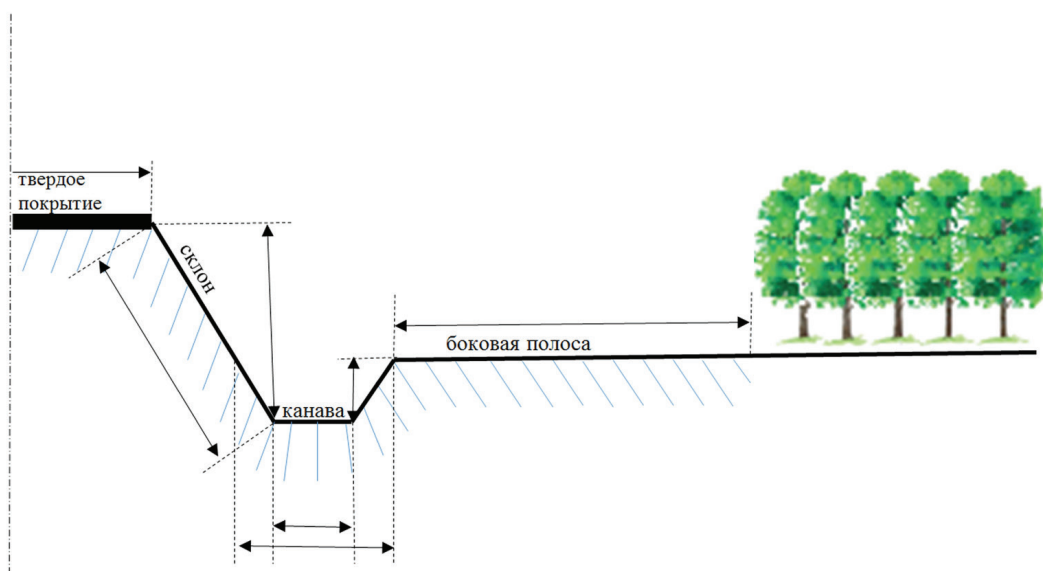


Рис. 2. Схема пробной площади на участках строительства автомобильных дорог (стрелками отмечены выполняемые измерения)

(при наличии четких почвенных слоев отбор проводили по слоям отдельно);

- почвенная проба 5×5 см на глубине 5 см – на объемную массу почвы;

- слой подстилки (при наличии) на площади 50×50 см в 3-кратной повторности;

- надземная травянистая биомасса, сбор методом укоса на площади 50×50 см в 3-кратной повторности;

3) в лесу:

- смешанный образец почвы из отобранных методом случайной выборки 10 почвенных образцов на глубине 0-20 см (по слоям почвы);

- почвенная проба 5×5 см на глубине 5 см – на объемную массу почвы;

- слоя подстилки и надземной травянистой растительности (при ее наличии) на площади 50×50 см в 3-кратной повторности;

- мелкого валежа (диаметром менее 5 см или длиной менее 80 см) на площади 50×50 см в 3-кратной повторности;

- замер длины, максимального и минимального диаметров крупного валежа на площади 10×10 м;

- диаметр ствола на высоте 1,3 м и высота ствола живых древесных растений на площади 10×10 м.

Образцы почв, подстилки, травянистой растительности и мелкого валежа были высушены до абсолютно сухого состояния и взвешены. В дальнейшем проводился химический анализ почвенных образцов на содержание гумуса – на базе Испытательного Центра Почвенного института имени В.В. Докучаева Россельхозакадемии, в соответствии с ГОСТ 26213-91 методом с титриметрическим окончанием [8]. Расчет запаса органического углерода почв выполнялся по формуле:

$$C_{stock} = h \cdot C\% \cdot \frac{m}{98,1},$$

где C_{stock} – запас почвенного органического углерода в слое почвы 0-20 см, т С/га;

h – глубина отбора почвенных образцов, см;

$C\%$ – содержание органического углерода, %;

m – масса абсолютно сухой почвенной пробы объемом 5×5 см, г;

98,1 – объем почвенного целлика размером 5×5 см, см³.

Расчет запаса углерода в пулах подстилки, надземной травянистой биомассы и мелкого валежа проводили путем умножения абсолютного сухого веса пробы на среднее содержание углерода, которые были приняты равными 40% для подстилки и 50% для травянистой биомассы и мелкого валежа [5].

Оценку запасов подземной биомассы травянистой растительности выполняли с использованием пересчетных коэффициентов для многолетних трав [4]. В случае если трава была скошена, принимали, что она не убирается с участков, и вся выросшая надземная биомасса поступает в течение вегетационного сезона в подстилку и почву. При этом для определения полной урожайности надземной части отбирали образцы с некошеного участка в непосредственной близости от пробной площади. Общую живую биомассу травянистого яруса определяли суммированием запасов надземной и подземной частей.

Для оценки пула углерода крупного валежа, прежде всего, необходимо было оценить общий объем ствола на основе полученных величин его длины, максимального и минимального диаметров. Затем по средним данным плотностей древесины хвойных и лиственных пород в зависимости от стадий разложения [15] рассчитывали общую массу. Среднее содержание углерода в биомассе валежа принято равным 50% [5].

Расчет запасов углерода биомассы древесных растений выполняли по двум разным методам в зависимости от наличия доступных параметров пересчета для каждого вида древесных растений. Так, для ели обыкновенной (*Picea abies*), сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris*), рябины обыкновенной (*Sorbus aucuparia*), березы бородавчатой (*Betula pendula*) и березы пушистой (*Betula pubescens*), ивы козьей (*Salix caprea*) использовали аллометрическое уравнение следующего вида [9]:

$$y = a \cdot (d^2 \cdot h)^b,$$

где y – запас биомассы (вес в абсолютно сухом состоянии), кг;

d – диаметр ствола на высоте 1,3 м, м;

h – высота ствола, м;

a и b – видоспецифические пересчетные коэффициенты [9].

Для дуба черешчатого (*Quercus robur*) и липы европейской (*Tilia europaea*) оценивали общий объем ствола на основе полученных величин его высоты и диаметра. Используя стандартные коэффициенты плотности древесины отдельных пород [10], определяли массу ствола. Затем по данным таблиц хода роста с учетом бонитета насаждений [7] рассчитывали общую надземную биомассу, включая массу ветвей и листвы, и подземную биомассу каждого дерева.

При отсутствии пересчетных коэффициентов или таблиц хода роста для некоторых пород оценку их биомассы проводили по данным, имеющимся для сходных видов. Так, биомассу клена остролистного (*Acer platanoides*) и ясеня обыкновенного (*Fraxinus excelsior*) оценивали по данным для липы, а лещины обыкновенной (*Corylus avellana*) – по данным для рябины. Среднее содержание углерода в биомассе принято равным 50% [5].

Запасы углерода во всех исследованных пулах пересчитывали в тонны на гектар и определяли средневзвешенные показатели в каждом исследованном пуле пробных площадей на открытых участках обезлесенной территории (с учетом соотношения площадей под склонами, канавами и боковыми полосами) и в нетронутой лесной экосистеме. Отдельно была выполнена оценка средних показателей для обезлесенных территорий, учитывая площадь, попавшую под твердое покрытие дорог, где запас углерода почв был принят равным нулю.

Выполнена также оценка стандартных отклонений полученных результатов в пределах пробных площадей, а также по каждому участку строительства и в среднем по области. Окончательным результатом исследований была величина общих потерь углерода в расчете на гектар площади в среднем по области при переводе лесных экосистем в нелесные земли под строительство конкретных объектов инфраструктуры.

Результаты и их обсуждение

Несмотря на то, что сооружение автомобильных дорог, как и любых объектов инфраструктуры, осуществляется по строительным нормам и правилам (например, [6]), в действительности наблюдаются значительные

вариации конкретных размеров отводных боковых территорий автодорог. Так, протяженность склона в пределах одного исследуемого участка могла изменяться почти в 1,5 раза (от 3,5 до 5,0 м на I участке). В среднем протяженность склона составила $4,3 \pm 1,1$ м, $3,7 \pm 0,7$ м и $6,4 \pm 1,2$ м на I, II и III участках соответственно. По всем исследованным объектам его длина составила в среднем $4,8 \pm 1,4$ м.

Размеры ширины канавы варьировали от $2,0 \pm 0,2$ до $3,8 \pm 0,4$ м в верхней ее части и от $0,8 \pm 0,1$ до $1,0 \pm 0,3$ м в нижней части на II и III участках соответственно. На I участке замера отводной канавы не проводили, так как на всем его протяжении она была забетонирована. В среднем по исследованным объектам ширина канавы составила $2,9 \pm 1,2$ м вверху и $0,9 \pm 0,2$ м внизу. Глубина канав изменялась не так существенно между пробными площадями и участками строительства автодорог, составляя в среднем $0,6 \pm 0,1$ м.

Ширина боковой полосы автодорог характеризуется наибольшей величиной изменчивости, как между пробными площадями в пределах одного участка, так и между объектами, хотя все рассматриваемые автомобильные трассы относятся к одной (I) категории автомобильных дорог с общим числом полос движения более 4-х. Например, на II участке боковая полоса составляла от 42,5 до 24,7 м. При этом расстояние между данными пробными площадями составляло не более 1 км. Между участками разница достигала гораздо большей величины, отличаясь более чем в 10 раз: I участок – $2,8 \pm 1,1$ м, II участок – $32,2 \pm 9,4$ м, III участок – $10,0 \pm 2,0$ м (среднее $15,0 \pm 13,9$ м).

В целом общая ширина обезлесенной территории изменялась на исследованных участках от $18,0 \pm 0,8$ до $75,9 \pm 18,8$ м для открытых площадей, а с учетом твердого дорожного покрытия – от $38,0 \pm 0,8$ до $109,9 \pm 18,8$ м (I и II участки соответственно, на III участке эта величина составила $86,4 \pm 5,2$ м). В среднем по объектам ширина лесосек при сплошной рубке и сведения лесных экосистем при строительстве автомобильных дорог равнялась $45,4 \pm 29,2$ м под открытые территории и $33,3 \pm 13,0$ м под твердое покрытие, т. е. всего в среднем $77,8 \pm 17,7$ м.

Средние запасы углерода в пулах почвы, живой биомассы изученных пробных площадей подстилки, крупного и мелкого валежа и приведены в таблице 2.

Таблица 2

Средние запасы углерода в почве, подстилке, валеже и живой биомассе исследованных пробных площадей, т С га⁻¹

Номер участка и пробной площади	Категория ¹⁾	Почва ²⁾	Подстилка	Мелкий валеж	Крупный валеж	Живая биомасса	Всего
I-1	О	13,3 (1,6) ³⁾	-	-	-	2,1 (1,4)	15,4 (1,4)
	Л	54,6 (11,6)	2,1 (0,6)	3,4 (0,1)	12,1 (2,0)	89,0 (13,4)	161,2 (8,4)
I-2	О	18,2 (3,0)	-	-	-	1,4 (0,4)	19,6 (2,8)
	Л	38,8 (8,4)	1,7 (0,5)	5,6 (0,2)	17,4 (2,9)	403,7 (60,6)	467,2 (52,3)
Среднее	О	16,0 (3,1)	-	-	-	1,8 (0,5)	17,8 (2,8)
	Л	46,7 (11,1)	1,9 (0,5)	4,5 (1,6)	14,8 (3,7)	246,4 (157,4)	314,2 (174,5)
II-1	О	32,3 (5,9)	-	-	-	1,6 (0,2)	33,9 (5,6)
	Л	42,0 (7,3)	5,1 (2,1)	5,2 (0,2)	12,8 (2,1)	307,4 (46,1)	372,5 (38,1)
II-2	О	5,1 (0,7)	-	-	-	1,5 (0,1)	6,5 (0,5)
	Л	38,6 (5,9)	5,8 (3,6)	4,3 (0,1)	11,3 (1,9)	182,1 (27,3)	242,1 (20,6)
II-3	О	31,3 (6,0)	-	-	-	1,1 (0,1)	32,4 (5,8)
	Л	26,0 (4,2)	5,2 (2,6)	4,4 (0,1)	10,1 (1,7)	126,3 (18,9)	172,0 (13,9)
Среднее	О	22,5 (11,1)	-	-	-	1,4 (0,2)	23,9 (10,5)
	Л	35,5 (8,4)	5,4 (0,4)	4,6 (0,5)	11,4 (1,4)	205,2 (92,8)	262,2 (72,6)
III-1	О	20,9 (2,8)	-	-	-	0,7 (0,1)	21,7 (2,8)
	Л	67,6 (10,6)	0,5 (0,2)	4,4 (0,1)	14,7 (2,2)	173,4 (26,0)	260,6 (17,5)

III-2	О	25,9 (4,7)	-	-	-	1,2 (0,1)	27,0 (4,5)
	Л	39,4 (7,4)	1,4 (0,5)	4,0 (0,0)	11,4 (1,7)	35,6 (5,3)	91,8 (3,8)
III-3	О	18,6 (1,4)	-	-	-	1,1 (0,2)	19,8 (1,3)
	Л	31,6 (5,3)	0,6 (0,3)	5,2 (0,1)	16,0 (2,4)	67,7 (10,2)	121,1 (5,8)
Среднее	О	22,5 (7,5)	-	-	-	1,0 (0,2)	23,5 (7,2)
	Л	46,2 (18,9)	0,8 (0,5)	4,5 (0,6)	14,0 (2,4)	92,2 (72,1)	157,8 (42,5)
Среднее по I-III участкам	О	21,4 (3,0)	-	-	-	1,4 (0,4)	22,8 (2,8)
	Л	42,8 (6,3)	2,7 (2,4)	4,6 (0,6)	13,4 (2,3)	181,3 (79,8)	244,7 (59,1)
IV-1	О	37,0 (12,2)	0,6 (0,5)	-	-	3,6 (1,8)	40,6 (11,0)
	Л	38,6 (6,3)	6,8 (3,2)	1,3 (0,0)	10,0 (1,6)	183,0 (27,5)	239,7 (21,0)
IV-2	О	36,4 (10,1)	0,3 (0,4)	-	-	1,8 (0,8)	38,2 (9,6)
	Л	37,8 (6,9)	2,2 (0,6)	2,3 (0,0)	8,2 (1,2)	66,4 (10,0)	116,9 (6,1)
IV-3	О	38,2 (5,4)	0,2 (0,2)	-	-	2,8 (1,4)	41,0 (5,0)
	Л	24,8 (4,9)	1,8 (0,7)	3,4 (0,0)	19,4 (2,9)	47,7 (7,1)	96,7 (3,8)
Среднее	О	37,2 (0,9)	0,4 (0,3)	-	-	2,7 (0,9)	40,3 (0,8)
	Л	33,7 (7,7)	3,6 (2,8)	2,3 (1,0)	12,5 (6,0)	99,0 (73,4)	151,1 (48,1)
Среднее по I-IV участкам	О	24,6 (9,0)	0,2 (0,2)	-	-	2,1 (1,0)	26,8 (8,2)
	Л	40,5 (6,9)	2,9 (2,0)	4,0 (1,1)	13,2 (1,5)	160,7 (77,1)	221,3 (56,0)

Примечания. ¹⁾ О – обезлесенная территория, Л – лесная экосистема; ²⁾ – средневзвешенное значение с учетом запасов углерода и площадей склона, канавы и боковой полосы (для участков строительства автомобильных дорог); ³⁾ – в скобках приведены величины стандартных отклонений $\pm\sigma$, т С га⁻¹.

Как видим, значительная вариабельность запасов углерода характерна для пула углерода почв. На обезлесенной территории она обусловлена различием в насыпном материале, который используется при обустройстве боковых полос автомобильных дорог. Так, на пробной площади 2 II участка отсыпным материалом был песок, глубина слоя которого составляла в среднем более 25 см, в то время как на пробных площадях 1 и 3 отсыпка была выполнена торфом слоем около 10 см. В некоторых случаях обустройство боковых полос проводилось за счет снятого ранее плодородного слоя почвы (например, на всех пробных площадях III участка). Иногда восстановление грунта не проводилось совсем и на поверхности оказывались подстилающие глинистые слои почвы (например, I участок). Под ЛЭП рекультивация была выполнена ранее снятым в месте данного строительства плодородным слоем почвы.

Распределение средних запасов углерода почв на склонах, в канавах и на боковых полосах автодорог по исследованным объектам приведено на рисунке 3. При наличии отсыпки поверхности склона привозным

слоем торфа запасы углерода в его почвах характеризовались большими величинами, чем в канавах (например, II участок). На III участке на двух пробных площадях из трех отсыпка склона торфом отсутствовала, поэтому в среднем наблюдается более высокое содержание углерода в почвах на дне канавы в результате интенсивного смыва органического вещества со склона и боковых полос поверхностными водами. Как указано выше, на I участке канава была забетонирована, поэтому запасы углерода почв в ней равны нулю. Неопределенности средних значений запасов почвенного углерода на склонах, канавах и боковых полосах были оценены практически равными $\pm 30,1$; $\pm 30,9$ и $\pm 27,4\%$ соответственно.

Почвы лесных экосистем характеризуются в среднем более стабильными запасами углерода, неопределенность средней величины ($42,8 \text{ т С га}^{-1}$) составляет лишь $\pm 14,7\%$. Однако, как следует из данных таблицы 2, запасы почвенного органического углерода в пределах одного исследованного участка могли отличаться в 1,5 раза (например, I участок). По-видимому, это связано с мозаичностью почв лесных экосистем, вторично

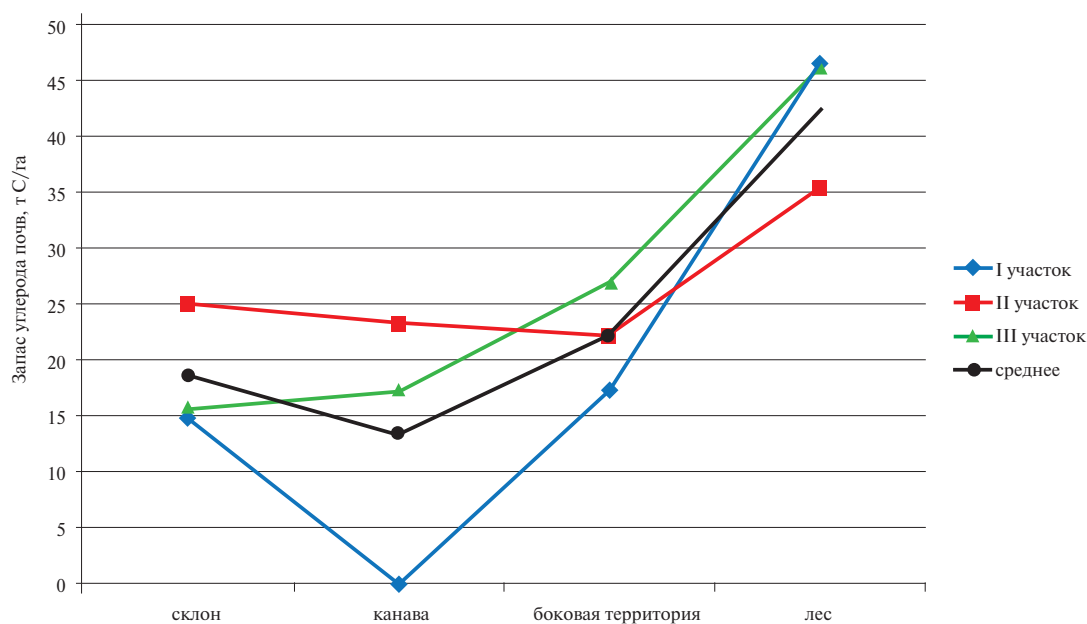


Рис. 3. Средние запасы почвенного углерода на исследованных участках

сформировавшихся на землях сельскохозяйственного назначения, которые были на данной территории 60-90 лет назад.

Запасы углерода в лесной подстилке мало варьировали в пределах пробных площадей каждого из участков, однако различия между участками достигают 6-7 раз (см. табл. 2). Это может быть обусловлено как видовым составом древесного яруса (в хвойном лесу мощность подстилки и соответствующий запас углерода значительно превышали эти показатели в мелколиственном лесу), так и средним возрастом лесной экосистемы. В целом неопределенность среднего значения запаса углерода в подстилке по всем пробным площадям для лесных экосистем достигает $\pm 68\%$. Это максимальный показатель для запасов углерода среди разных пулов в исследованных лесах.

Подстилка на обезлесенной территории была обнаружена только на объекте строительства ЛЭП (IV участок), где она была представлена ветошью и прошлогодним опадом травянистых растений. Распределение подстилки по территории под ЛЭП характеризовалось крайней неравномерностью и зависело от наличия микроценозов злаковых растений. Как следует из данных таблицы 2, в пересчете на все участки строительства объектов инфраструктуры средний запас углерода в подстилке оценен равным $0,2 \text{ т С га}^{-1}$ с неопределенностью более $\pm 100\%$.

Следует отметить относительно стабильные запасы валежа на исследованных участках лесных экосистем. Несмотря на различия типов лесов и растительных ассоциаций (см. табл. 1), общее количество углерода в мертвом органическом веществе (сумма по мелкому и крупному валежу из табл. 2) составило в среднем около $17,2 \text{ т С га}^{-1}$ с неопределенностью лишь $\pm 12,2\%$. По-видимому, объем опада веток и вывала стволов определялся в последние годы в Московской области экстремальными погодными явлениями (например, засуха 2010 года, «ледяной дождь» 2010 г., штормовые ветра в августе 2015 г.) в большей степени, чем естественными скоростями сукцессии разных типов лесных экосистем.

Углерод живой биомассы представлен в

надземной и подземной ее частях. Для травянистой растительности их среднее соотношение составляет в среднем 63 и 37% соответственно, для древесной растительности — 80 и 20%. Запасы углерода в живой биомассе исследованных лесов изменялись в широких пределах — от $35,6$ до $403,7 \text{ т С га}^{-1}$, со средним значением $160,7 \pm 77,1 \text{ т С га}^{-1}$. Минимальными запасами характеризовался березовый лес с подлеском из лещины на пробной площади № 2 III участка, в котором наблюдался более разреженный молодой древостой. Максимальные запасы древесной растительности и углерода в ней обнаружены в березовой речине с подлеском из рябины на I участке, пробная площадь № 2, в котором наблюдается сильная загущенность подлеска. Как уже указывалось выше, следует отметить мозаичную структуру обследованных лесных площадей, которая привела к заметным флуктуациям величин запасов углерода в биомассе (до 5 раз) в пределах одного участка (например, III участок).

Травянистая растительность на территориях боковых полос автодорог в основном высевается искусственно, это преимущественно ежа сборная (*Dactylis glomerata*) и тимopheевка луговая (*Phleum pratense*), поэтому ее распределение сравнительно постоянно, и стандартное отклонение рассчитанной средней величины запаса углерода живой биомассы на участках I-III ($1,4 \text{ т С га}^{-1}$) составляет лишь $\pm 27,4\%$. Иная ситуация наблюдается на отводных территориях под ЛЭП, где восстановление травянистого покрова происходит естественным путем. В зависимости от степени сохранения плодородного слоя почвы на тех или иных микроценозах наблюдались разные стадии первичной сукцессии — от бурьянистой, с преобладанием мать-и-мачехи (*Tussilago farfara*) и корневищной растительности, например, костра безостого (*Bromus inermis*), пырея ползучего (*Elytrigia repens*) — до дерновинных злаков, например, овсяницы луговой (*Festuca pratensis*), мятлика обыкновенного (*Poa trivialis*) и тимopheевки луговой (*Phleum pratense*). При этом максимальные запасы углерода в биомассе характерны для бурьянистой стадии, а минимальные — для

дерновинных злаков. Соответственно, различия в средних значениях запасов углерода в травянистой растительности на разных пробных площадях участка под ЛЭП достигали 200% (табл. 2). В среднем запасы углерода в живой биомассе на обезлесенных территориях при строительстве объектов инфраструктуры составили $2,1 \text{ т С га}^{-1}$ с неопределенностью $\pm 47\%$.

Наконец, общие запасы углерода в исследованных экосистемах оценены равными около 27 т С га^{-1} ($\pm 31\%$) для открытых участков обезлесенных территорий и 221 т С га^{-1} ($\pm 25\%$) – для лесов. При этом если для обезлесенных территорий основной вклад в общий запас вносят почвы, то в лесных экосистемах запас углерода определяется, прежде всего, углеродом в пуле живой биомассы. Распределение запасов углерода по пулам экосистем открытых участков обезлесенных территорий и леса представлены на

рисунке 4. В целом общие потери углерода при строительстве объектов инфраструктуры в Московской области только для открытых территорий (без учета устройства твердого покрытия автодорог) составляют в среднем $194,5 \pm 50,0 \text{ т С га}^{-1}$.

Рассматривая изменения запасов углерода при строительстве автомобильных дорог и ЛЭП, необходимо обратить внимание на разную направленность динамики пула углерода в почве. Учитывая, что часть территории при строительстве автомобильных дорог попадает под участки твердого полотна, где происходят полные потери плодородного слоя почвы и, соответственно, органического углерода, а поверхностный слой почвы открытой части определяется видом насыпного материала при рекультивации, общие запасы углерода в почве после строительства существенно ниже исходных. Так, в среднем по исследованным участкам автодорог

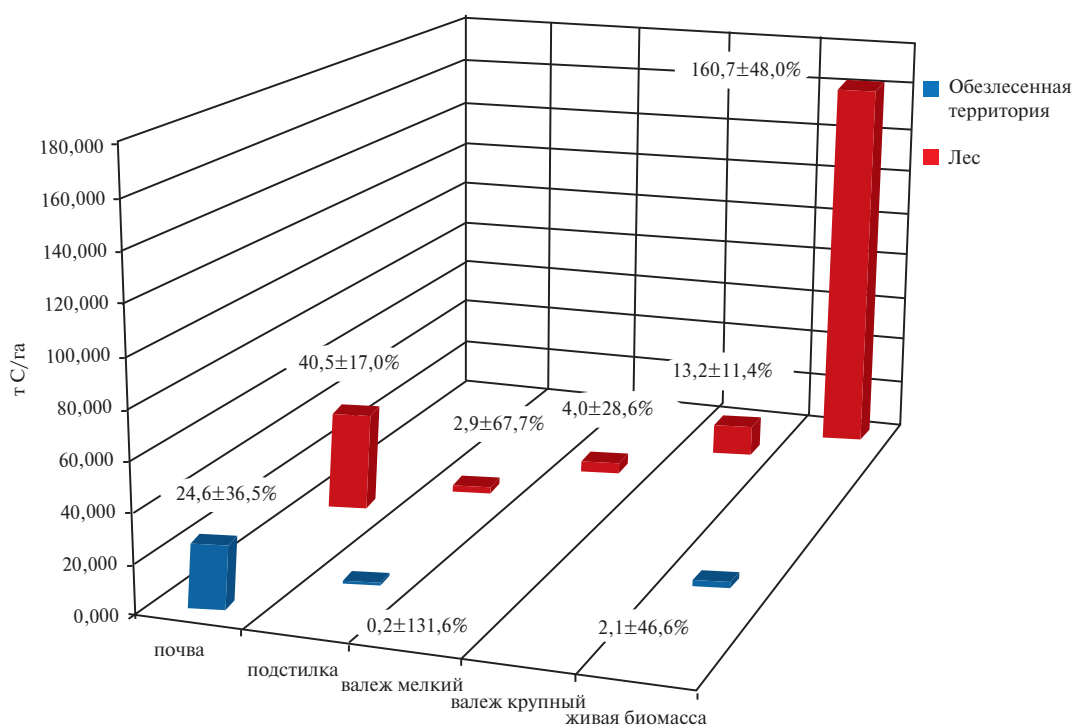


Рис. 4. Средние запасы углерода в пулах почвы, подстилки, валежа и живой биомассы в экосистемах открытых участков обезлесенных территорий при строительстве объектов инфраструктуры и лесов Московской области

запас углерода в пуле почвы сократился на $30,6 \pm 4,4$ т С га⁻¹.

На отводной территории под ЛЭП участки с полной потерей поверхностного слоя почвы практически отсутствуют, а на открытых площадках запас углерода в почве в среднем оценен равным (в пределах неопределенности) запасу в лесных экосистемах: $37,2 \pm 0,9$ и $33,7 \pm 7,7$ т С га⁻¹, соответственно. Таким образом, можно говорить о сохранении углерода в почвах при строительстве ЛЭП и даже возможности его увеличения с течением времени при формировании стабильного состава растительного сообщества естественной луговой экосистемы.

В среднем по всем участкам строительства объектов инфраструктуры в Московской области в результате сведения лесных экосистем потери углерода в пуле почвы составили $13,6 \pm 5,2$ т С га⁻¹, в пуле подстилки $2,8 \pm 1,7$ т С га⁻¹, валежа $17,2 \pm 2,5$ т С га⁻¹ и живой биомассы $137,7 \pm 51,8$ т С га⁻¹. Всего запасы углерода в экосистемах в результате сведения лесов и строительства сократились на $171,2 \pm 41,6$ т С га⁻¹, что соответствует $627,7 \pm 152,5$ т эмиссии CO₂ в атмосферу с каждого гектара.

Выводы

1. Наибольшая вариабельность запасов углерода на открытых участках отводных территорий под строительство объектов инфраструктуры в Московской области наблюдалась в показателях для подстилки и достигала $\pm 131,6\%$. Это связано с практически полным отсутствием этого пула на некоторых исследованных участках (автомобильные дороги). Вариабельность запасов почвенного углерода ($\pm 36,5\%$) объясняется использованием разного отсыпного материала, используемого при рекультивации поверхностного слоя почвы после строительства. Учитывая малую величину среднего запаса подстилки, опре-

деляющий вклад в общие запасы углерода и его неопределенность конечных экосистем ($26,8 \pm 8,2$ т С га⁻¹) принадлежит пулу углерода почв.

2. В изученных исходных лесных экосистемах вариабельность запасов углерода относительно ниже, чем на участках после строительства. Наибольшие величины вариабельности в лесах также отмечены для запаса углерода в лесной подстилке ($\pm 67,7\%$), а наименьшие – для валежа ($\pm 12,2\%$). Определяющий вклад в общие запасы углерода в лесной экосистеме ($221,3 \pm 56,0$ т С га⁻¹) принадлежит живой биомассе, включая надземную и подземную части.

3. Динамика углерода в почвах при строительстве автодорог и ЛЭП имеет разную направленность. Учитывая, что часть территории при строительстве автомобильных дорог попадает под участки твердого полотна, где происходят полные потери углерода, общие запасы углерода в почве после строительства существенно ниже исходных (в среднем на $30,6 \pm 4,4$ т С га⁻¹). На отводной территории под ЛЭП можно говорить о сохранении запаса углерода в почвах при строительстве и даже о возможности его увеличения с течением времени при формировании стабильного состава растительного сообщества естественной луговой экосистемы.

4. С учетом части территории, попадающей под твердое покрытие автомобильных дорог, в среднем по всем участкам строительства объектов инфраструктуры в Московской области потери углерода исходных лесных экосистем составили: в почве $13,6 \pm 5,2$ т С га⁻¹, подстилке $2,8 \pm 1,7$ т С га⁻¹, валеже $17,2 \pm 2,5$ т С га⁻¹ и живой биомассе $137,7 \pm 51,8$ т С га⁻¹. В результате строительства запасы углерода в экосистемах сократились на $171,2 \pm 41,6$ т С га⁻¹, что соответствует $627,7 \pm 152,5$ т га⁻¹ эмиссии CO₂ в атмосферу.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Глобальная оценка лесных ресурсов 2015 / Рим: ФАО, 2015. – 54 с.
2. Замолодчиков, Д.Г. Динамика бюджета углерода лесов России за два прошедших десятилетия / Д.Г. Замолодчиков, В.И. Грабовский, Г.Н. Краев // Лесоведение. – 2011. – № 6. – С. 16-28.
3. Коротков, В.Н. Особенности учета выбросов и стоков парниковых газов при облесении, обезлесении и лесоправлении в рамках отчетности по Киотскому протоколу / В.Н. Коротков, А.А. Романовская // Труды Санкт-Петербургского научно-исследовательского института лесного хозяйства. – 2012. – № 2. – С. 12-15.
4. Левин, Ф.И. Количество растительных остатков в посевах полевых культур и его определение по урожаю основной продукции / Ф.И. Левин // Агрохимия. – 1977. – № 8. – С. 36-42.
5. Руководящие принципы национальных инвентаризаций парниковых газов / МГЭИК: Программа МГЭИК по национальным кадастрам парниковых газов, 2006.
6. СНиП 2.05.02-85. Строительные нормы и правила. Автомобильные дороги. – М.: ФГУП ЦПП, 2007. – 54 с.
7. Таблицы и модели хода роста и продуктивности насаждений основных лесобразующих пород Северной Евразии. – М.: Рослесхоз, 2006. – 803 с.
8. Теория и практика химического анализа почв / под редакцией Л.А. Воробьевой. – М.: ГЕОС, 2006. – 400 с.
9. Уткин, А.И. Аллометрические уравнения для фитомассы по данным деревьев сосны, ели, березы и осины в европейской части России / А.И. Уткин, Д.Г. Замолодчиков, Т.А. Гульбе, Я.И. Гульбе // Лесоведение. – 1996. – № 6. – С. 36-46.
10. Физические свойства древесины / Методические указания для студентов специальности 250401 «Лесоинженерное дело» / Ухта: УГТУ, 2010. – С. 25-27.
11. Calle, L. Regional carbon fluxes from land use and land cover change in Asia, 1980-2009 / L. Calle et al. // Environmental Research Letters. – 2016. – V. 11. – No. 7. DOI: 10.1088/1748-9326/074011/
12. De Sy, V. Land use patterns and related carbon losses following deforestation in South America / V. De Sy et al. // Environmental Research Letters. – 2015. – V. 10 – No. 12 / available online at: <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/10/12/124004>
13. Goetz, S.J. Measurement and monitoring needs, capabilities and potential for addressing reduced emissions from deforestation and forest degradation under REDD+ / S.J. Goetz et al. // Environmental Research Letters. – 2015. – V. 10. – No. 12 / available online at: <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/10/12/123001>
14. Houghton, R.A. Carbon emissions from land use and land-cover change / R.A. Houghton et al. // Biogeosciences. – 2012. – No. 9. – P. 5125-5142.
15. Krankina, O.N. Dynamics of the dead wood carbon pool in northwestern Russian boreal forests / O.N. Krankina, M.E. Harmon // Water Air Soil Pollut. – 1995. – V. 82. – P. 227-238.
16. Lawrence, D. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture / D. Lawrence, K. VandeCar // Nature Climate Change. – 2015. – V. 5. – P. 27-36 / available online at: www.nature.com/natureclimatechange
17. Le Quéré, C. The global carbon budget 1959-2011 / C. Le Quéré et al. // Earth Syst. Sci. Data. – 2015. – V. 7. – P. 47-85 / available online at: www.earth-syst-sci-data.net/5/165/2013/. DOI: 10.5194/essd-5-165-2013
18. Liu Yi, Y. Recent reversal in loss of global terrestrial biomass / Y. Liu Yi et al. // Nature Climate Change. – 2015. – No. 5. – P. 470-474. DOI: 10.1038/nclimate2581
19. Margono, B.A. Mapping and monitoring deforestation and forest degradation in Sumatra (Indonesia) using Landsat time series data sets from 1990 to 2010 / B.A. Margono et al. // Environmental Research Letters. – 2012. – V. 7. – No. 3. / available online at: <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/7/3/034010/>
20. Richter, D. Gross CO₂ fluxes from land-use change: implications for reducing global emissions and

increasing sinks / D. Richter, R.A. Houghton // Carbon Management. – 2011. – No. 2. – P. 41-47. DOI: 10.4155/cmt.10.43

21. Tyukavina, A. Aboveground carbon loss in natural and managed tropical forests from 2000 to 2012 / A. Tyukavina // Environmental Research Letters. – 2015. – V. 10. – No. 7 / available online at: <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/10/7/074002>

REFERENCES

1. Global'naja ocenka lesnyh resursov 2015. Rim, FAO, 2015, 54 p. (In Russian).
2. Zamolodchikov D.G., Grabovskij V.I., Kraev G.N. Dinamika bjudzheta ugleroda lesov Rossii za dva proshedshih desjatiletija. *Lesovedenie*, 2011, no. 6, pp. 16-28. (In Russian).
3. Korotkov V.N., Romanovskaja A.A. Osobennosti ucheta vybrosov i stokov parnikovyh gazov pri oblesenii, obezlesenii i lesoupravlenii v ramkah otchetnosti po Kiotskomu protokolu. *Trudy Sankt-Peterburgskogo nauchno-issledovatel'skogo instituta lesnogo hozjajstva*, 2012, no. 2, pp. 12-15. (In Russian).
4. Levin F.I. Kolichestvo rastitel'nyh ostatkov v posevah polevyh kul'tur i ego opredelenie po urozhaju osnovnoj produkcii. *Agrohimija*, 1977, no. 8, pp. 36-42. (In Russian).
5. Rukovodjashhie principy nacional'nyh inventarizacij parnikovyh gazov. MGJeIK: Programma MGJeIK po nacional'nym kadastram parnikovyh gazov, 2006. (In Russian).
6. SNiP 2.05.02-85. Stroitel'nye normy i pravila. Avtomobil'nye dorogi. Moscow: FGUP CPP, 2007. 54 p. (In Russian).
7. Tablicy i modeli hoda rosta i produktivnosti nasazhdenij osnovnyh lesobrazujushhijh porod Severnoj Evrazii. Moscow: Rosleshoz, 2006. 803 p. (In Russian).
8. Teorija i praktika himicheskogo analiza pochv. pod redakciej L.A. Vorob'evoj. Moscow: GEOS, 2006. 400 p. (In Russian).
9. Utkin A.I., Zamolodchikov D.G., Gul'be T.A. Gul'be Ja.I. Allometricheskie uravnenija dlja fitomassy po dannym derev'ev sosny, eli, berezy i osiny v evropejskoj chasti Rossii. *Lesovedenie*, 1996, no. 6, pp. 36-46. (In Russian).
10. Fizicheskie svojstva drevesiny. Metodicheskie ukazanija dlja studentov special'nosti 250401 «Leso-inzhenernoe delo». Uhta, 2010, pp. 25-27. (In Russian).
11. Calle L., Canadell J.G., Patra P., Ciais P., Ichii K., Tian H., Kondo M., Piao S., Arneeth A., Harper A.B., Ito A., Kato E., Koven C., Sitch S., Stocker B.D., Vivoy N., Wiltshire A., Zaehle S., Poulter B. Regional carbon fluxes from land use and land cover change in Asia, 1980–2009. *Environmental Research Letters*, 2016, v. 11, no. 7. DOI: 10.1088/1748-9326/074011
12. De Sy V., Herold M., Achard F., Beuchle R., Clevers J.G.P.W., Lindquist E., Verchot L. Land use patterns and related carbon losses following deforestation in South America. *Environmental Research Letters*. 2015, v. 10, no. 12, available online at: <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/10/12/124004>
13. Goetz S. J., Hansen M., Houghton R.A., Walker W., Laporte N., Busch J. Measurement and monitoring needs, capabilities and potential for addressing reduced emissions from deforestation and forest degradation under REDD+. *Environmental Research Letters*, 2015, v. 10, no. 12, available online at: <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/10/12/123001>
14. Houghton R.A., House J.I., Pongratz J., van der Werf G.R., DeFries R.S., Hansen M.C., Le Quere C., and Ramankutty N. Carbon emissions from land use and land-cover change. *Biogeosciences*, 2012, no. 9, p. 5125-5142.
15. Krankina O.N., Harmon M.E. Dynamics of the dead wood carbon pool in northwestern Russian boreal forests. *Water Air Soil Pollut.*, 1995, v. 82, p. 227-238.
16. Lawrence D., Vandecar K. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Climate Change*, 2015, v. 5, p. 27-36, available online at: www.nature.com/natureclimatechange
17. Le Quéré C., Andrew R.M., Canadell J.G., Sitch S., Korsbakken J.I., Peters G.P., Manning A.C., Boden T.A., Tans P.P., Houghton R.A., Keeling R.F., Alin S., Andrews O.D., Anthoni P., Bar-

- bero L., Bopp L., Chevallier F., Chini L.P., Ciais P., Currie K., Delire C., Doney S.C., Friedlingstein P., Gkritzalis T., Harris I. et al. The global carbon budget 1959-2011. *Earth Syst. Sci. Data*, 2015, v. 7, p. 47-85, available online at: www.earth-syst-sci-data.net/5/165/2013/. DOI: 10.5194/essd-5-165-2013
18. Liu Yi Y., van Dijk Albert I.J.M., de Jeu Richard A.M., Canadell Josep G., McCabe Matthew F., Evans Jason P., Wang Guojie. Recent reversal in loss of global terrestrial biomass. *Nature Climate Change*, 2015, no. 5, p. 470-474. DOI: 10.1038/nclimate2581
19. Margono B.A., Turubanova S., Zhuravleva I., Potapov P., Tyukavina A., Baccini A., Goetz S., Hansen M.C. Mapping and monitoring deforestation and forest degradation in Sumatra (Indonesia) using Landsat time series data sets from 1990 to 2010. *Environmental Research Letters*, 2012, v. 7, no. 3, available online at: <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/7/3/034010>
20. Richter D., Houghton R.A. Gross CO₂ fluxes from land-use change: implications for reducing global emissions and increasing sinks. *Carbon Management*, 2011, no. 2, p. 41-47. DOI: 10.4155/cmt.10.43
21. Tyukavina A., Baccini A., Hansen M.C., Potapov P.V., Stehman S.V., Houghton R.A., Krylov A.M., Turubanova S., Goetz S.J. Aboveground carbon loss in natural and managed tropical forests from 2000 to 2012. *Environmental Research Letters*, 2015, v. 10, no. 7, available online at: <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/10/7/074002>

Статья поступила в редакцию 2.02.2017