

УДК 630*162.5

УГЛЕРОДНЫЙ БЮДЖЕТ ЛЕСОВ РОССИИ

© 2014 г. А. З. Швиденко^{1,2}, Д. Г. Щепаченко^{1,3}

¹ *Международный институт прикладного системного анализа
Австрия А-2361, Лаксенбург, Шлоссплатц, 1*

² *Институт леса им. В. Н. Сукачева СО РАН
660036, Красноярск, Академгородок, 50/28*

³ *Московский государственный университет леса
141005, Московская обл., Мытищи, ул. 1-я Институтская, 1*

E-mail: shvidenk@iiasa.ac.at, schepd@gmail.com

Поступила в редакцию 04.02.2014 г.

В результате последовательного применения принципов системного анализа и современных информационных технологий получен чистый экосистемный углеродный баланс (ЧЭУБ) покрытых лесом земель России за период 2007–2009 гг. Применение ландшафтно-экосистемного подхода показало, что ЧЭУБ лесов страны составил за рассматриваемый период (546 ± 120) Тг С год⁻¹ или (66 ± 15) г С м⁻² год⁻¹, с существенной разницей между европейской и азиатской частями России и четко выраженными зональными градиентами. При общем высоком поглощении углерода лесами страны значительные площади, преимущественно на многолетней мерзлоте, служат источником углерода. Соотношение между чистой первичной продукцией и гетеротрофным дыханием почв, наряду с природными и антропогенными нарушениями, является основным фактором, регулирующим величину и пространственное размещение ЧЭУБ лесных экосистем. Применение Байесовского подхода для «сжатия» оценок углеродного бюджета, полученных независимыми методами, позволяет снизить неопределенности оценки конечного результата.

Ключевые слова: *полный верифицированный углеродный бюджет, леса России.*

ВВЕДЕНИЕ

Леса мира являются основным стабилизирующим элементом климатической системы Земли, обеспечивающим практически весь сток углерода в растительные экосистемы (Pan et al., 2011; Le Quere et al., 2013). Гигантская площадь лесов России (~21 % площади всех лесов земного шара (FAO, 2010)) предопределяет их особое значение в регулировании главнейших биогеохимических циклов планеты. Самые значительные климатические изменения ожидаются на территории России, особенно в ее лесной зоне. Около 95 % лесного покрова страны представлено бореальными лесными экосистемами, которые эволюционно приспособились к холодному климату. Их адаптационная способность и буферная мощность

по отношению к ожидаемому потеплению неизвестны. Предполагается, что при достижении определенного уровня потепления (порядка +7 °С в среднегодовой температуре воздуха) бореальные леса могут стать «элементом переключения» (tipping element), т. е. вступить в фазу неустойчивого состояния, когда относительно небольшие изменения внешней среды приводят к нелинейному отклику в функционировании экосистемы и гибели ее элементов с наименьшей адаптационной способностью (Lenton et al., 2008).

Углеродный бюджет является одним из наиболее информативных показателей, отражающих физиологическое состояние, продуктивность и жизнеспособность лесных экосистем, а также степень влияния на них основных факторов внешней среды и антропогенного воз-

действия. Понимание основных механизмов, регулирующих процессы накопления и расхода углерода экосистемами, является теоретической основой управления углеродным бюджетом и, следовательно, важнейшей предпосылкой разработки рациональных стратегий перехода к адаптивному лесному хозяйству и обоснованию системы мероприятий по смягчению нежелательных климатических изменений средствами лесного хозяйства.

Существует значительное количество публикаций, освещающих различные аспекты углеродного бюджета лесов России. В большинстве своем эти публикации рассматривают отдельные регионы страны (Щепашенко и др., 2008; Quegan et al., 2011; Соколов и др., 2013), так называемые «управляемые леса» (Замолодчиков и др., 2013б), отдельные лесные формации (Ведрова, 2011) и процессы углеродного цикла (например, протекающие в почвах) (Щепашенко и др., 2013), или влияние нарушений, в частности пожаров (Bartalev et al., 2007; Швиденко и др., 2011). Как правило, опубликованные работы не содержат оценок неопределенностей результатов, равно как и информации, достаточной для такой оценки.

Хотя в последние годы наблюдается некоторая «сходимость» численных оценок основных промежуточных и конечных параметров углеродного бюджета лесов России, разнообразие их значительное, зависящее от многих причин: использования разных, не всегда научно состоятельных методов и разной по объему и надежности исходной информации; недостаточной системности постановки исследования; переупрощения или неадекватности моделей; оценивания для различных временных периодов и т. д. В настоящей работе мы пытались последовательно применять методы прикладного системного анализа, используя информацию, точность которой известна или может быть оценена, в исключительных случаях – экспертным путем и, следуя обязательному системному требованию любого исследования – оценить не только результат, но и его неопределенность. Основные результаты работы получены при помощи ландшафтно-экосистемного подхода (Shvidenko et al., 2010a) с последующим сравнением с оценками, полученными иными методами.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Два понятия фундаментально важны в современных подходах к познанию углеродного цикла лесных экосистем: оценка углеродного бюджета должна быть *полной* и *верифицированной*. По определению, полный углеродный бюджет лесных экосистем (ПУБ) должен включать все классы лесных земель, все разнообразие экосистем и процессов в них, а основные промежуточные и конечные результаты должны быть явно представлены в пространстве и непрерывно во времени (ср.: Steffen et al., 1998). Киотский протокол в течение первого согласованного периода (2008–2012 гг.) ввел в международную практику учет частичного углеродного бюджета для так называемой «управляемой» биосферы и сохраненного с некоторыми (в целом не принципиальными) изменениями на второй период его действия. Коренные недостатки такого подхода обсуждались (см., например, Shvidenko et al., 2010a). С теоретико-познавательной точки зрения, только полный учет представляет достаточно надежный научный базис для оценки неопределенностей, поскольку оценить отклики и обратные связи всей системы при условии, что рассматривается только некоторая ее часть, невозможно.

Проблема верификации, т. е. оценки неопределенностей ПУБ, особенно для больших территорий, нетривиальна. С системной точки зрения ПУБ представляет собой типичную нечеткую систему (*fuzzy system*), или, в иной терминологии, содержит принципиальные элементы проблемы полной сложности (*full complexity problem*) или «нечистой» проблемы (*wicked problem*). Эти термины имеют свои специфические черты, однако все они связаны с познанием недостаточно организованных систем. Отличительной чертой нечетких систем является то, что функция принадлежности таких систем является стохастической, что требует особых подходов при оценке структурной неопределенности (Shvidenko et al., 2010b). Системы полной сложности (1) крайне сложны и запутанны структурно, динамически и функционально, (2) трудно отделимы от контекста, характера наблюдений и заинтересованности агентов, (3) часто представлены сложной

смесью объективных и субъективных компонентов и (4) сопровождаются значительными неопределенностями вследствие неполноты знаний и отсутствия удовлетворительных путей для верификации результатов (ср.: Schellnhuber, 2003). Понятие «нечистой» проблемы относится к системам, которые невозможно или весьма трудно описать из-за неполноты или противоречивости данных и/или меняющихся требований, часть из которых не понята. Крайняя усложненность взаимоотношений является специфической чертой «нечистых» проблем, в которых попытка решить один из аспектов выявляет или создает новые проблемы (например, Rittel and Webber, 1973).

Наиболее важным практическим следствием «нечеткости» рассматриваемой задачи является принципиальная невозможность оценки структурной неопределенности углеродного бюджета экосистем на основе любого отдельно примененного метода ПУБ, поскольку его результаты, особенно для больших территорий, не могут быть верифицированы формальными методами из-за очевидных ограничений на трудовые и финансовые ресурсы и возможностей получения необходимой информации. Поэтому Международный институт прикладного системного анализа предложил методологию ПУБ, базирующуюся на системной интеграции результатов, полученных различными независимыми методами, с последующей их гармонизацией и системными ограничениями (*mutual constrains*) на результаты (Nilsson et al., 2007; Shvidenko et al., 2010a). Это дает возможность объективно оценить неопределенности ПУБ на региональном или национальном уровне, используя, например, Байесовский подход (Quegan et al., 2011).

Все известные методы ПУБ базируются либо на оценке изменения запасов основных резервуаров органического углерода в экосистемах, либо на оценке потоков углерода между экосистемами и окружающей средой (атмо-, гидро- и литосферой), либо на совместном использовании обоих методов. В методе изменения запасов требуется оценить изменение количества органического углерода в основных компонентах экосистем – фитомассе (биомассе живых растений), мертвом органическом веществе растительности (преиму-

щественно в древесном отпаде) и почве. Применение метода потоков предполагает вычисление чистой биомной продукции (ЧБП, *NBP – Net Biome Production*) или, в несколько более общей трактовке, чистого экосистемного баланса углерода (ЧЭУБ, *NECB – Net Ecosystem Carbon Balance*) (Chapin et al., 2005), когда к оценке ЧБП добавляются потоки, которые не являются непосредственным следствием продукционного процесса, например эмиссии метана, мокрое и сухое осаждение углерода из атмосферы, а также потоки углерода, образованные парниковыми газами непрямого действия (главным образом неметановые летучие органические вещества, *non-methane volatile organic compounds, NMVOC*), например, в виде

$$NECB = NPP - SHR - D - DEC - FHYD - FLIT - F(CH_4, NMVOC, \dots), \quad (1)$$

где *NPP* – чистая первичная продукция, *SHR* – гетеротрофное дыхание почвы, *DEC* – поток углерода вследствие разложения крупных отпавших древесных остатков, *D* – поток вследствие нарушений, включая хозяйственные воздействия на лес, *FHYD* и *FLIT* – поток в гидро- и литосферу соответственно и *F(CH₄, NMVOC, ...)* – потоки иных, чем *CO₂*, содержащих углерод парниковых газов. Пространственная и временная соотнесенность показателей уравнения (1) может различаться в зависимости от системной структуры задачи. В нашем случае мы оцениваем углеродный бюджет для покрытых лесом земель России, поэтому должны учитываться все потоки органического углерода на границе лесных экосистем с атмо-, гидро- и литосферой в газовой (в частности *CO₂*, *CO*, *CH₄*, *NMVOC*), растворенной и твердой форме. Метод оценки изменения запасов имеет очевидные ограничения в точности, поскольку в современной науке не существует практически применимых методов точной оценки запасов органического углерода в почве лесных экосистем на больших территориях.

В настоящее время применяется несколько в определенной мере независимых методов оценки углеродного цикла лесных экосистем: ландшафтно-экосистемный подход (ЛЭП); непосредственные измерения обмена экосистем углеродом с атмосферой (обычно используется метод вихревых пульсаций – *eddy cova-*

riance); применение «процессных» моделей различного типа (например, *Dynamic Global Vegetation Models* – динамических глобальных моделей растительности, ДГМР); обратное (инверсное) моделирование; различные методы дистанционного зондирования для «непосредственного» определения показателей ПУБ (индекс фотохимического отражения) или в связи с различными моделями, например эффективности продукции (*Production Efficiency Models*). ЛЭП как возможно полное эмпирическое и «полуэмпирическое» обобщение знания и информации об экосистемах и их функционировании используется для обоснования системного дизайна задачи и оценки ПУБ настоящего и прошлого. Непосредственное измерение потоков CO_2 и CH_4 (ЧЭО, чистый экосистемный обмен – *Net Ecosystem Exchange*) методом вихревых пульсаций существенно для независимой оценки важных промежуточных и заключительных результатов, для оценки их неопределенностей и параметризации моделей. Обратное моделирование, базирующееся на измерении концентраций CO_2 и CH_4 в атмосфере и восстановлении их потоков с земной поверхности при помощи транспортных моделей, представляет возможность независимого контроля результатов, полученных наземными методами (оценка *top-down* – сверху вниз). ДГМР имеют существенные недостатки при их применении на региональном уровне (Швиденко и др., 2007), однако они представляют практически единственную возможность моделирования процессов, объясняющих механизмы продуктивности и роста древостоев в условиях многообразия жизненных условий, следовательно, являются одним из немногих средств прогноза.

Ландшафтно-экосистемный подход (ЛЭП).

ЛЭП системно обобщает «инвентаризационные» методы оценки углеродного цикла. В основе метода лежит требование полного и последовательного использования принципов прикладного системного анализа. Применительно к оценке ПУБ это сводится к следующим основным требованиям: 1) использование строгих и моносемантических определений и формально состоятельных классификационных схем; 2) однозначная структуризация вычислительной схемы в пространственном,

временном и процессном отношениях; 3) вычисление неопределенностей на всех этапах и для всех модулей оценки; 4) использование формально состоятельных алгоритмов; 5) представление результата в явном виде в пространстве и времени (Nilsson et al., 2007; Shvidenko et al., 2010b). ЛЭП использует метод оценки потоков углерода с некоторыми элементами метода учета изменений запаса. Полнота рассмотрения и пространственная привязка экосистем и ландшафтов позволяет использовать ЛЭП как структурную основу для сравнения с другими методами.

В нашем исследовании информационная основа ЛЭП представлена в виде интегральной земельной информационной системы (ИЗИС), которая обобщает и упорядочивает всю доступную наземную и спутниковую информацию о земельном покрове страны, ландшафтах и экосистемах на определенную дату, включая общегеографическую информацию (растительность, почвы, ландшафты, климат), многочисленные измерения *in situ*, данные различных инвентаризаций и обследований (учет лесного и земельного фондов), комплексы эмпирических обобщений и моделей и др. ИЗИС представляет собой многослойную и разномасштабную геоинформационную систему, использующую иерархическую классификацию гибридного земельного покрова с базовым разрешением 1 км. Количество классов (первичных типологических единиц, подлежащих параметризации) зависит от значимости класса в ПУБ и наличия информации. В использованном в этой работе варианте ИЗИС это количество менялось от ~50 (для болот) до нескольких сотен (для естественных травяных экосистем) и до ~80 000 для лесов (Schepashenko et al., 2011).

Данные по площадям, пространственному размещению и таксационной характеристике лесов для обширных районов страны неполны и устарели. По состоянию на 2010 г. 63 % лесов России было учтено более 16 лет, а >50 % – более 25 лет назад (Солонцов, 2010). Поэтому картографирование лесной растительности проводили на основе «множественной» концепции применения дистанционных методов, используя различные сенсоры и временные серии изображений различного пространст-



Рис. 1. Растительность России с указанием основных лесообразующих пород.

венного разрешения, а соответствующие биофизические показатели лесных экосистем (такие как возраст и запас древостоев) были обновлены по специальной системе в зависимости от времени последнего учета (Shvidenko et al., 2010a). Всего в рамках настоящей работы для различных целей использовано 12 инструментов с восьми различных спутников, среди которых TERRA MODIS, ALOS PALSAR, ENVISAT ASAR, LANDSAT и др. Полученное распределение покрытых лесом земель (ПЛЗ) России по биоклиматическим зонам и преобладающим породам приведено в табл. 1 и на рис. 1 (все расчеты относятся к периоду 2007–2009 гг.).

Оценка запасов органического углерода в лесных экосистемах. Лес определен согласно национальному определению покрытых лесом земель (ПЛЗ). Их общая площадь оценена в 821.4×10^6 га, что примерно на 3,5 % выше, чем данные учета лесного фонда за рассматриваемый период. Однако наша оценка включает все леса России, в том числе за пределами лесного фонда и нигде не учтенные возобновившиеся лесом заброшенные сельскохозяйственные земли. Детальная таксационная характеристика указывалась для каждого пикселя покрытых лесом земель по специальному оптимизационному алгоритму, включающему

преобладающую породу, возраст, класс бонитета, запас и другие показатели, необходимые для оценки ПУБ. Контроль лесного покрова по независимым источникам показал его удовлетворительную точность. Детали разработки ИЗИС рассматриваются в работе (Scheraschenko et al., 2011).

Запас органического углерода в лесных экосистемах определялся по основным резервуарам, включающим: 1) фитомассу с распределением по шести фракциям – ствол, ветви (в коре), листья/хвоя, корни деревьев, подрост и подрост, живой напочвенный покров; 2) отпавшую древесину; 3) почву. Запас фитомассы вычисляли на основе таксационной характеристики лесов по данным ИЗИС, используя систему регионально распределенных многомерных моделей (Shvidenko et al., 2007). Запасы отпавшей древесины (крупные древесные остатки с минимальным диаметром 1 см в верхнем отрезе, включая сухостой, валеж, пни и сухие ветви растущих деревьев) оценивались с использованием базы данных по биологической продуктивности лесных насаждений Евразии (Щепашенко и др., 2005, доступна на www.iiasa.ac.at/Research/esm...), обобщенных результатов учета сухостоя и валежа по лесным предприятиям и публикациям в специальной литературе (Швиденко и др., 2009).

Расчет запаса углерода в почве произведен на основе автоматизированной информационной системы (Щепашенко и др., 2013). Используются модифицированная почвенная карта в масштабе 1:2 500 000 (Фридланд, 1988) и база типичных профилей по типам почв. Используемый метод позволяет учитывать влияние на запас почвенного углерода породного состава и зональной специфики лесных экосистем, типа землепользования, а также природных и антропогенных нарушений. Количество углерода определяется для подстилки (горизонт, содержащий >35 % органического вещества по массе и мощностью до 10 см (Почвенный покров..., 2004)) и нижележащего слоя почв в 1 м.

Определение потоков. Для каждого 1 км пикселя покрытых лесом земель определялись потоки углерода, указанные в уравнении (1). Практически все методы оценки *чистой первичной продукции* (ЧПП), базирующиеся на непосредственных измерениях *in situ*, дают смещенные результаты, поскольку не учитывают существенных компонентов ЧПП. Величина такого занижения в экосистемах бореальных лесов может достигать трети от измеренного значения ЧПП (Vogt et al., 1986; Clark et al., 2001). Поэтому в настоящей работе использован оригинальный, предположительно не имеющий систематических ошибок «полуэмпирический» метод оценки ЧПП, базирующийся на моделировании полной продуктивности лесных экосистем по компонентам фитомассы (Shvidenko et al., 2007). Гетеротрофное дыхание почв определялось по специально разработанной для Северной Евразии автоматизированной системе, которая учитывает зональную специфику лесных экосистем, влияние природных и антропогенных нарушений и климатические условия конкретных лет (Mukhortova et al., 2011). Потоки вследствие разложения отпавшей древесины (крупные древесные остатки, КДО) определены посредством зональных коэффициентов разложения, примененных к запасам КДО с учетом их размера (Швиденко и др., 2009).

Природные нарушения включали пожары и биотические факторы, определяющие углеродный бюджет в лесах бореальной и умеренной зон (Linderoth et al., 2009; Швиденко и др.,

2011; Швиденко, Щепашенко, 2013). Эмиссии вследствие пожаров оценивались на основе оценки площадей, пройденных пожарами (использовались уточненные данные, полученные Институтом леса СО РАН за 2007–2009 гг.), запасов лесных горючих материалов по 12 типам, средних многолетних данных по распределению гарей по типам пожаров (верховые, низовые устойчивые, низовые беглые, торфяные) и доле сгораемых лесных материалов (Швиденко и др., 2011; Швиденко, Щепашенко, 2013).

Влияние на углеродный цикл биотических и неблагоприятных факторов внешней среды оценивалось на основе официальной отчетности по лесопатологическому состоянию лесов по субъектам Российской Федерации (Обзор..., 2010). Представляемая информация хотя и детальна, однако для многих, особенно северных, регионов она страдает заметной неполнотой и отсутствием численных оценок некоторых важных показателей. Средняя площадь очагов вредителей и болезней за 2007–2009 гг. составила 4.02×10^6 га в год. В среднем на четверть она представлена очагами хвое- и листогрызущих насекомых и еще на 25 % – насаждениями, пораженными стволовой и корневой гнилью.

Эмиссии вследствие воздействия вредителей и болезней оценивались по специально разработанному методу, использующему данные оценки лесопатологического состояния лесов России (Shvidenko et al., 2010b). Принимая во внимание наличие и надежность доступной информации, использовали следующую схему оценки: 1) для площадей, учтенных как «очаги», принимали в расчет непосредственные потери фитомассы, снижение ЧПП и увеличение отпада после нарушений; 2) для лесов с нарушенной устойчивостью – снижение ЧПП; 3) для лесов с утраченной устойчивостью – снижение ЧПП и увеличение отпада. Поскольку нарушенность устойчивости экосистем есть результат воздействия множества причин, использованный метод частично включает также воздействие неблагоприятных погодных факторов и антропогенные воздействия на внешнюю среду (загрязнение атмосферы, почв и воды). Расчеты проводились по административным регионам. Деталь-

ное описание подхода и исходные данные приводятся в работе (Shvidenko et al., 2010a).

Оценка влияния лесозаготовок и использования лесных продуктов осуществлена по обобщающему уравнению: $F_{\text{net CO}_2} = \Delta C_{\text{forest}} + \Delta C_{\text{products}} + F_{\text{net trade}}$, где ΔC_{forest} и $\Delta C_{\text{products}}$ – изменение количества углерода вследствие лесозаготовок в лесу и в лесных продуктах соответственно и $F_{\text{net trade}}$ – результат международного перемещения лесных древесных продуктов (разница между экспортом и импортом) (Ciais et al., 2008). В нашем расчете эта схема была структурирована так, что учитывались: 1) эмиссии вследствие лесозаготовительных работ на лесосеках и 2) порожденные вывезенной древесиной и последующим использованием лесных продуктов индивидуального года лесозаготовок (вывезенная древесина разделялась на три части – идущая на увеличение запаса продуктов длительного использования, чистый экспорт и отходы), а также 3) поток от разложения накопленного запаса древесины в лесных продуктах (Ciais et al., 2008; Shvidenko et al., 2010a). Запас ликвидной древесины пересчитали в корневой запас, используя коэффициент 1.25 для рубок главного пользования и 1.4 для всех прочих рубок, включая уход за лесом и санитарные рубки. Многие публикации указывают на значительный объем нелегальных рубок в России, достигающий в приграничных районах 35–50 % от официально сообщаемых данных (Ващук, Швиденко, 2006; Шейнгауз, 2008). Мы использовали консервативные оценки для учета этого явления, применив коэффициенты увеличения изъятия древесины к официальным объемам лесозаготовок (Основные показатели..., 2009) от 1.15 для основной части страны до 1.35 для приграничных областей Северо-Западного и 1.3 – Дальневосточного федеральных округов.

«Боковые» потоки углерода включают растворенный органический углерод (РОУ) и твердые взвешенные частицы (ВОУ), которые транспортируются над- и подземным стоками в гидросферу (реки и озера) и в литосферу, где образуют залежи на биохимических барьерах или накапливаются в глубоких (вне почвенной толщи) подземных водах. Содержание РОУ и ВОУ в почвенных растворах лесных почв зна-

чительно – от 50 до 100 мг л⁻¹, иногда больше (Пономарева, Плотникова, 1972; Дьяконова, 1972). Концентрация РОУ и ВОУ в реках ниже – от 10 до 30 мг л⁻¹ (Романкевич, Ветров, 2001; Meybeck et al., 2006), хотя может быть существенно выше в водотоках на многолетней мерзлоте; так, вынос РОУ в листовенниках северной тайги составил 54–77 кг С га⁻¹ (Прокушкин и др., 2002). Транспорт органического углерода реками в окружающие моря база COSCAT (Meybeck et al., 2006) оценивает в 26.5 Тг С год⁻¹. Прямые оценки потока углерода в литосферу фрагментарны (Глазовский, 1983). В нашем расчете мы интегрировали доступные опубликованные данные.

Метан, являясь в основном результатом анаэробных процессов в переувлажненных местообитаниях, обеспечивает ~20 % прямого радиационного влияния долгоживущих парниковых газов. Потоки метана оценивались на основе базы данных, содержащей эмиссии и поглощение метана метанотрофами. Леса на торфяных почвах рассматривались как источник CH₄, а леса дренированных местообитаний – как поглотитель метана. Поскольку малые озера на землях лесного фонда (со значительной интенсивностью эмиссии метана) не входят в принятое определение объекта исследования (покрытые лесом земли), эти потоки в общем бюджете не учитывались.

Неопределенность (*uncertainty*), по мнению авторов, – «обобщенная оценка несовершенства результатов изучения некоторой системы, вне зависимости от того, зависит ли это несовершенство от недостатка знаний, сложности системы или других причин» (Shvidenko, Nilsson, 2003). Иными словами, в многомерном факторном пространстве существует точка, отражающая некоторую неизвестную нам величину. Полученный результат представляется некоторой другой точкой. «Расстояние» между двумя этими точками и есть неопределенность нашего результата. Оценка неопределенности проводилась в следующем порядке: 1) на основе теории распространения ошибок (*error propagation theory*) в пределах ЛЭП вычислялись статистические погрешности (*precision*) промежуточных и окончательных результатов; в случае отсутствия статистических оценок исходных данных или для

модулей, где стандартные статистические методы не могли быть применимы, допускалось (ограниченное) применение субъективных вероятностей; 2) вычисленные погрешности трансформировались в неопределенности путем стандартного анализа чувствительности (методом Монте-Карло или последовательного дифференцирования) и в случае необходимости – экспертной оценки полноты учтенных влияний; 3) результаты ЛЭП сравнивались с таковыми, полученными независимыми методами путем применения Байесовского подхода, например, для чистого экосистемного углеродного баланса $NECB$:

$$NECB_{Baes} = \sum_1^n \frac{NECB_i}{V_i} / \sum_i^n \frac{1}{V_i}, \quad (2)$$

где $NECB_i$ и V_i – оценка и дисперсия ЧЭУБ по i -му методу. Такой подход приводит к некоторой потере информации, поскольку предполагается, что каждая оценка несмещенная и нормально распределенная, т. е. распределение использованных оценок аппроксимируется нормальным распределением, хотя доказательства правомерности такой аппроксимации не могут быть приведены. Однако более общие методы гармонизации результатов независимых оценок пока не разработаны (Shvidenko et al., 2010b).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Оценка запасов. Фитомасса лесов России содержит 75.5 Пг (1 Пг = 10^9 т) сухого органического вещества или (37.5 ± 1.5) Пг углерода со средним запасом (4.56 ± 0.19) кг С м⁻² (табл. 2). Европейская часть содержит одну четвертую часть этой величины со средним запасом 5.66 кг С м⁻², остальные три четверти (средний запас 4.28 кг С м⁻²) приходятся на леса азиатской части. В целом по стране 57.4 % фитомассы находится в стволовой древесине, 10.3 – в древесине кроны, 22.6 – в корнях, 3.5 % – в листьях/хвое (все зеленые части экосистемы составляют 5.7 %). Нижние ярусы (подрост, подлесок, живой напочвенный покров) составляют в сумме 6.2 % общей фитомассы. Из общего количества 74.6 % – наземная фитомасса. Зональный градиент

изменения фитомассы отчетлив – ее средний запас возрастает от притундровых лесов (2.83 кг С м⁻²) к зоне умеренных лесов, достигая здесь 6.74 кг С м⁻², после чего уменьшается к югу до 4.23 кг С м⁻². В зональном распределении структуры фитомассы отмечается тренд увеличения доли подземной фитомассы к северу, более заметный в азиатской части (см. табл. 2).

Фитомасса древостоев основных лесообразующих пород составляет 97.0 % от всей фитомассы покрытых лесом земель страны (в том числе 69.5 % находится в древостоях хвойных пород, 4.3 – твердолиственных и 23.2 % – мягколиственных). Экосистемы семи основных лесообразующих пород содержат 91.1 % всей фитомассы лесов России: сосна – 16.5 %, ель и пихта – 15.3, лиственница – 30.2, кедр – 7.6, береза – 17.5 и осина – 4.0 %. По категориям возраста на молодняки приходится 5.2 %, средневозрастные содержат 26.6, припевающие – 13.2, спелые – 29.5 и перестойные – 25.5 % общей фитомассы лесных экосистем. Полученная нами величина фитомассы находится в логическом соответствии с прежними оценками: так, средняя величина из пяти прежних оценок фитомассы, использовавших фактические данные учета лесов за разные годы периода 1988–2000 гг. и приемлемую методологию (Isaev et al., 1995; Alexeyev, Birdsey, 1998; Исаев, Коровин, 1998; Nilsson et al., 2000), составила 4.27 кг С м⁻². Результат настоящего исследования на 9.4 % выше, что объясняется увеличением площади покрытых лесом земель и обновлением запаса древостоев на дату оценки.

Запасы углерода в *отпавшей древесине* в лесах России составляют (10.3 ± 1.0) Пг С (1,3 кг С м⁻²) или 27.4 % от общего запаса фитомассы (табл. 3). Из этого общего количества 37.8 % приходится на сухостой (включая пни и сухие ветви живых деревьев), 30.6 – на валяж и 31.6 % – на мертвые корни, сохранившие свою морфологическую структуру. Столь значительное количество отпавшей древесины объясняется преобладанием лесов, в которых не проводятся хозяйственные мероприятия, большими площадями разновозрастных лесов и широким распространением природных нарушений, в частности пожаров и массовых

Таблица 2. Распределение фитомассы лесных экосистем по фракциям и биоклиматическим зонам

Зона	Фитомасса по фракциям, Тг С								Средняя, кг С м ⁻²
	Ствол	Ветви	Листва и хвоя	Корни	Итого древостой	Подрост, подлесок	ЖНП	Всего	
<i>Европейская часть</i>									
Тундра	74.4	15.0	4.7	32.1	126.3	6.3	9.6	142.1	3.50
ЛТ, РТ, СТ	734.9	129.4	54.6	315.0	1234.0	41.8	82.5	1358.2	3.97
СрТ	1733.2	292.0	119.3	633.0	2777.5	49.7	106.5	2933.6	5.16
ЮТ	2411.0	396.6	134.6	742.7	3684.9	31.9	73.7	3790.6	6.78
УЛ	574.9	111.5	25.1	233.9	945.4	8.7	16.5	970.6	8.25
Степь	171.3	36.4	9.4	86.4	303.6	3.5	7.3	314.4	5.90
ПП+П	8.0	2.1	0.5	4.0	14.6	0.2	0.5	15.3	5.28
Итого	5707.8	983.0	348.3	2047.1	9086.3	142.0	296.6	9524.8	5.65
<i>Азиатская часть</i>									
Тундра	164.2	74.9	38.2	117.3	394.7	6.4	36.5	437.5	2.66
ЛТ, РТ, СТ	1302.8	274.8	100.3	616.2	2294.0	82.7	267.6	2644.3	2.48
СрТ	10344.0	1779.8	599.7	4263.2	16986.7	335.5	845.5	18167.7	4.42
ЮТ	3149.6	564.0	161.9	1096.0	4971.5	77.4	171.0	5219.8	5.71
УЛ	519.3	106.6	30.0	225.1	880.9	16.0	27.5	924.5	5.67
Степь	314.3	56.9	18.1	112.2	501.6	7.2	17.7	526.5	4.91
ПП+П	14.4	3.3	1.2	6.1	25.0	0.4	1.6	26.9	4.05
Итого	15808.6	2860.3	949.3	6436.1	26054.3	525.5	1367.4	27947.2	4.28
<i>Вся Россия</i>									
Тундра	238.6	89.9	42.9	149.4	520.9	12.6	46.1	579.7	2.83
ЛТ, РТ, СТ	2037.7	404.2	154.9	931.1	3528.0	124.4	350.1	4002.5	2.84
СрТ	12077.1	2071.8	719.0	4896.2	19764.2	385.2	952.0	21101.3	4.51
ЮТ	5560.6	960.6	296.5	1838.7	8656.4	109.3	244.7	9010.4	6.11
УЛ	1094.2	218.1	55.1	459.0	1826.3	24.7	44.0	1895.0	6.75
Степь	485.6	93.4	27.5	198.6	805.1	10.7	25.1	840.9	5.24
ПП+П	22.4	5.3	1.7	10.2	39.6	0.6	2.1	42.3	4.43
Всего	21516.3	3843.3	1297.6	8483.3	35140.5	667.4	1664.0	37472.0	4.56

Примечание. ЖНП – живой напочвенный покров.

вспышек размножения лесных вредителей. Опубликованная ранее оценка углеродного резервуара отпавшей древесины (Пулы..., 2007) составила 5.5 Пг С, однако она не включала запаса мертвых корней и рассчитана для ПЛЗ, управляемых Рослесхозом (733.1×10^6 га).

Общее количество углерода в почвах лесных экосистем оценено в 144.5 Пг С, из которых 5.7 % находятся в подстилке (см. табл. 3). Углерод лесных почв составляет 45.6 % от общего количества углерода в почвенном покрове России (Щепашенко и др., 2013). Ранее опубликованные оценки среднего запаса углерода в почве покрытых лесом земель меняются в широком диапазоне – от 9.6 до 20.3 кг С м⁻² со средним из восьми оценок в 14.7 кг С м⁻² (Alexeyev, Birdsey, 1998; Орлов и др., 1996; Rozhkov et al., 1996; Nilsson et al., 2000; Stolbovoi, 2006; Честных и др., 2004, 2007). Столь большой разброс следует из различной полно-

ты использованной информации (количества типичных почвенных профилей, использованных для параметризации почвенных горизонтов), методов оценки содержания углерода в органическом веществе, надежности маски лесного покрова и проч. Ни одна из предыдущих оценок запаса углерода почв не рассматривала возможную величину неопределенностей. В некоторой части опубликованных результатов существенная систематическая ошибка допущена вследствие использования данных, полученных методом определения органического углерода по Тюрину, который в зависимости от типа почв дает результаты на 13–34 % ниже, чем метод сухого сжигания, учитывающий весь органический углерод почвы (Когут, Фрид, 1993). Это одна из основных причин, почему наша оценка в среднем на 16 % выше по сравнению с оценками других авторов (Щепашенко и др., 2013).

Таблица 3. Запасы мертвого органического вещества на покрытых лесом землях

Зона	Отпавшая древесина, Тг С					Углерод почвы, Тг С				Всего, Тг С
	сухостой	валеж	мертвые корни	Итого	Средний запас, кг С/м ²	Подстилка	1 м почвы	Итого	Средний запас, кг С/м ²	
<i>Европейская часть</i>										
Тундра	15.3	9.9	13.3	38.5	0.9	35.0	1146.7	1181.7	29.2	1220.1
РТ & СТ	161.9	106.8	128.8	397.5	1.2	329.8	6462.0	6791.8	19.9	7188.6
Ср Т	345.9	237.6	246.0	829.5	1.5	591.9	7228.5	7820.3	13.8	8648.4
Юж Т	360.2	233.6	236.1	829.8	1.5	515.9	7630.6	8146.6	14.6	8974.9
УЛ	81.8	49.1	73.0	203.9	1.7	106.1	1904.0	2010.1	17.1	2213.6
Степь	25.1	9.1	27.1	61.2	1.1	26.8	1325.1	1351.9	25.4	1413.0
ПП	1.3	0.5	1.4	3.1	1.1	1.1	51.0	52.2	18.0	55.3
Итого	991.5	646.5	725.6	2363.6	1.4	1606.6	25747.9	27354.6	16.3	29713.9
<i>Азиатская часть</i>										
Тундра	42.9	31.5	52.4	126.8	0.8	186.2	2737.0	2923.2	17.8	3049.8
РТ & СТ	253.1	216.2	250.6	719.9	0.7	1.207.6	22214.8	23422.4	22.0	24141.0
Ср Т	1920.7	1749.5	1704.7	5374.9	1.3	4186.1	60936.6	65122.7	15.9	70487.9
Юж Т	539.8	421.4	401.7	1.362.9	1.5	838.5	19573.1	20411.6	22.4	21772.0
УЛ	94.9	63.6	84.6	243.1	1.5	206.8	2530.6	2737.5	16.8	2980.2
Степь	44.2	21.6	33.0	98.8	0.9	87.9	2346.6	2434.5	22.7	2533.2
ПП	2.2	1.1	1.8	5.1	0.8	3.2	110.4	113.6	17.1	118.6
Итого	2897.8	2504.9	2528.9	7931.6	1.2	6716.4	110449.1	117165.4	18.0	125082.7
<i>Вся Россия</i>										
Тундра	58.2	41.3	65.7	165.2	0.8	221.2	3883.7	4104.9	20.1	4269.8
РТ & СТ	415.0	323.0	379.5	1117.5	0.8	1.537.4	28676.7	30214.2	21.5	31329.6
Ср Т	2266.7	1987.1	1950.7	6204.4	1.3	4777.9	68165.1	72943.0	15.6	79136.3
Юж Т	900.0	655.0	637.7	2192.8	1.5	1354.5	27203.7	28558.2	19.4	30747.0
УЛ	176.7	112.7	157.6	447.0	1.6	312.9	4434.6	4747.6	16.9	5193.8
Степь	69.2	30.7	60.1	160.0	1.0	114.7	3671.7	3786.4	23.6	3946.2
ПП	3.4	1.6	3.2	8.2	0.9	4.3	161.5	165.7	17.4	173.9
Итого	3889.3	3151.4	3254.5	10295.2	1.3	8323.0	136210.4	144520.0	17.6	154796.7

В целом в лесных экосистемах России накоплено 202.5 Пг органического углерода, из которых 18.5 % находится в фитомассе, 5.1 – в отпавшей древесине (включая мертвые корни) и 76.4 % – в почве, т. е. отношение почвенного углерода к углероду живой и мертвой растительной органики 3.2:1.

Оценка основных потоков. Чистая первичная продукция лесных экосистем оценена в (2621 ± 152) Тг С год⁻¹, или (319 ± 19) г С год⁻¹ м⁻² (табл. 4).

Леса европейской и азиатской частей аккумулируют 29.1 и 60.9 % всей ЧПП, однако плотность их ЧПП существенно различна: 454 и 284 г С год⁻¹ м⁻² соответственно. В целом по стране размещение ЧПП по фракциям фитомассы следующее, %: надземная древесина – 19.6 (включая 14.3 в стволах и 5.3 в древесине кроны), 26.9 – в хвое/листьях, 27.8 – в корнях деревьев, 6.9 – в подлеске и подросте и 18.8 – в

зеленом напочвенном покрове. По возрастным категориям ЧПП обеспечивается, %: 12.3 – молодняками, 32.2 – средневозрастными, 11.9 – приспевающими, 24.1 – спелыми и 19.5 – перестойными насаждениями. Зональные градиенты изменения ЧПП сходны с таковыми в изменении запаса фитомассы. В среднем для страны плотность ЧПП лесов увеличивается от тундры (224 г С год⁻¹ м⁻²) до зоны умеренных лесов (525 г С год⁻¹ м⁻²) и затем уменьшается к югу, однако зональные значения ЧПП европейской части значительно (порядка 30–50 %) выше.

Предыдущие определения ЧПП лесов России различными авторами на основе данных учета лесов сильно варьируют, особенно в оценках на основе измерений *in situ* – от 204 г С год⁻¹ м⁻² (Filipchuk, Moiseev, 2003) до 275 (Замолодчиков, Уткин, 2000) и даже до 614 г С год⁻¹ м⁻² (Gower et al., 2001). В по-

Таблица 4. Распределение чистой первичной продукции лесных экосистем по фракциям и биоклиматическим зонам

Зона	Чистая первичная продукция по фракциям, Тг С								Средняя, г С м ⁻²
	Ствол	Ветви	Листья и хвоя	Корни	Итого древостой	Подрост, подлесок	ЖНП	Всего	
<i>Европейская часть</i>									
Тундра	0.72	0.35	2.45	3.61	7.13	2.10	3.43	12.67	312
ЛТ, РТ, СТ	11.15	3.96	19.65	33.65	68.42	12.92	25.31	106.65	311
СрТ	35.51	11.06	53.58	73.80	173.95	16.11	38.92	228.98	403
ЮТ	66.42	16.83	83.86	91.26	258.37	11.67	35.79	305.83	547
УЛ	17.24	4.56	20.38	24.80	66.98	3.19	8.05	78.22	665
Степь	6.64	1.95	7.63	9.83	26.06	1.26	3.62	30.94	581
ПП+П	0.20	0.09	0.33	0.42	1.04	0.07	0.21	1.32	456
Итого	137.88	38.80	187.89	237.37	601.94	47.34	115.32	764.60	454
<i>Азиатская часть</i>									
Тундра	2.66	4.81	11.01	6.88	25.37	1.54	6.21	33.13	202
ЛТ, РТ, СТ	19.15	14.51	54.79	50.35	138.81	19.77	62.62	221.20	208
СрТ	135.91	57.36	322.36	311.13	826.77	81.97	229.55	1,138.30	277
ЮТ	58.92	17.28	98.37	92.24	266.81	23.31	61.68	351.80	385
УЛ	11.01	3.59	18.35	20.11	53.05	5.21	10.76	69.02	423
Степь	7.77	2.16	10.88	10.07	30.87	2.12	6.53	39.53	369
ПП+П	0.27	0.14	0.53	0.43	1.37	0.10	0.57	2.03	306
Итого	235.70	99.85	516.29	491.21	1343.06	134.02	377.93	1855.00	284
<i>Вся Россия</i>									
Тундра	3.38	5.16	13.47	10.49	32.50	3.65	9.64	45.79	224
ЛТ, РТ, СТ	30.31	18.47	74.44	84.01	207.23	32.69	87.93	327.85	233
СрТ	171.42	68.42	375.94	384.93	1000.72	98.08	268.47	1367.27	292
ЮТ	125.34	34.10	182.23	183.50	525.18	34.98	97.47	657.63	446
УЛ	28.25	8.15	38.72	44.90	120.02	8.41	18.81	147.24	525
Степь	14.41	4.11	18.52	19.90	56.94	3.38	10.15	70.47	439
ПП+П	0.48	0.23	0.85	0.85	2.41	0.17	0.78	3.36	352
Всего	373.58	138.65	704.18	728.59	1945.00	181.35	493.25	2619.60	319

следней работе использованы экспериментальные данные, не являющиеся репрезентативными для всех лесов страны. Очевидно, что систематические погрешности в оценке ЧПП непосредственно переносятся на погрешности ЧЭУБ. Это ставит определенные требования к методам определения ЧПП (Усольцев, 2007). Упрощенные методы и неконтролируемые предпосылки, использованные в ряде работ (Замолодчиков, Уткин, 2000; Моисеев, 2011), не представляют информации, достаточной для оценки неопределенности сообщаемых результатов.

Применение иных, «неинвентаризационных», методов оценки ЧПП в среднем дает результаты, близкие к полученным при помощи ЛЭП. Так, использование метода хлорофилльного индекса для наиболее лесистых зон северной, средней и южной тайги дает среднее значение ЧПП для всех типов растительности 303 г С год⁻¹ м⁻² (Воронин и др., 1995) при нашей оценке для лесов этих зон 311 г С год⁻¹ м⁻².

Средняя для лесов страны оценка по измерениям инструментом MODIS-TERRA составила (318±6) г С год⁻¹ м⁻², что совпадает с нашей оценкой. Однако сравнение величин ЧПП, вычисленных для ~1600 лесных предприятий России на основании спутниковых данных, с полученными в этой работе показало значительные завышения ЧПП низкопродуктивных насаждений и занижение (до 30–40 %) – высокопродуктивных (рис. 2).

Причину этому мы видим в очень огрубленной пространственной параметризации моделей, используемых в оценке ЧПП по данным дистанционного зондирования.

Близкие к эмпирическим дают значения ЧПП и средние для ансамблей динамических глобальных моделей растительности (ДГМР). Так, средняя ЧПП лесов по 17 ДГМР, рассмотренных в работе (Cramer et al., 1999), составила 338 г С м² год⁻¹, что только на 6 % выше, чем результат, полученный ЛЭП. Однако изменчивость средней величины ЧПП для

$$Y = -151.9148 + 0.4886x - 6.291E - 6x^2 + 5.7682E - 9x^3 (R^2 = 0.46)$$

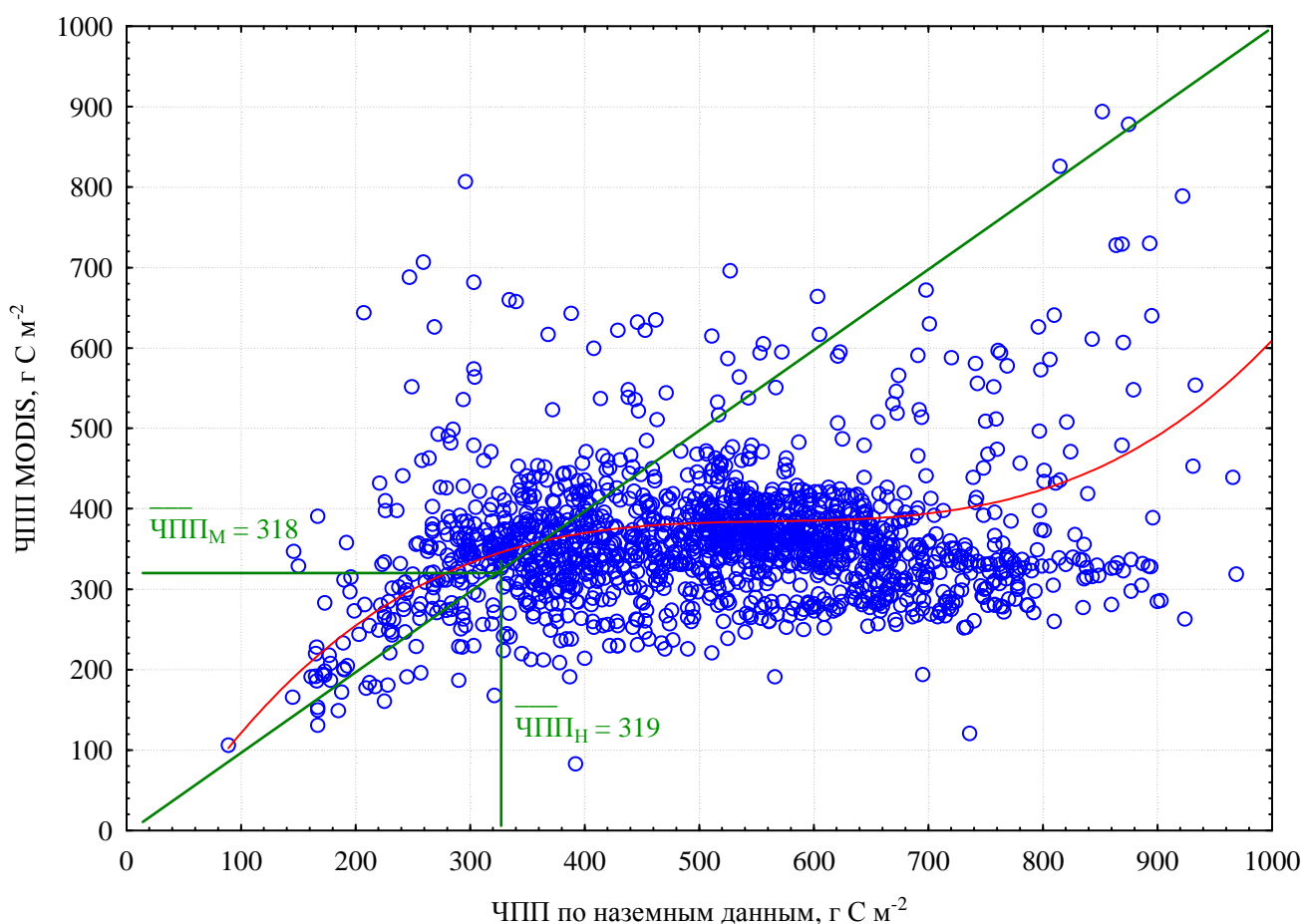


Рис. 2. Сравнение ЧПП, полученной по наземным данным и по результатам дистанционного зондирования.

лесов всей страны по отдельным моделям составила $\pm 22\%$, и эта изменчивость была заметно большей для лесов северных зон (Швиденко и др., 2007).

Интересно сравнить соотношение величины ЧПП, полученной для лесов Европы разными методами за период 1990–2005 гг. (Luysaert et al., 2010). ЧПП, определенная по данным лесных национальных инвентаризаций, составила (447 ± 112) г С год⁻¹ м⁻², по данным измерений на стационарах – 544 ± 90 и по данным 5 ДГМР (использованы модели BIOME-BGC, LPJ-DGVM, модифицированная версия LPJ, ORCHDEE и CASA) – (527 ± 213) г С год⁻¹ м⁻². При всех особенностях использованных методов (так, «инвентаризационные» оценки ЧПП получены на основе обобщенных соотношений между ЧПП по стволу древесины и ЧПП лесной экосистемы; стационары, как правило, находятся в лучших по продуктивности насаждениях и не являются репрезентативными для лесов Европы; ни одна из этих моделей, кроме LPJ

(Zaehle et al., 2005), не учитывает влияния нарушений, динамику таких показателей лесного покрова, как преобладающие породы, возраст и т. д., а также влияние лесохозяйственных мероприятий) полученные оценки следуют логике приведенных выше рассуждений для ЧПП лесов России.

Гетеротрофное дыхание почв (ГДП) оценено в 1688 Тг С год⁻¹ (206 г С м⁻² год⁻¹), из которых около одной четверти (23.7%) сосредоточено в европейской части и остальные 76.3% – в азиатской. Средние величины составляют 238 и 197 г С м⁻² год⁻¹ соответственно. Заметно разнится соотношение между ГДП и ЧПП, которое составляет 52.6% в лесах европейской части и 69.6% – азиатской. Обращают на себя внимание характерные зональные изменения этого соотношения, особенно заметные для азиатской части (табл. 5). Эта оценка выше, чем результаты немногих предыдущих публикаций, которые колеблются в диапазоне 160 – 180 г С м⁻² год⁻¹ (Nilsson et

Таблица 5. Углеродный баланс лесов России (средние за 2007–2009 гг.), Тг С год⁻¹

Зона	Потоки углерода, Тг С год ⁻¹								
	ЧПП	ГПД	Разложение КДО	Лесные пожары	Биотические факторы	Лесные продукты	Потоки в гидро- и литосферу	ЧЭУБ, Тг С год ⁻¹	ЧЭУБ, г С м ⁻² год ⁻¹
<i>Европейская часть</i>									
Тундра	12.0	7.4	0.5	0.0	0.1	0.1	0.0	3.9	96
ЛТ, РТ, СТ	105.0	56.6	5.6	0.1	2.9	0.7	1.0	38.1	111
СрТ	229.8	128.2	20.3	0.1	7.1	5.2	2.2	66.7	117
ЮТ	303.5	152.8	26.5	0.7	6.0	11.9	2.2	103.4	185
УЛ	76.7	34.1	5.6	0.0	7.1	4.4	0.7	24.8	211
Степь	32.0	20.1	1.6	0.0	2.3	3.8	0.1	4.1	81
ПП+П	1.4	0.9	0.1	0.0	0.2	0.1	0.0	0.1	34
Итого	760.4	400.1	60.2	0.9	25.7	26.2	6.2	241.1	143
<i>Азиатская часть</i>									
Тундра	36.9	30.7	1.1	0.6	0.3	0.1	0.2	3.9	24
ЛТ, РТ, СТ	226.7	175.5	6.8	6.9	2.6	0.5	3.8	30.6	29
СрТ	1129.3	782.7	70.2	45.0	14.8	6.2	18.0	192.4	47
ЮТ	348.4	225.5	27.3	15.7	5.4	6.3	4.3	63.9	70
УЛ	66.5	46.2	5.9	2.9	0.8	1.1	1.0	8.6	53
Степь	39.4	26.1	2.9	2.6	0.9	1.8	0.3	4.8	45
ПП+П	2.4	1.1	0.2	0.7	0.1	0.1	0.0	0.2	38
Итого	1849.6	1287.8	114.4	74.4	24.9	16.1	27.6	304.4	47
<i>Вся Россия</i>									
Тундра	48.9	38.1	1.6	0.6	0.4	0.2	0.2	7.8	38
ЛТ, РТ, СТ	331.7	232.1	12.4	7.0	5.5	1.2	4.8	68.7	49
СрТ	1359.1	910.9	90.5	45.1	21.9	18.2	20.2	259.1	55
ЮТ	651.9	378.3	53.8	16.4	11.4	11.3	6.5	167.3	114
УЛ	143.2	80.3	11.5	2.9	7.9	5.5	1.7	33.4	119
Степь	71.4	46.2	4.5	2.6	3.2	5.6	0.4	8.9	55
ПП+П	3.8	2.0	0.3	0.7	0.3	0.3	0.0	0.3	37
Всего	2610.0	1687.9	174.6	75.3	50.6	42.3	33.8	545.5	66

al., 2000; Kurganova, 2003; Golubyatnikov, 2011). Причины этого видятся в различных подходах, количестве использованной информации и – что, видимо, главное – в том, что настоящая работа рассматривает максимальное количество факторов, влияющих на величину ГДП в лесах России (в частности специфика сезонной погоды в различные годы).

Данные по площадям лесных пожаров на территории России существенно различаются. Официальные данные относятся только к так называемой «активно охраняемой территории лесного фонда» и занижают фактические площади пожаров в 5–7 раз (Швиденко и др., 2011). Однако 3 основные длительные (1998–2012 гг.) серии дистанционных измерений площадей, пройденных пожарами, – данные глобальной базы данных пожарных эмиссий GFED3 (Van der Werf et al., 2010), Института космических исследований РАН (Bartalev et al., 2013) и Института леса СО РАН (Швиден-

ко и др., 2011) – дают сходные результаты. Исползованная в расчетах площадь пожаров на покрытых лесом землях составила в 2007 г. 4.93×10^6 га, в 2008 – 7.21×10^6 и в 2009 г. – 3.81×10^6 га, т. е. в среднем 5.32×10^6 га в год, а пожарный углеродный бюджет (т. е. количество углерода в сгоревших растительных горючих материалах) составил 75.3 Тг С год⁻¹. Продукты горения в среднем включали, %: С-СО₂ – 84.6, С-СО – 8.2, С-СН₄ – 1.1, углерод неметановых углеводородов – 1.2, органический углерод – 1.2 и элементный углерод – 0.1. Твердые частицы составили 3.5 %, из которых частицы размером до 2.5 мкм – 1.2 %. Разложение слепожарного отпада (учтенное в потоке, генерированном КДО) примерно равно прямым пожарным эмиссиям (Швиденко и др., 2011).

Эмиссии вследствие нарушения природной среды и разложения отходов при *лесозаготовительных работах* на лесосеках оценены в

6.3 Тг С год⁻¹. Из общего количества вывезенной древесины в 47.2 Тг С год⁻¹ 20 Тг С год⁻¹ составила разница между экспортом и импортом круглого леса и многочисленных лесных продуктов (FAO, 2010), которая была исключена из расчетов. Распределение количества древесины, используемой внутри страны, проводилось на основе многочисленных публикаций (Бурдин и др., 2000; Шейнгауз, 2008) и составило 12.0 Тг С год⁻¹ в лесных продуктах и 15.2 Тг С год⁻¹ в отходах лесного сектора. Мы допустили, что 50 % отходов сжигается и 50 % находится в свалках с низким уровнем разложения (коэффициент разложения принят 0.01). В результате поток вследствие преобразования отходов оценен в 19.6 Тг С год⁻¹. Эмиссия вследствие разложения накопленной древесины составила 17 Тг С год⁻¹, что соответствует общему ее количеству около 3×10^9 м³. Очевидно, что эта оценка очень приблизительная. Таким образом, эмиссия углерода вследствие заготовок и использования лесных продуктов оценена в 42.3 Тг С год⁻¹, из которых около двух третей (62 %) находится в европейской части страны. Зональное распределение потока приведено в табл. 5.

Из общей эмиссии углерода вследствие влияния *биотических факторов* и *неблагоприятных условий внешней среды* в 50.6 Тг С год⁻¹ 1.9 Тг С год⁻¹ (3.8 %) составляют прямые потери фитомассы в результате действия дефолиаторов, 35.7 – в результате снижения аккумуляции ЧПП в древесине поврежденных насаждений (из них 90 % в насаждениях с нарушенной и утерянной устойчивостью) и 13.1 Тг С год⁻¹ – за счет патологического отпада в очагах размножения насекомых и болезней (см. табл. 5). Оценка эта базируется на официальной статистике и, вероятно, занижает суммарную величину эмиссий этой группы.

Экспорт углерода с покрытых лесом земель в *гидро- и литосферу* оценен в 33.8 Тг С год⁻¹, из которых в реки и озера выносятся 25.5 Тг С год⁻¹. Это составляет ~42 % от общего экспорта углерода из наземных экосистем России (Shvidenko et al., 2010b).

Покрытые лесом земли оценены как чистый источник *метана* в 1.26 Тг С-СН₄ год⁻¹, из которых 0.70 Тг С-СН₄ год⁻¹ обусловлено потоками из заболоченных местообитаний и

0.56 Тг С-СН₄ год⁻¹ образуются вследствие лесных пожаров. Это относительно небольшая часть общих эмиссий метана, производимых биосферой России (14.9 Тг С-СН₄ год⁻¹ – природными экосис-темами и 1.5 Тг С-СН₄ год⁻¹ – сельскохозяйственным сектором (Shvidenko et al., 2010b)). Однако с учетом высокой радиационной интенсивности метана это соответствует ~30 Тг СО₂ экв. год⁻¹, т. е. около 5.5 % ЧБП. Модельные оценки эмиссий СН₄ для покрытых лесом земель нам неизвестны, а публикации для всей территории Северной Евразии, видимо, существенно переоценивают фактические потоки (McGuire et al., 2010; и др.). Недавняя эмпирическая оценка потока метана в атмосферу со всей территории России составила (31.0±4.2) Тг С-СН₄ год⁻¹, из которых 52 % составляют эмиссии метана из техносферы (Shvidenko et al., 2010b).

Чистый экосистемный углеродный бюджет и неопределенности. Табл. 5 содержит сводные данные, позволяющие оценить ЧЭУБ лесных экосистем России на основе ЛЭП. Для периода 2007–2009 гг. он составляет (546±±120) Тг С год⁻¹ или (66±15) г С м⁻² год⁻¹. Это дает отношение ЧЭУБ к ЧПП 0.21±0.05. Из общей величины ЧЭУБ 44 % относится к лесам европейской части и 56 % – азиатской. Средние значения ЧЭУБ на единицу площади в европейской части в 3 раза выше, чем в азиатской – 143 и 47 г С м⁻² год⁻¹ соответственно. Главные причины столь большой разницы заключаются в более высокой доле ГДП в ЧПП лесов азиатской части, в низком уровне использования расчетной лесосеки и в значительном распространении лесных пожаров в азиатской части России.

О большом пространственном разнообразии ЧЭУБ с наличием значительных ПЛЗ (преимущественно леса на многолетней мерзлоте и нарушенные), являющихся источником углерода в атмосферу, свидетельствует рис. 3.

Неопределенность полученных результатов зависит от полноты учета и наличия систематических и случайных ошибок в исходных данных и использованных моделях. В принципе, ПУБ должен включать все процессы, которые определяют потоки углерода, значимые в статистическом смысле. Из известных и относительно больших по величине потоков в

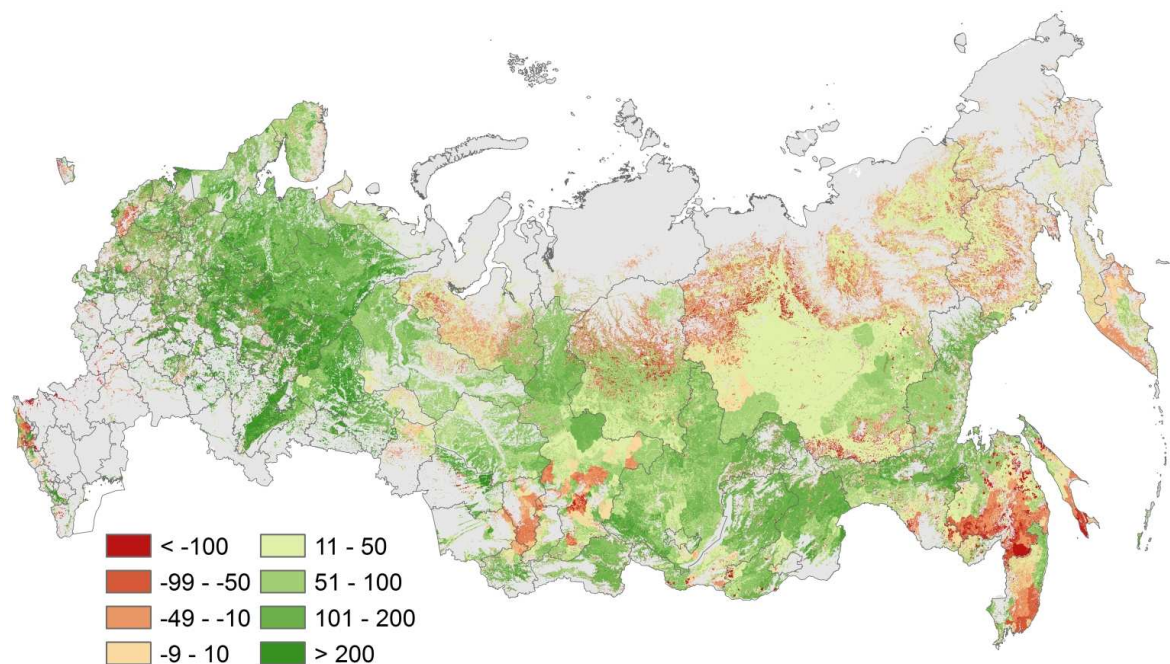


Рис. 3. Чистый экосистемный углеродный бюджет лесов России.

Знак (+) в легенде обозначает сток углерода, знак (–) – источник. Размерность потоков – $\text{г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$.

расчет не включено два: осаждение углерода из атмосферы (мокрое и сухое) и эмиссии летучих органических соединений (ЛОС). По величине осаждения данные фрагментарны и точность их неизвестна. В работе (Shvidenko, Nilsson, 2003) осаждение углерода на лесные земли (т. е. территорию, превышающую площадь покрытых лесом земель примерно на 100 млн га) оценено в $15 \times 10^6 \text{ Тг С год}^{-1}$ ($\sim 0.6\%$ ЧПП). Оценить, какая часть этого углерода имеет своим источником земли за пределами лесных площадей, практически невозможно. Неметановые ЛОС не являются парниковыми газами прямого действия, и их влияние на климатическую систему земли опосредованно. Инвентаризация фитогенной эмиссии ЛОС лесами России (Исидоров, 2001) дала оценку в диапазоне $13.6\text{--}21.0 \text{ Тг год}^{-1}$ (если судить по приведенным площадям, то это оценка для площади лесного фонда России, которая на момент учета была больше площади ПЛЗ примерно в 1.5 раза). Эмиссии эти образованы большим количеством веществ со значительной вариацией содержания в них углерода. По величине влияния на углеродный цикл два названных потока в значительной мере компенсируют друг друга, хотя оценка влияния ЛОС на углеродный цикл представляет сложную задачу и требует дальнейшего изучения. Погрешности, порождаемые

«неучетом» названных двух потоков, не выйдут за десятые доли процента ЧЭУБ.

Некоторые факторы учтены косвенно. Влияние загрязнений атмосферы, почв и вод и повреждений ветром оценивается как существенное, влияющее на региональный углеродный бюджет (Linderoth et al., 2009). Прямые численные оценки влияния этих факторов на углеродный бюджет отсутствуют. В некоторой мере эти влияния учтены косвенно, посредством учета КДО и степени потери устойчивости лесными экосистемами. С высокой вероятностью можно утверждать, что использованная расчетная схема включает не менее 99 % всех известных потоков углерода между лесными экосистемами и атмо-, гидро- и литосферой.

Неопределенности годовых показателей основных потоков углерода для лесов страны составили (доверительная вероятность 0.9), %: ЧПП – ± 6 , ГДП – ± 8 , потоки вследствие декомпозиции КДО – ± 12 , пожаров – ± 23 , биотических факторов и неблагоприятных факторов внешней среды – ± 25 , лесозаготовок и использования лесных продуктов – $\pm 25\%$ и потоков в гидро- и литосферу – ± 33 . Считая эти потоки независимыми, неопределенность среднего значения ЧЭУБ в пределах ЛЭП оценена в 38 %, а ее среднее значение за 3 года –

около 22 %, т. е. за рассмотренный период ЧЭУБ составил (546 ± 120) Тг С год⁻¹. Заметим, что величина неопределенности ЧЭУБ рассчитана в предположении, что использованные модели и вычислительные схемы не имеют значимых систематических ошибок. Она больше чем на 95 % зависит от неопределенностей двух основных потоков – ЧПП и ГДП.

ЧЭУБ лесов России для периода 2007–2009 гг. представляет собой уточнение и развитие предыдущих исследований, выполненных по относительно сходной, но значительно упрощенной методологии и намного более ограниченной информации для периода 1961–1998 гг. (Nilsson et al., 2000; Shvidenko, Nilsson, 2003). Сравнение современного подхода и работ десятилетней давности представляет хорошую иллюстрацию того, насколько более совершенные методы и новая информация могут менять оценку таких динамических процессов, как углеродный бюджет лесных экосистем. Поскольку площади лесов России существенно менялись за это время (695.5×10^6 в 1961 г., 774.2×10^6 в 1988 г. и 821.4×10^6 в настоящей работе), сравним средние величины основных компонентов ПУБ. ЧПП покрытых лесом земель по усредненным значениям базы экспериментальных данных и официальной статистике учета лесов 1990 г. оценена в $224 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ (Shvidenko, Nilsson, 2003). Значительную систематическую ошибку этой оценки мы уже обсудили. Последующая оценка, использующая новый несмещенный метод и те же официальные данные учета лесов, дала $297 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ или на треть больше (Швиденко и др., 2008); оценка этого исследования для обновленной лесочетной информации ($319 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$) добавила еще ~7 %. Изменения в оценке интенсивности гетеротрофного дыхания меньше. Тем не менее использование пространственного размещения лесов в явном виде и возможно полный учет основных факторов, определяющих ГДП, изменил прежнюю оценку с 176 на $205 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ (+16 %).

Недостаток информации в предыдущих работах приводил к некоторому завышению расчетной точности результатов. Однако попытка критической переоценки неопределенностей прежних результатов, которая предположила большие величины погрешностей ос-

новных потоков (Gusti, Jonas, 2010), состоятельной не оказалась вследствие чрезмерно механистического подхода к расчету и очевидных ошибок в статистическом анализе (например, применение нормальной теории к положительно определенным величинам, таким как ЧПП и ГДП, для которых определенная авторами изменчивость составляла от 50 до 100 %).

Существуют единичные примеры определения углеродного бюджета лесов больших регионов с подробностью, сходной с таковой, реализованной в настоящей работе. Исследование углеродного баланса лесов Европы (ЕС-25) оценило ЧБП в $(75 \pm 20) \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$, что несколько (14 %) выше, чем среднее по России, но почти в 2 раза меньше, чем приведенные выше данные для европейской части страны. Основная причина этого заключается в том, что расчетная лесосека в европейской части в рассматриваемый период использовалась менее чем на треть, с изъятием около $16 \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$, в то время как соответствующая величина в лесах Европы оценена в $(61 \pm 3) \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ (Nabuurs et al., 2003).

Рассмотрим оценки углеродного бюджета лесов России, полученные другими методами. В работе Pan et al. (2011) сток углерода в леса России определен путем оценки изменения запаса, составившего в 2000–2007 гг. $(463 \pm 83) \text{ г С м}^{-2} \text{ год}^{-1}$. В этой работе использовано определение леса, принятое ФАО, т. е. минимальная сомкнутость полога составляла 0.1 и временно не покрытые лесом площади рассматривались как лес. Пересчет на ПЛЗ по российскому определению леса дал значение ЧЭУБ за этот же период в $(510 \pm 99) \text{ Тг С год}^{-1}$. Следует заметить, что здесь (как и во всех сходных ситуациях) метод изменения запаса «в чистом виде» применяется только для оценки изменения количества фитомассы, а для углерода почв и КДО – путем модельного преобразования однократно измеренных величин. Поэтому высоковероятно, что суммарная неопределенность подхода заметно недооценена.

Оценка ЧЭУБ по ДГМР приемлемых результатов для экосистем высоких широт не дает. Так, Dolman et al. (2012), используя 8 ДГМР (CLM4, ORCHIDEE, HYLAND, LPJguess, LPJ, OCN, SDGVM and TRIFFID (Sitch et al., 2008)),

получили среднее за последние 20 лет значение ЧЭУБ для территории России в $199 \text{ Тг С год}^{-1}$, т. е. в 2 раза и более ниже, чем другими методами. Сходная картина получена для Центральной Сибири (Quegan et al., 2011). Мы объясняем это тем, что этот тип моделей построен на приближенном соблюдении баланса между ЧПП и ГДП, что не наблюдается в лесах бореальной зоны (Shvidenko et al., 2010b).

Обратное моделирование дает оценку чистого обмена углеродом между атмосферой и всей растительностью подстилающей поверхности. Однако, принимая во внимание, что вклад лесов в поглощение углерода растительными экосистемами на территории России составляет свыше 90 % (Shvidenko et al., 2010a), можно допустить сравнение полученных нами результатов в рамках ЛЭП с данными инверсного моделирования. Ciais et al. (2010) применили 4 инверсионные схемы для территории России и получили результаты в $600\text{--}700 \text{ Тг С-CO}_2 \text{ год}^{-1}$ для периода 2000–2004 гг. Dolman et al. (2012) представили результаты, полученные 12 различными инверсными моделями для территории России. Среднее для различных периодов за 1988–2008 гг. составило $(690 \pm 246) \text{ Тг С год}^{-1}$ (± 1 стандартное отклонение межгодовой изменчивости стока по моделям). За 10 лет (1998–2008) средний CO_2 поток составил $(653 \pm 129) \text{ Тг С год}^{-1}$. Межгодовая изменчивость в пределах отдельных моделей составляет $200\text{--}250 \text{ Тг С год}^{-1}$. Эти результаты близки ранее опубликованным инверсным оценкам для ЧБП растительности бореальной Азии в $630 \text{ Тг С год}^{-1}$ для площади в 1280 Мга (Maksyutov et al., 2003) и $580 \text{ Тг С год}^{-1}$ (среднее из 17 инверсных моделей (Gurney et al., 2003)), хотя и выше оценки в $332 \text{ Тг С год}^{-1}$, представленной в работе (Walker et al., 2006).

Попытки использовать данные измерений чистого экосистемного обмена, полученных методом вихревых пульсаций, для оценки углеродного бюджета больших территорий единичны. Dolman et al. (2012) оценили ЧЭО в $1033 (760\text{--}1097) \text{ Тг С год}^{-1}$. Однако малое количество станций, на которых проводились измерения (7 для лесов России за весь период существования этого метода), и отсутствие надежных градиентов для пространственного

распространения результатов «точечных» измерений не дают возможности получить достаточно обоснованные обобщения для всей территории лесов России.

Несколько в стороне от приведенных выше стоят результаты, сообщаемые в качестве официальной информации секретариату МГЭИК (Пятое национальное сообщение..., 2010; Национальный доклад..., 2011) и в том или ином виде приводимые в ряде публикаций (например, Замолотчиков и др., 2011, 2013a, б). Строго говоря, детальное сравнение этих источников с настоящей работой неправомерно, поскольку эти два подхода преследуют различные цели, базируются на различающейся информации, характеризуют различные объекты и используют принципиально разную методологию. Упомянутые работы в основном оперируют с так называемыми «управляемыми лесами», занимавшими в 2007 г. около 75 % площади лесов, находящихся в ведении Рослесхоза. Рекомендации МГЭИК по выделению «управляемых лесов» представляют широкое поле для трактовки – это «все леса, являющиеся объектом взаимодействия с человеком» (Good Practice..., 2003, с. 13). Российские критерии, призванные уточнить порядок выделения «управляемых лесов» (Пятое национальное сообщение..., 2010, с. 47), помогают мало, позволяя принимать произвольные решения. Основой методологии оценки углеродного бюджета лесов являются стандартные рекомендации МГЭИК, базирующиеся, главным образом, на оценке изменения запасов, что не позволяет обеспечить полноту учета и получить обоснованные оценки неопределенностей (такая возможность существует только для оценки динамики фитомассы и то при наличии надежной исходной информации). Некоторые методические решения и допущения в цитируемых работах оставляют больше вопросов, чем ответов, и нередко противоречат научным фактам. Так, среди принятых предположений можно встретить, что перестойные леса (это категория учета, а не оценки состояния) не аккумулируют углерод; что при «деструктивных» пожарах сгорает вся наличная фитомасса; что площадь гарей целесообразно определять через средний период их зарастания. Этот перечень легко продолжить. Допол-

нительные сложности создают некоторые из принятых базовых определений, например определение управляемых лесов как лесных земель лесного фонда (без резервных лесов), поскольку сводных данных о запасах древесины на не покрытых лесом землях (а это около 100×10^6 га) не существует.

Однако главную проблему представляет неудовлетворительное качество устаревших данных государственного лесного реестра, для ведения которого отсутствует приемлемая система актуализации данных. Половина лесов страны учитывалась последний раз больше 25 лет назад. Серии спутниковых наблюдений регистрируют неожиданно высокую изменчивость площади таежных лесов: так, потери площадей всех лесов страны за период 2000–2011 гг. превысили 20×10^6 га (оценка на основе изображений 30 м разрешения (Nansen et al., 2013)). Использование данных заведомо смещенной официальной статистики о природных нарушениях, в частности пожарах, усугубляет ситуацию. Например, использованная в расчетах площадь лесных пожаров составляет 1.04×10^6 га в 2007 г., 0.78×10^6 га в 2008 г. и т. д., т. е. не менее чем в 5 раз меньше, чем средние данные спутниковых измерений для покрытых лесом земель.

Пятое национальное сообщение... (2010) резюмирует, что в 1990–2007 гг. управляемые леса России поглощали $96.2 \text{ Тг С год}^{-1}$, а эмиссии вследствие пожаров и лесозаготовок составили $6.5 \text{ Тг С год}^{-1}$ (примерно в 20 раз меньше, чем оценки по спутниковым данным) и $101.2 \text{ Тг С год}^{-1}$ соответственно. Национальный доклад (2011) оценивает годовое поглощение углерода этой же категорией лесов (1990–2009 гг.) в $296.5 \text{ Тг С год}^{-1}$, потери вследствие рубок и пожаров – в $163.1 \text{ Тг С год}^{-1}$, т. е. в среднем сток углерода определен в $133.1 \text{ Тг С год}^{-1}$. Сходные результаты приводятся и в цитированных выше работах. Так, сток углерода в лесные экосистемы России в 1988–2010 гг. этими работами оценивается от 80 до $230\text{--}240 \text{ Тг С год}^{-1}$ (Замолодчиков и др., 2011), за период 1988–2009 гг. – $205 \text{ Тг С год}^{-1}$ (Замолодчиков и др., 2013а), или 96 Тг С год^{-1} в «управляемых лесах» в 1990–2004 гг. (Замолодчиков и др., 2013б). Системная неполнота рассмотрения и особенности методики приво-

дят авторов к заключению, что пожары и лесозаготовки являются почти исключительными факторами межгодовой изменчивости углеродного бюджета лесов. По нашим данным, это важные факторы, однако они определяют только около трети межгодовой изменчивости ПУБ.

В основе рассмотренных оценок лежит информация, которая, видимо, приближенно характеризует леса России в среднем за некоторый продолжительный временной интервал. Однако эта информация непригодна для оценки региональных изменений углеродного бюджета за короткие временные периоды. Очевидно, что при любых методических подходах результаты, базирующиеся на заведомо устаревшей информации, надежность которой неизвестна, не могут рассматриваться в рамках полного углеродного бюджета лесов страны, а относятся, скорее, к некоторому виртуальному информационному пространству, имеющему мало общего с реальностью.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Применение Байесовского подхода к трем методам из пяти рассмотренных – ЛЭП, Pan et al. (2011) и инверсному моделированию – дает значение углеродного стока в лесные экосистемы России (560 ± 117) Тг С год^{-1} . С точностью до округлений это значение не отличается от результата, полученного с применением ЛЭП. В некоторой мере обобщенный результат является иллюстрационным, поскольку использованные методы определяют различающиеся, хоть и в небольшой мере, в пределах 10 %, показатели (соответственно ЧЭУБ, ЧБП и ЧЕО) и относятся к различным временным периодам. Тем не менее утверждение о том, что леса России в 2007–2009 гг. служили чистым стоком углерода в $550\text{--}600 \text{ Тг С год}^{-1}$, подтверждается с высокой вероятностью.

Результаты двух методов (ДГМР и вихревых пульсаций) не были использованы в Байесовском «сжатии» информации. Разумеется, полезность этих методов для научного обоснования методологии изучения углеродного бюджета и параметров процессных моделей несомненна. Однако ДГМР требуют существенной «регионализации» для адекватного описания продукционного процесса в лесах

высоких широт, а метод вихревых пульсаций – более широкого и системного распространения измерений в лесах различных природных зон страны.

В совместное рассмотрение не включен и ряд результатов преимущественно «инвентаризационного» типа, полученных для разных периодов и несколько превышающих оценки стока углерода, данные в настоящей работе (~0.8 Пг С год⁻¹ (Kudeyarov, 2005); 620 Тг С год⁻¹ (Moiseev, Filipchuk, 2010 и др.), поскольку они не содержали оценок неопределенности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бурдин Н. А., Шлыков В. М., Егорнов В. А., Саханов В. В. Лесопромышленный комплекс: состояние, проблемы, перспективы. М.: МГУЛ, 2000. 473 с.
- Ващук Л. Н., Швиденко А. З. Динамика лесных пространств Иркутской области. Иркутск, 2006. 392 с.
- Ведрова Э. Ф. Биогенные потоки углерода в бореальных лесах Центральной Сибири // Изв. РАН. Сер. биол. 2011. № 1. С. 77–89.
- Воронин П. Ю., Уфимцев Е. И., Васильев А. А. и др. Проективное содержание хлорофилла и биоразнообразие растительности основных ботанико-географических зон России // Физиол. раст. 1995. № 44. С. 31–38.
- Глазовский Н. Ф. Принципы районирования территорий по условиям естественной региональной миграции вещества // Ландшафтно-геохимическое районирование и охрана внешней среды / под ред. М. А. Глазовской. М.: Мысль, 1983. Т. 120. С. 19–28.
- Дьяконова К. В. Органические и минеральные вещества в лизиметрических растворах различных почв и их роль в современных процессах почвообразования // Органическое вещество естественных и культивируемых почв. М.: Наука, 1972. С. 183–223.
- Замолодчиков Д. Г., Грабовский В. И., Краев Г. Н. Динамика бюджета углерода лесов России за два последних десятилетия // Лесоведение. 2011. № 6. С. 16–28.
- Замолодчиков Д. Г., Грабовский В. И., Шуляк П. П., Честных О. А. Влияние пожаров и лесозаготовок на углеродный баланс лесов России // Там же. 2013а. № 5. С. 36–49.
- Замолодчиков Д. Г., Грабовский В. И., Коровин Г. Н. и др. Бюджет углерода управляемых лесов Российской Федерации в 1990–2050 гг.: ретроспективная оценка и прогноз // Метеорол. и гидрол. 2013б. № 10. С. 73–94.
- Замолодчиков Д. Г., Уткин А. И. Система конверсионных отношений для расчета чистой первичной продукции лесных экосистем по запасам насаждений // Лесоведение. 2000. № 6. С. 54–63.
- Исаев А. С., Коровин Г. Н. Углерод в лесах Северной Евразии // Круговорот углерода на территории России / под ред. Г. А. Заварзина. М.: Мин-во науки и образов. РФ, 1998. С. 63–95.
- Исидоров В. А. Органическая химия атмосферы. М.: Химиздат, 2001. 352 с.
- Когут В. М., Фрид А. С. Сравнительная оценка методов определения количества гумуса в почвах // Почвоведение. 1993. № 9. С. 119–123.
- Моисеев Б. Н. Оценка годичного депонирования углерода по запасу древесины в лесах России // Лесн. хоз-во. 2011. № 1. С. 16–18.
- Национальный доклад о кадастре выбросов из источников и абсорбции парниковых газов, не регулируемых Монреальским протоколом за 1990–2006 гг. М.: Гидромет, 2011. Ч. 1. 386 с.
- Обзор лесопатологического состояния лесов на землях лесного фонда Российской Федерации в 2009 году. М.: Фед. агентство лесн. хоз-ва, 2010. 74 с.
- Орлов Д. С., Бирюкова О. Н., Суханова Н. И. Органическое вещество почв Российской Федерации. М.: Наука, 1996. 256 с.
- Основные показатели лесохозяйственной деятельности за 1988, 1992–2008 гг. М.: Фед. агентство лесн. хоз-ва. ФГУП «Рослесинфорг», 2009. 221 с.
- Пономарева В. В., Плотникова Н. С. Закономерности миграции и аккумуляции элементов в подзолистых почвах (лизиметрические измерения) // Биогеохимические процессы в подзолистых почвах. Л.: Наука. Ленингр. отд-ние, 1972. С. 6–65.
- Почвенный покров и земельные ресурсы Российской Федерации / под ред. Л. Л. Шишова, А. В. Котова, А. З. Родина. М.: РАСХН, 2004. 400 с.

- Прокушкин А. С., Прокушкин С. Г., Абаимов А. П.* Водорастворимый органический углерод в листовенных экосистемах на мерзлотных почвах // Лесные экосистемы Енисейского меридиана / под ред. Ф. И. Плещикова. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2002. С. 264–273.
- Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России / под ред. Г. А. Заварзина. М.: Наука, 2007. 316 с.
- Пятое национальное сообщение Российской Федерации. М: Мин-во прир. рес. и экол., 2010. 196 с. [Unfccc.int/national-reports/annex_i_natcom/](http://unfccc.int/national-reports/annex_i_natcom/)
- Романкевич Е. А., Ветров А. А.* Цикл углерода в арктических морях России. М.: Наука, 2001. 302 с.
- Соколов В. А., Швиденко А. З., Ведрова Э. Ф.* Леса Красноярского края в Киотском процессе. Saarbrueken, Germany: Lambert Academic Publisher, 2013. 154 с.
- Солонцов О. Н.* Направления развития государственной инвентаризации лесов в России // Мат-лы II Междунар. конф. «Проблемы лесостроительства и государственной инвентаризации лесов в России». 8–10 декабря 2010 г., Вологда. <http://www.roslesinforg.ru/press/news/35>.
- Усольцев В. А.* Биологическая продуктивность лесов Северной Евразии. Екатеринбург: УрО РАН, 2007. 637 с.
- Фридланд В. М.* Почвенная карта РСФСР масштаба 1:2 500 000. М.: ГУГК, 1988.
- Честных О. В., Замолотчиков Д. Г., Уткин А. И.* Общие запасы биологического углерода и азота в почвах лесного фонда России // Лесоведение. 2004. № 4. С. 30–42.
- Честных О. В., Лыжин В. А., Кокшарова А. В.* Запасы углерода в подстилках лесов России // Там же. 2007. № 6. С. 114–121.
- Швиденко А., Щепашенко Д., Нильссон С.* Материалы к познанию современной продуктивности лесных экосистем России // Базовые проблемы перехода к устойчивому лесному хозяйству в России: мат-лы Междунар. семинара, 6–7 декабря 2007 г. Красноярск: ИЛ СО РАН, 2007. С. 7–37.
- Швиденко А., Щепашенко Д., Ваганов Е. А., Нильссон С.* Чистая первичная продукция лесных экосистем России: новая оценка // ДАН. 2008. Т. 421, № 6. С. 1–5.
- Швиденко А., Щепашенко Д., Нильссон С.* Оценка древесного детрита в лесах России // Лесная таксация и лесостроительство. 2009. № 1(41). С. 133–147.
- Швиденко А. З., Щепашенко Д. Г., Ваганов Е. А. и др.* Влияние природных пожаров в России 1998–2010 гг. на экосистемы и глобальный углеродный бюджет // ДАН. 2011. Т. 441, № 4. С. 544–548.
- Швиденко А. З., Щепашенко Д. Г.* Климатические изменения и лесные пожары в России // Лесоведение. 2013. № 5. С. 50–61.
- Шейнгауз А. С.* Избранные труды. Хабаровск: ДВО РАН, 2008. 654 с.
- Щепашенко Д. Г., Мухоморова Л. В., Швиденко А. З., Ведрова Э. Ф.* Запасы органического углерода в почвах России // Почвоведение. 2013. № 2. С. 123–132.
- Щепашенко Д. Г., Швиденко А. З., Лакида П. И.* База данных структуры фитомассы лесов России // Изв. вузов. Лесн. журн. 2005. № 4. С. 80–86.
- Щепашенко Д. Г., Швиденко А. З., Шевелев В. С.* Биологическая продуктивность и углеродный бюджет листовенных лесов Северо-Востока России. М.: МГУЛ, 2008. 296 с.
- Alexeyev V. A., Birdsey R. A.* Carbon storage in forests and peatlands of Russia. General Technical Report NE-244. Radnor, PA: USDA, Forest Service, Northeast Research Station, 1998. 137 p.
- Baker D. F., Law R. M., Gurney K. R. et al.* TransCom 3 inversion intercomparison: Impact of transport model errors on the interannual variability of regional CO₂ fluxes, 1988–2003 // Glob. Biogeochem. Cycl. 2006. V. 20. P. GB1002.
- Bartalev S. A., Egorov V. A., Loupian E. A., Uvarov I. A.* Multi-year circumpolar assessment of the area burnt in boreal ecosystems using SPOT-VEGETATION // Int. J. Rem. Sens. 2007. N. 28. P. 1397–1404.
- Bartalev S. A., Egorov V. A., Efremov V. Yu. et al.* Burnt area assessment based on combine use of MODIS and Landsat-TM/ETM+ satellite data // Aerospace method and GIS-technologies in forestry and forest management. Proc.

- V All-Rus. Conf. Moscow, April 22–24, 2013. M.: CEPL RAS, 2013. P. 100–103.
- Chapin F. S., Woodwell G. M., Randerson J. T. et al.* Reconciling carbon-cycle concepts, terminology and methodology // *Ecosystems*. 2005. V. 9. P. 1041–1050.
- Ciais P., Borges A. V., Abril A. et al.* The impact of lateral carbon fluxes on the European carbon balance // *Biogeosciences*. 2008. N. 5. P. 1259–1271.
- Ciais P., Canadell J. G., Luysart S. et al.* Can we reconcile atmospheric estimates of the Northern terrestrial carbon sink with land-based accounting? // *Cur. Opt. Environ. Sustain.* 2010. N. 2 (4). P. 225–230.
- Clark D. A., Brown S., Kicklighter D. W. et al.* Measuring net primary production in forests: concept and field methods // *Ecol. Appl.* 2001. V. 11. P. 356–370.
- Cramer W., Kicklighter D. W., Bondeau A. et al.* Comparing global models of terrestrial net primary production: Overview and key results // *Glob. Change Biol.* 1999. N. 5. P. 1–15.
- Dolman A. J., Shvidenko A., Schepaschenko D. et al.* An estimate of the terrestrial carbon budget of Russia using inventory-based, eddy covariance and inversion methods // *Biogeosciences*. 2012. N. 9. P. 5323–5340.
- FAO. The global forest resource assessment 2010. Rome: UN FAO. www.fao.org/forestry/fra/
- Filipchuk A. N., Moiseev B. N.* Assessment of atmospheric carbon uptake by vegetation cover in Russia // *World Climate Conference*, Sept. 29–Oct. 3, Moscow, 2003. P. 503.
- Golubyatnikov L. L.* Model estimation of carbon flux from the soil: Russia case study // *Geophys. Res. Abstr.* 2011. Vol. 13. P. EGU2011-1898.
- Good Practice Guidance for Land-Use, Land-Use Change and Forestry / ed. by J. Penman, M. Gytarsky, T. Hirashi et al. Japan: IPCC, 2003. 590 p.
- Gower S. T., Krankina O. N., Olson R. J. et al.* Net primary production and carbon allocation patterns of boreal forest ecosystems // *Ecol. Appl.* 2001. N. 11. P. 1395–1411.
- Gurney K. R., Law R. M., Denning A. S. et al.* TransCom 3 CO₂ inversion intercomparison: 1. Annual mean control results and sensitivity to transport and prior flux information // *Tellus*, Series B: Chem. Phys. Meteorol. 2003. N. 55. P. 555–579.
- Gusti M., Jonas M.* Terrestrial full carbon account for Russia: revised uncertainty estimates and their role in a bottom-up/top down accounting exercise // *Clim. Change*. 2010. N. 103 (1–2). P. 159–174.
- Hansen M. C., Potapov P. V., Moore R. et al.* High-resolution global maps of 21-st century forest cover change // *Science*. 2013. V. 342. P. 850–853.
- Isaev A. S., Korovin G. N., Utkin A. I. et al.* Carbon stock and deposition in phytomass of the Russian forests // *Water, Air & Soil Pollut.* 1995. V. 70. P. 247–256.
- Kudeyarov V. N.* The role of soils in the carbon cycle // *Euras. Soil Sci.* 2005. V. 27. P. 246–250.
- Kurganova I. N.* Carbon dioxide emissions from soils of Russian terrestrial ecosystems. Interim Report, IR-02–070. Laxenburg: IIASA, 2003. 64 p.
- Lenton T. M., Held H., Kriegler E. et al.* Tipping elements in the Earth Climate System // *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*. 2008. V. 105 (6). P. 1786–1793.
- Le Quere C., Peters G. P., Andres R. J. et al.* Global carbon budget 2013 // *Earth Syst. Sci. Data Discuss.* 2013. N. 6. P. 689–760.
- Linderoth A., Lagergren F., Grelle A. et al.* Storms can cause Europe-wide reduction in forest carbon sink // *Glob. Change Biol.* 2009. N. 15. P. 346–355.
- Luyssaert S., Ciais P., Piao S. L. et al.* The European carbon balance. Part 3: Forests // *Ibid.* 2010. V. 16. P. 1429–1450.
- Maksyutov S., Machida T., Mukai H. et al.* Effect of recent observations on Asian CO₂ flux estimates by transport model inversions // *Tellus. Ser. B. Chem. Phys. Meteorol.* 2003. N. 55. P. 522–529.
- Meybeck M., Durr H. H., Vorosmarty C. J.* Global coastal segmentation and its river catchment contributors: a new look at land-ocean linkage // *Glob. Biogeochem. Cycles*. 2006. N. 20. P. GB1S90.
- McGuire A. D., Hayes D. J., Kicklighter D. W. et al.* Analysis of the carbon balance of boreal Asia from 1997 to 2006 // *Proc. Int. Conf. Environmental Observations, Modeling and In-*

- formation System (ENVIROMIS-2010). Tomsk, July 5–11. 2010. P. 53–58.
- Moiseev B. N., Filipchuk A. N.* Calculation of the net annual increment of carbon according to the State forest register data // Proc. Int. Conf. Environmental Observations, Modeling and Information System (ENVIROMIS-2010), July 5–11, Tomsk, 2010. P. 68–70.
- Mukhortova L., Schepaschenko D., Shvidenko A., McCallum I.* A system for heterotrophic soil respiration assessment of Russian land // Boreal Forests in a Changing World. Proc. IBFRA Int. Sci. Conf., 15–21 Aug., 2011, Krasnoyarsk, Russia. P. 86–90.
- Nabuurs G. J., Schelhaas M. J., Mohrens G. M.J., Field C. B.* Temporal evolution of the European forest sector carbon sink from 1950 to 1999 // Glob. Change Biol. 2003. N. 9. P. 152–160.
- Nilsson S., Shvidenko A., Stolbovoi V. S. et al.* Full carbon account for Russia. Interim Report IR-00-021. Laxenburg: IIASA, 2000. 201 p.
- Nilsson S., Shvidenko A., Jonas M. et al.* Uncertainties of a regional terrestrial biota full carbon account: A systems analysis // Water, Air, and Soil Pollut.: Focus. 2007. N. 7. P. 425–441.
- Pan Y., Birdsey R. A., Fang J. et al.* A large and persistent carbon sink in the world's forests // Science. 2011. N. 333. P. 988–993.
- Quegan S., Beer C., Shvidenko A. et al.* Estimating the carbon balance of central Siberia using a landscape-ecosystem approach, atmospheric inversion and dynamic global vegetation models // Glob. Change Biol. 2011. V. 17. P. 351–365.
- Rittel H., Webber M.* Dilemmas in a General Theory of Planning // Policy Sci. 1973. N. 4. P. 155–169.
- Rozhkov V. A., Wagner V. B., Kogut B. M. et al.* Soil carbon estimates and soil carbon map for Russia. International Institute for Applied Systems Analysis. Interim Report. Laxenburg: IIASA, 1996. 44 p.
- Schellnhuber H. J.* Integration assessments of adaptation and mitigation // Proc. World Climate Change Conf., Moscow, Russia, 2003. P. 94–95.
- Schepaschenko D., McCallum I., Shvidenko A. et al.* A new hybrid land cover dataset for Russia: a methodology for integrating statistics, remote sensing and in-situ information // J. Land Use Sci. 2011. N. 6 (4). P. 245–259.
- Shvidenko A., Nilsson S.* A synthesis of the impact of Russian forests on the global carbon budget // Tellus. 2003. V. 55 B. P. 391–415.
- Shvidenko A., Schepaschenko D., Nilsson S., Boulouï Y.* Semi-empirical models for assessing biological productivity of Northern Eurasian forests // Ecol. Model. 2007. V. 204. P. 163–179.
- Shvidenko A., Schepaschenko D., McCallum I.* Bottom-up inventory of the carbon fluxes in Northern Eurasia for comparison with GOSAT Level 4 Products. Res. Rep. Laxenburg: IIASA, 2010a. 222 p.
- Shvidenko A., Schepaschenko D., McCallum I., Nilsson S.* Can the uncertainty of full carbon accounting of forest ecosystems be made acceptable to policymakers? // Clim. Change. 2010b. V. 103. P. 137–157.
- Sitch S., Huntingford C., Gedney N. et al.* Evaluation of the terrestrial carbon cycle, future plant geography and climate-carbon cycle feedbacks using five Dynamic Global Vegetation Models (DGVMs) // Glob. Change Biol. 2008. V. 14. P. 2015–2039.
- Steffen W., Canadell J., Apps M. et al.* The terrestrial carbon cycle: implication for the Kyoto Protocol // Science. 1998. V. 280. P. 1393–1394.
- Stolbovoi V.* Soil carbon in the forests of Russia // Mitigation and Adaptation Strategy for Global Change. 2006. N. 11. P. 203–222.
- Van Der Werf G.R., Randerson J. T., Giglio L. et al.* Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009) // Atmosph. Chem. Phys. 2010. V. 10. P. 11707–11735.
- Vogt K. A., Crier C. C., Vogt D. J.* Production, turnover, and nutrient dynamics of above- and belowground detritus of world forests // Adv. Ecol. Res. 1986. V. 15. P. 30–307.
- Zaehle S., Sitch S., Smith B., Hatterman F.* Effects of parameter uncertainties on the modeling of terrestrial biosphere dynamics // Glob. Biogeochem. Cycl. 2005. V. 19. P. GB3020.

Carbon Budget of Russian Forests

A. Z. Shvidenko^{1,2}, D. G. Schepaschenko^{1,3}

¹ *International Institute for Applied Systems Analysis
Schlossplatz, 1, Laxenburg, A-2361 Austria*

² *V. N. Sukachev Institute of Forest, Russian Academy of Sciences, Siberian Branch
Academgorodok, 50/28, Krasnoyarsk, 660036 Russian Federation*

³ *Moscow State Forest University
1st Institutskaya str., 1, Mytishi, Moscow region, 141005 Russian Federation
E-mail: shvidenk@iiasa.ac.at, schepd@gmail.com*

Net Ecosystem Carbon Balance (NECB) of Russian forests for 2007–2009 is presented based on consistent application of applied systems analysis and modern information technologies. Use of landscape-ecosystem approach resulted in the NECB at $546 \pm 120 \text{ Tg C year}^{-1}$, or $66 \pm 15 \text{ g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$. There is a substantial difference between the NECB of European and Asian parts, as well as the clear zonal gradients within these geographical regions. While the total carbon sink is high, large forest areas, particularly on permafrost, serve as a carbon source. The ratio between net primary production and soil heterotrophic respiration, together with natural and human-induced disturbances are major drivers of the magnitude and spatial distribution of the NECB of forest ecosystems. Using the Bayesian approach, mutual constraints of results that are obtained by independent methods enable to decrease uncertainties of the final result.

Keywords: *full verified carbon budget, Russian forest.*