

МОНИТОРИНГ ТРАНСФОРМАЦИИ УГЛЕРОДА В АГРОЭКОСИСТЕМАХ БАЙКАЛЬСКОГО РЕГИОНА В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ ФТОРИДАМИ АЛЮМИНИЕВОГО ПРОИЗВОДСТВА И КЛИМАТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ

© 2010 Л. В. Помазкина, Л. Г. Соколова, Е.Н. Звягинцева

Сибирский институт физиологии и биохимии растений СО РАН, г. Иркутск

Поступила в редакцию 19.04.2010

Трансформацию углерода в агроэкосистемах на серых лесных почвах Байкальской региона изучали в зависимости от их техногенного загрязнения фторидами и климатических факторов. Мониторинг (1992-2009 гг.) выявил их влияние на аккумуляцию углерода почвенной микробной биомассой и фитомассой яровой пшеницы, эмиссию CO_2 в атмосферу, а также на формирование баланса углерода и режимы функционирования агроэкосистем. Соотношение показателей активности процессов нетто-минерализации и (ре)иммобилизации углерода использовали для интегральной оценки нагрузки на агроэкосистему. Среднеголетние репрезентативные данные, полученные для региона впервые, позволяют корректировать расчет вклада агроэкосистем в эмиссию CO_2 в атмосферу и бюджет углерода.

Ключевые слова: мониторинг, агроэкосистема, эмиссия CO_2 , баланс и бюджет углерода

Длительные мониторинговые исследования актуальны в связи с изменениями окружающей среды и климата, особенно в последние годы, что, безусловно, влияет на цикл и баланс углерода в наземных экосистемах. Проблема недостаточно исследована, учитывая разнообразие природных и климатических условий на территории России, а также современных экологических факторов, связанных с техногенным загрязнением. Интерес к ней обусловлен и необходимостью оценки их воздействия на бюджет углерода в экосистемах разных регионов, а также возможностью введения квот на выбросы CO_2 в атмосферу. Оптимальное и корректное решение проблемы требует мониторинговых исследований, в том числе в агроэкосистемах, которым незаслуженно уделяется меньше внимания, чем другим экосистемам, несмотря на то что вследствие отчуждения углерода с урожаем и незамкнутостью цикла, они являются источником CO_2 в атмосферу. Вклад агроэкосистем в бюджет углерода может быть значительным, однако репрезентативные данные, учитывающие конкретные почвенно-климатические условия, для оценки отсутствуют. Отсюда необходимость в исследовании трансформации углерода, связанной с деструкцией органического вещества и дыханием почв.

Первая приблизительная оценка эмиссии CO_2 почвами на территории России показала, что она в 8 раз превышает прямые промышленные выбросы [1]. Подобные результаты получены и в лесостепи Байкальского региона [2, 3]. Для большинства других регионов имеются лишь приблизительные расчеты, поскольку используются чаще усредненные данные, не учитывающие площади разных экосистем, особенности земледелия разных биоклиматических зон в пределах одного типа почв и др. Связывать изменения окружающей среды и климата только с промышленной эмиссией парниковых газов не всегда правомерно, поскольку интенсивность продукционных и деструкционных процессов существенно зависит от антропогенного преобразования экосистем. Например, экспериментально выявлено, что в агроэкосистемах на техногенно загрязненных почвах процессы минерализации усиливаются, что сопровождается повышением эмиссии CO_2 и окислов азота в атмосферу, а (ре)иммобилизация снижается [2-4]. Объективная оценка баланса и бюджета углерода возможна на основе данных длительного мониторинга, которые получены в конкретных почвенно-климатических условиях.

Задачи исследования. В многолетнем мониторинге в агроэкосистемах на серых лесных почвах лесостепи Байкальской Сибири планировали: 1) показать количественные изменения показателей трансформации углерода в зависимости от техногенного загрязнения почв и гидротермических факторов; 2) получить репрезентативные среднеголетние данные, необходимые для расчета баланса и бюджета углерода.

Помазкина Любовь Владимировна, доктор биологических наук, профессор, заведующая лабораторией агроэкологии. E-mail: lvp@sifibr.irk.ru

Соколова Лада Георгиевна, кандидат биологических наук, старший научный сотрудник

Звягинцева Екатерина Николаевна, ведущий инженер

В многолетнем (1996-2009 гг.) мониторинге в агроэкосистемах на серых лесных почвах, составляющих основной фонд пашни в лесостепи Байкальского региона, в течение вегетационного сезона выполняли сопряженные комплексные исследования пулов углерода – гумуса, почвенной микробной биомассы, фитомассы посева пшеницы и эмиссии $C-CO_2$ из почв. Сравнительный анализ и обсуждение результатов, связанных с оценкой трансформации углерода в полях интенсивного севооборота (пар и посев яровой пшеницы после пара) проводили в полевых опытах на стационаре, расположенном в юго-восточной части лесостепной зоны Байкальского региона.

Объекты исследования – агроэкосистемы на незагрязненной и загрязненной фторидами (ИрА3) серых лесных почвах.

Соответственно разработанной ранее методике проведения полевых опытов [2, 3] загрязненная фторидами серая лесная почва (пахотный слой) была вывезена из зоны техногенного загрязнения фторидами на стационар СИФИБО СО РАН, где по данным снегосъемки оно отсутствовало. На экспериментальном участке серых лесных почв после тщательного удаления гумусового горизонта в ограничивающих делянках каркасах (1 м^2) формировали пахотный слой (30 см) загрязненной почвы. Подобная постановка опытов позволяла устранить неконтролируемое влияние промышленного загрязнения. Контролем служила незагрязненная почва, где делянки также ограничивали каркасами, насаженными на почвенный монолит. Подготовку делянок проводили до начала мониторинга в следующем году, одновременно для всего севооборота (пар-пшеница-пшеница). Повторность опытов 3-4-х кратная. В каждую ротацию севооборота под посев пшеницы второго года вносили минеральные удобрения (НРК) из расчета по 60 кг действующего вещества на га. Использовали химически чистые соли, которые вносили одновременно, тщательно перемешивая в слое 0-20 см. Посев яровой пшеницы сорта Тулунская-12 проводили вручную из расчета 600 зерен на 1 м^2 (полевая норма). Продуктивность посева учитывали в фазу полной спелости.

Базовая оценка физико-химических свойств почв и уровня их загрязнения фторидами проводили перед началом мониторинга. Исследования включали сопряженные (шаг 7-14 суток, апрель-октябрь) наблюдения за содержанием углерода почвенной микробной биомассы, эмиссией CO_2 из почв, аккумуляцией углерода в наземной и подземной фитомассе посева пшеницы. При расчете баланса использовали показатели аккумуляции углерода в наземной и подземной фитомассе пшеницы, поступления его в почву с растительными остатками, а также отчуждения с урожаем и за счет микробного дыхания. Особое внимание уделяли количественным изменениям, связанным с трансформа-

цией углерода во внутрпочвенном цикле (минерализация \Leftrightarrow (ре)иммобилизация), анализируя зависимость от загрязнения и гидротермических факторов. Соотношение между неттоминерализованным и (ре)иммобилизованным углеродом (Н-М/РИ) использовали как интегральный показатель, оценивающий уровень воздействия (нагрузку) на агроэкосистему [4, 5]. Для оценки влияния на трансформацию углерода гидротермических факторов привели сравнительный анализ данных, полученных в отличающиеся по гидротермическим условиям от «нормы» годы (1997, 2008, 2009 гг.) и средних многолетних за годы мониторинга.

Свойства почв исследовали общепринятыми методами [6]. Содержание водорастворимых фторидов определяли спектрофотометрически [7]. Содержание углерода микробной биомассы определяли регидратационным методом [8], скорость эмиссии CO_2 из почв абсорбционным [9], рассчитывая суммарную за сезон эмиссию путем линейной интерполяции. Для контрольных измерений использовали газоанализатор (Инфралит-4). Средние за вегетацию и средние многолетние показатели рассчитывали в $г/м^2$, учитывая плотность сложения пахотного слоя почвы. Продуктивность пшеницы оценивали фактически, учитывая надземную и подземную фитомассу, которую корректировали, используя расчетные данные [10]. Баланс углерода в агроэкосистеме рассчитывали по формуле: $C = ЧПП - У - МД$ [11], где ЧПП – чистая первичная продуктивность, У – отчуждение углерода с урожаем, МД – микробное дыхание. В посевах МД рассчитывали как разность между суммарной эмиссией $C-CO_2$ из почв и дыханием корней, которое условно принимали за 1/3. При расчете эмиссии углерода за год учитывали МД за безморозный период.

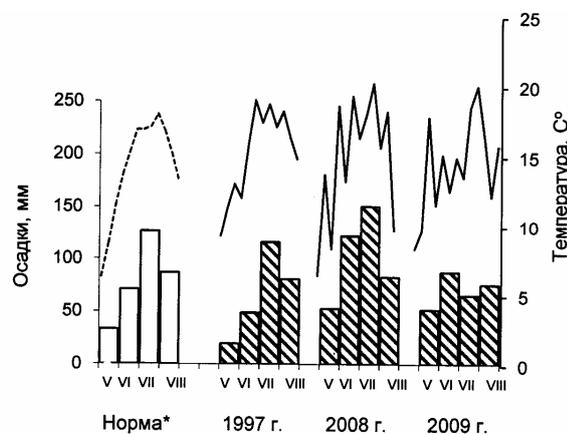
Обобщение результатов исследований проводили с использованием методологии системного анализа, позволяющего распределение углерода рассматривать как потоки (взаимосвязи) между компонентами агроэкосистемы (почва–микроорганизмы–растения–атмосфера). Соответственно, углерод органического вещества почвы – углерод микробной биомассы – углерод фитомассы – углерод эмиссии CO_2 [5]. Сравнительный анализ данных, полученных в многолетнем мониторинге, позволил показать влияние экологических и климатических факторов на функционирование агроэкосистем, интегрально оценить нагрузку и рассчитать баланс углерода.

Загрязнение почвы D/F водорастворимыми фторидами (6 ПДК) привело к ее подщелачиванию и засолению за счет накопления NaF, преобладающего в выбросах алюминиевого производства (табл. 1). Негативное влияние его на состояние гумуса проявлялось в повышении относительной подвижности (Пг) гумусовых веществ [12], показатель которой повышался (0,5, против 0,1 в незагрязненной почве А).

Таблица 1. Свойства почв (0-20 см)

Почва	Техногенное загрязнение	Гумус, %	Нобщ., %	рНсол.	Ca ²⁺ + Mg ²⁺	Na ⁺	ЕКО
					мг-экв/100 г		
А	отсутствует	2,0	0,13	5,6	24,0	0,2	27,2
D/F	F (6 ПДК)	2,5	0,13	5,8	22,0	0,9	26,9

Климат в лесостепной зоне Байкальского региона умеренно сухой и резко континентальный [13]. Годовое количество осадков 270-450 мм, причем большая часть их приходится на вегетационный сезон (105-110 дней). Небольшое их количество характерно для весеннего и раннелетнего периода, возможны понижение температур и заморозки. Анализ гидротермических условий в отдельные годы (рис. 1) проводили в сравнении со средними многолетними показателями («норма»). Сравнивали показатели трансформации углерода в 1997 г., который по количеству (266 мм) и распределению (минимум в начале вегетации, а максимум в июле) осадков за вегетацию оказался близким к норме, в 2008 г., отличавшемся наибольшим количеством осадков (409 мм), распределение которых соответствовало норме, и в 2009 г., в котором сумма осадков была ближе к норме, но их распределение было нетипичным – июль отличался недостаточным, а май избыточным увлажнением. Показатели температуры воздуха отличались меньше, но в июле были на 1-2°C выше нормы.



Примечание: * - средние многолетние показатели [13].

Рис. 1. Гидротермические условия в годы исследования в течение вегетации

В таблице 2 показаны различия в трансформации углерода, зависящие от загрязнения почвы и гидротермических факторов. В агроэкосистемах на незагрязненной (А) и загрязненной фторидами (D/F) почвах в 1997 г., близком по гидротермическим условиям к норме, содержание углерода в составе почвенной микробной биомассы ($C_{\text{микр}}$) было выше, чем в другие годы и по сравнению со средними многолетними показателями, причем и в пару, и в посевах. В отличавшемся повышенной влажностью 2008 г. на почве А показатель $C_{\text{микр}}$ был меньше, чем на D/F, особенно в пару (43, против 58 г/м²), а в 2009 г., близком к норме, но нетипичном по распределению осадков, различия в зависимости от загрязнения оказались меньше. Средний многолетний показатель также не выявил существенных различий $C_{\text{микр}}$ в зависимости от загрязнения фторидами. Независимо от загрязнения он оказался близким, как и относительный показатель (1,8-2,0% от $C_{\text{общ}}$).

Суммарная за вегетацию эмиссия С-СО₂ различались более существенно. Во влажном 2008 г., в отличие от близкого к норме, на обеих почвах как в пару, так и в посевах эмиссия была меньше, но выше на загрязненной. В нетипичном 2009 г. на незагрязненной почве эмиссия оказалась примерно такой же, как в 1997 г., а на загрязненной меньше, причем влияние фторидов отсутствовало. По среднемноголетним показателям эмиссия С-СО₂ на почве D/F в пару достигала 157, а в посевах снижалась до 134 г/м² (за вычетом корневого дыхания). На незагрязненной почве они были близкими и ниже. Анализ средних за 13 лет данных выявил отсутствие изменений $C_{\text{микр}}$ под влиянием загрязнения фторидами, тогда как интенсивность деструкционных процессов (эмиссия С-СО₂) была выше.

Таблица 2. Показатели трансформации углерода (среднее за вегетацию, г/м²)

Почва	Вариант	$C_{\text{микр}}$				С-СО ₂				С-СО ₂ / $C_{\text{микр}}$ (НМ:ПИ)			
		1997	2008	2009	СР	1997	2008	2009	СР	1997	2008	2009	СР
А	пар	89	43	59	66±5	120	113	141	126±4	1,3	2,6	2,4	1,9
	пшеница	78	42	50	64±4	117 (118)	143 (99)	180 (120)	181±6 (121)	1,5	2,3	2,4	1,9
D/F	пар	92	58	54	61±4	225	152	141	157±8	2,4	2,6	2,6	2,6
	пшеница	82	48	60	63±4	247 (164)	178 (119)	192 (128)	202±9 (134)	2,0	2,7	2,1	2,1

Примечание: в скобках данные за вычетом дыхания корней

Согласно средним многолетним данным, суммарная за вегетацию (110 сут.) эмиссия С-СО₂ достигала 70-75% от годовой, что обусловлено особенностью климата – позднее оттаивание почвы весной, резкое понижение температуры и быстрое промерзание почвы осенью. Потери углерода за счет эмиссии С-СО₂ за год (безморозный период) в пару на незагрязненной почве достигали 5,1%, а на загрязненной – 6,0% от С_{общ.}, а в посевах соответственно 5,3 и 5,6%. Это характеризует усиление деструкции углерода в серой лесной почве под влиянием загрязнения фторидами (6 ПДК).

На экосистемном уровне интерес представляет интегральная оценка экологической нагрузки, которая обусловлена прямыми и опосредованными связями между функционирующими компонентами агроэкосистемы в изменяющихся условиях среды. Как показано ранее [4, 5, 14], такая оценка возможна на основе количественных изменений потоков азота и углерода во внутрпочвенном цикле (минерализация < = > (ре)иммобилизация). Системный анализ, выполненный на основе показателей трансформации углерода в среднем за вегетацию, позволяет содержание С_{микро} рассматривать как поток, связанный с (ре)иммобилизацией (РИ), а эмиссию С-СО₂ с нетто-минерализацией (Н-М), которая в посевах рассчитывалась за вычетом корневого дыхания. Соотношение потоков (Н-М/РИ), связанных с микробиологической трансформацией углерода в почве, используется для интегральной оценки воздействия (нагрузки) на агроэкосистему.

Согласно результатам, в близком к норме 1997 г., на загрязненной фторидами почве сформированный за счет микробного дыхания поток Н-М углерода существенно преобладает над РИ, особенно в пару (2,4 раза), где поступление углерода в почву с растительными остатками отсутствовало. Во влажном 2008 г. на обеих почвах соотношение потоков (Н-М/РИ) оказалось примерно одинаковым и выше, чем в 1997 г., что связано с активностью почвенного микробного комплекса в условиях одновременного действия и загрязнения, и гидротермических факторов. То же происходило в 2009 г. Сравнительный анализ средних многолетних данных выявил, что

на незагрязненной почве в посевах и в пару, как и на почве D/F в посевах, соотношение потоков мало различалось и было примерно таким же, как в благоприятном 1997 г. Дисбаланс между потоками Н-М и РИ углерода наиболее значительным оказался на загрязненной почве, особенно в пару, что сопровождалось высоким поступлением СО₂ в атмосферу.

Изменения Н-М/РИ характеризует воздействие факторов среды на агроэкосистему в целом. В соответствие с ранее разработанной шкалой критериев [4, 5] на незагрязненной почве в 1997 г., как и в среднем за 13 лет мониторинга, агроэкосистемы функционировали в режиме стресса («допустимая» нагрузка). В неблагоприятные годы формировался режим резистентности, при котором нагрузка повышалась до «предельно допустимой», что характеризует реакцию (отклик) на изменение гидротермических факторов. Такая же нагрузка в отдельные годы и в среднем за мониторинг была на загрязненной почве в пару и в посевах, что связано с усилением эмиссии С-СО₂, т.е. с затратами на микробное дыхание.

Формирование баланса углерода демонстрирует табл. 3. По средним многолетним данным на загрязненной почве ЧПП яровой пшеницы и отчуждение углерода с урожаем выше, как и показатель МД, характеризующий эмиссию С-СО₂ за год. В пару МД достигало 208, против 171 г/м² на незагрязненной почве, что повышало дефицит в балансе углерода. На загрязненной почве в посевах он был менее дефицитным (-37 г/м²), хотя в отдельные годы его показатели отличались в зависимости от ЧПП. В 1997 г. на обеих почвах продуктивность пшеницы была ниже, чем в 2008 г., а снижение МД приводило к положительному балансу, как на почве А, так и D/F (соответственно +18 и +24 г/м²). Результаты 2009 г. также свидетельствуют о влиянии гидротермических факторов на продуктивность пшеницы и МД. На загрязненной почве, несмотря на повышение МД, баланс углерода оказался высоко положительным (+82 г/м²). Формирование его существенно зависело от продуктивности, которой соответствовала активность микробного комплекса, вероятно, в рамках субстратной зависимости.

Таблица 3. Баланс углерода в агроэкосистемах, г/м²

По- ч- ва	Вариант	ЧП	У	МД	Ба- ланс	ЧП	У	МД	Ба- ланс	ЧП	У	МД	Ба- ланс
		П				П				П			
А	пар пшеница	1997 г.				2008 г.				2009 г.			
				177	-177			137	-137			188	-188
		501	326	197	-22	414	269	127	+18	480	310	165	+5
D/F	пар пшеница	1997 г.				2008 г.				2009 г.			
					-325				-192				186
		534	348	273	-87	571	381	166	+24	736	488	166	+82

Расчет среднесуточных относительных показателей баланса углерода выявил, что на незагрязненной почве в пару дефицит достигал -3,1%, а на загрязненной фторидами -4,2%, тогда как в посевах баланс был положительным (соответственно +2,1 и +0,7% от $C_{\text{общ}}$). Следовательно, даже на загрязненной почве в посевах возможно формирование бездефицитного или положительного баланса углерода. В пару дефицит вдвое выше, причем его максимум выявлен на загрязненной почве (-4,4%).

Сравнивая показатели интегральной нагрузки на агроэкосистемы и формирование баланса углерода, убеждаемся, что интенсивность микробиологической трансформации углерода обусловлена множеством факторов. Например, в агроэкосистеме на незагрязненной почве во влажном 2008 г. низким показателям $C_{\text{микр}}$ (42 г/м²) и эмиссии С-СО₂ (99 г/м²) соответствовало меньшее поступление в почву углерода с растительными остатками (145 г/м²). Их повышение (190 г/м²) в загрязненной почве сопровождалось увеличением $C_{\text{микр}}$ (48 г/м²), положительный баланс углерода (+24 г/м²) зависел от ЧПП. На обеих почвах гидротермические факторы влияли на формирование режима функционирования агроэкосистем (резистентность); нагрузка повышалась («предельно допустимая»). Дисбаланс между показателями синтеза и деструкции углерода и затраты на МД дыхание (в расчете на единицу микробной биомассы) на загрязненной почве был выше. Можно полагать, в неблагоприятных условиях среды потребность почвенного микробного комплекса в субстрате повышается, что подтверждают и ранее полученные результаты, демонстрирующие усиление удельной дыхательной активности (С-СО₂/С_{микр.}, мг/г ч), вследствие затрат на адаптацию [14].

Выводы: результаты многолетних полевых экспериментов выявили, что под влиянием загрязнения почв фторидами содержание почвенной микробной биомассы ($C_{\text{микр}}$) мало изменяется, а эмиссия С-СО₂ повышается. Неблагоприятные гидротермические факторы усиливают негативный эффект. Интегральная оценка нагрузки на агроэкосистемы также демонстрирует преобладание деструкционных процессов (Н-М) под влиянием и загрязнения, и гидротермических факторов. Расчеты баланса углерода с использованием средних многолетних данных свидетельствуют, что на загрязненной фторидами почве дефицит выше, чем на незагрязненной, особенно в пару. Следовательно, для оценки вклада агроэкосистем в региональный бюджет углерода необходимы средние многолетние данные, получить которые можно только в длительном мониторинге. Многолетние комплексные исследования позволили впервые получить и обосновать репрезентативные данные, необходимые для корректного расчета вклада агроэкосистем в поступление С-СО₂ в атмосферу и бюджета углерода в лесостепи Байкальского региона.

Исследования выполнены в рамках проектов РФФИ 05-04-97206, 08-04-98042 и междисциплинарного интеграционного проекта СО РАН № 121.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ:

1. Кудеяров, В.Н. Почвенные источники углекислого газа на территории России // Кружоворот углерода на территории России. – М., 1999. – С. 165-201.
2. Помазкина, Л.В. Биогеохимический мониторинг и оценка режимов функционирования агроэкосистем на техногенно загрязняемых почвах / Л.В. Помазкина, Л.Г. Котова, Е.В. Лубнина. – Новосибирск: Наука. Сиб. изд. фирма РАН, 1999. – 208 с.
3. Помазкина, Л.В. Устойчивость агроэкосистем к техногенному загрязнению фторидами / Л.В. Помазкина, Л.Г. Котова, Е.В. Лубнина и др. – Иркутск: ИГ СО РАН, 2004. – 225 с.
4. Помазкина, Л.В. Новый интегральный подход к оценке режимов функционирования агроэкосистем и экологическому нормированию антропогенной нагрузки, включая техногенное загрязнение почв // Успехи современной биологии. – 2004. – Т. 124, № 1. – С. 66-76.
5. Помазкина, Л.В. Интегральная оценка функционирования и устойчивости агроэкосистем на загрязненных фторидами алюминиевого завода почвах Байкальской Сибири // Инженерная экология. – 2009. – № 6. – С. 27-42.
6. Агрохимические методы исследования почв. – М.: Наука, 1975. – 656 с.
7. Дмитриев, М.Т. Санитарно-химический анализ загрязняющих веществ в окружающей среде. Справочное издание / М.Т. Дмитриев, Н.И. Казнина, И.А. Пинигина. – М.: Химия, 1989. – 368 с.
8. Благодатский, С.А. Регидратационный метод определения микробной биомассы в почве / С.А. Благодатский, Е.В. Благодатская, А.Ю. Горбенко, Н.С. Паников // Почвоведение. – 1987. – № 4. – С. 64-71.
9. Шарков, И.Н. Метод оценки потребности в органических удобрениях для создания бездефицитного баланса углерода в почве пара // Агрохимия. – 1986. – № 2. – С. 109-118.
10. Левин, Ф.И. Количество растительных остатков в посевах полевых культур и его определение по урожаю основной продукции // Агрохимия. – 1977. – №8. – С. 36-42.
11. Ларионова, А.А. Баланс углерода в естественных и антропогенных экосистемах лесостепи / А.А. Ларионова, Л.Н. Розанова, И.В. Евдокимов, А.М. Ермолаев // Почвоведение. – 2002. – № 2. – С. 177-185.
12. Бирюкова, О.Н. Влияние сельскохозяйственного использования на гумусное состояние и некоторые свойства бурых псевдоподзолистых почв / О.Н. Бирюкова, Д.С. Орлов, Л.Ю. Рейнтам, Л.Н. Мефодьева // Агрохимия. – 1986. – № 2. – С. 71-76.
13. Агроклиматический справочник по Иркутской области. – Л.: Гидрометеиздат, 1962. – 160 с.
14. Помазкина, Л.В. Сравнительная оценка состояния агроэкосистем на разных типах почв Прибайкалья, загрязненных фторидами алюминиевого производства / Л.В. Помазкина, Л.Г. Котова, С.Ю. Зорина, А.В. Рыбакова // Почвоведение. – 2008. – №6. – С. 1-10.

**MONITORING OF CARBON TRANSFORMATION IN AGROECOSYSTEMS
OF BAIKAL REGION DEPENDING ON SOILS POLLUTION BY FLUORIDES
FROM ALUMINIUM PRODUCTION AND CLIMATIC FACTORS**

© 2010 L.V. Pomazkina, L.G. Sokolova, E.N. Zvyagintseva

Siberian Institute of Physiology and Biochemistry of Plants SB RAS, Irkutsk

Carbon transformation in agroecosystems on grey wood soils of Baikal region are studied depending on their technogenic pollution by fluorides and climatic factors. Monitoring (1992-2009) has revealed their influence on accumulation of carbon by edaphic microbial biomass and biomass of spring wheat, emission CO₂ in the atmosphere, and also on balance formation of carbon and regimes of agroecosystems functioning. Ratio between the parameters of activity of net-mineralization processes and carbon reimmobilization was used for integrated estimation of agroecosystem loading. Middle-many years representative data received for region for the first time, allow to correct calculation of the contribution of agroecosystems in emission CO₂ in the atmosphere and carbon budget.

Key words: *monitoring, agroecosystem, emission CO₂, balance and budget of carbon*

*Lyubov Pomazkina, Doctor of Biology, Professor, Chief
of the Agroecology Laboratory. E-mail: lvp@sifibr.irk.ru
Lada Sokolova, Candidate of Biology, Senior Research Fellow
Ekaterina Zvyagintseva, Leading Engineer*