

ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СРЕДООБРАЗУЮЩИХ ФУНКЦИЙ ЭКОСИСТЕМ*

© 2010 г. Г.А. Моткин

(Москва)

Предложены инструменты экономической оценки экосистемной продукции и услуг. Рассматривается возможность введения платного режима хозяйственного использования экосистем и формирования инструментария компенсационных выплат за их деградацию. Установлено, что экономически безопасное освоение экосистем имеет место тогда, когда хозяйственная выгода от их эксплуатации не превышает экономическую оценку их функциональной способности оказывать экосистемные услуги.

1. ВВЕДЕНИЕ

Россия до сих пор является обладателем крупнейших в мире естественных экосистем (около 11 млн км²), которые образуют динамичный комплекс сообществ растений, животных и микроорганизмов, а также неживой окружающей среды, взаимодействующих как единое функциональное целое (см. рекомендации (Материалы, 2006)). Экосистемы варьируют от относительно ненарушенных (природные леса) до частично или полностью используемых человеком (сельскохозяйственные угодья, городские районы). Из-за интенсивной эксплуатации экосистем их состояние в 16 российских регионах, занимающих около 15% площади страны, оценивается как неблагоприятное. Более 2% населенных пунктов относится к категории поселений с “чрезвычайно опасно загрязненными” экологическими системами, 10 – с “опасно загрязненными” и 7% – с “умеренно опасно загрязненными”.

Экосистемы обладают средообразующими функциями, которые поддерживают жизнь на Земле и обеспечивают экономическое развитие, предоставляя *экосистемную продукцию* и *экосистемные услуги*. К экосистемной продукции относится то, что произведено в существующих¹ экосистемах, например, в современной лесной экосистеме растут (пока) грибы и ягоды. Экосистемные услуги можно разделить на два вида: регулирующие, формирующие климат и воздействующие на качество воздуха и воды, состояние флоры и фауны, и поддерживающие, такие как почвообразование, фотосинтез, круговорот питательных веществ. Хотя спрос на экосистемные продукцию и услуги постоянно растет, способность экосистем производить эту продукцию и оказывать услуги ухудшается в результате их усиливающейся деградации. Стоимость экосистемной продукции не соответствует тому значению, которое она имеет для хозяйственной деятельности человека, а экосистемные услуги и вовсе не оцениваются, и потому в процессе принятия решений не учитывается наличие и состояние средообразующих функций экосистем. Так, например, в водохозяйственной практике предпочтение отдается инвестициям в строительство дамб для борьбы с наводнениями или в установку фильтрационных устройств на станциях водоподготовки, а не в улучшение способности связанных с водой экосистем смягчать последствия наводнений или очищать воду.

Экономическая оценка средообразующих функций экосистем должна опираться на оценку их устойчивости, которая проявляется в стабильности независимых от человека, но жизненно

* Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект 08-06-188а) и Программы фундаментальных исследований Президиума РАН “Биологическое разнообразие», раздел “Экономические механизмы сохранения и устойчивого использования биоразнообразия”.

¹ Экосистемами, функционировавшими раньше, тоже были произведены экосистемные продукты, например нефть. Но по нашей классификации состава природного капитала, в который входят природные ресурсы и экосистемные услуги, приобретающие стоимостную оценку в силу сложившихся вокруг них общественных экономических отношений, к экосистемным продуктам относится продукция существующих экосистем.

важных для него природных процессов – в стабильности регулирования климата, защиты от жесткого ультрафиолетового излучения, регулирования водостока, способности поглощения и нейтрализации вредных веществ природного и антропогенного происхождения, сезонного выхода недревесной продукции леса и т.п. Устойчивость средообразующих функций экосистем позволяет человеку постоянно обеспечивать свою экономическую деятельность экосистемной продукцией и экосистемными услугами. Обоснование необходимости сохранения устойчивости средообразующих функций экосистем находится в сфере действия общего для экономического анализа принципа сопоставления затрат и результатов. Однако сегодня в аналитических разработках затраты на сохранение устойчивости средообразующих функций экосистем рассматриваются как внешняя, экономически не оправданная нагрузка на народное хозяйство. Тем не менее анализ этих затрат представляет собой не только теоретический интерес. От структуры затрат и полученных результатов зависит то, какой экономический инструментарий управления природопользованием и охраной окружающей среды будет применяться в государственной экологической политике.

На макроэкономическом уровне оценка этих затрат – с выделением в них экологической составляющей – позволит изменить порядок и приоритет экономических показателей и формируемую на их основе систему национальных счетов².

На микроэкономическом уровне оценка средообразующих функций экосистем предполагает исчисление величины ущерба от их деградации и объема необходимых ресурсов для ее предотвращения.

Экономическая оценка средообразующих функций экосистем не столь важна сама по себе, сколь важно вводимое на ее основе их платное хозяйственное использование и, как следствие, возможность сформировать инструменты экологической ответственности за их деградацию.

2. ОЦЕНКА ЭКОСИСТЕМНОЙ ПРОДУКЦИИ

В последнее время предпринимаются попытки использовать для оценки средообразующих функций экосистем, обеспечивающих хозяйственную деятельность человека экосистемной продукцией, инструментарий определения стоимости эксплуатируемых биологических ресурсов. Действительно, биоресурсы, обладая большим разнообразием, прямо обуславливают устойчивость экосистемы³. Косвенно их разнообразие сохраняет стабильность средообразующих функций той экосистемы, элементом которой они являются. В силу этого экономическая оценка биоресурсов зависит от их количественной и качественной структуры, изменение которой происходит под воздействием естественных и антропогенных факторов, и способов их эксплуатации. Отразить эти изменения пока удастся только в случае загрязнения естественных экосистем. Говоря об экономической оценке биологических ресурсов, надо заметить, что часто она отождествляется с экономической оценкой биоразнообразия. Это обстоятельство искусственно запутывает и без того сложную проблему экономической оценки биологических ресурсов, отличительной особенностью которой является оценка биоресурса с точки зрения его роли в экономике. Скорее всего это отождествление происходит от того, что некоторые экономисты не замечают различия между разнообразием полезностей биологических ресурсов и специфическими экономическими функциями биоразнообразия. Мы разделяем мнение тех специалистов (например, (Тишков, 2005; Ширкова, Ширков, 2003)), которые говорят о наличии собственного предмета экономической оценки биоразнообразия, и, хотя они считают эту идею лишь рабочей гипотезой, полагаем, что только такой взгляд на проблему позволяет рассчитывать на создание научно обоснованного оценочного инструментария биоресурсов, адекватно отражающего оценку экосистемной продукции.

² Для отражения экологического фактора в национальных статистиках следует скорректировать систему национальных счетов, сделав их более “зелеными”. Эта корректировка не нарушает систему национального счетоводства, а дополняет ее взаимосвязями состояния окружающей среды и экономики страны. “Позеленевшие счета” смогут обеспечивать на сопоставимой базе проведение экономического анализа на разных временных уровнях с учетом экологического фактора в потоках продуктов и конечных результатах.

³ Устойчивость экосистем связана с количеством обитающих в них видов и длиной цепей питания: чем больше видов и цепей питания, тем устойчивее экосистема.

Рассмотрим теоретические возможности создания такого инструментария. Один из подходов к разработке инструментария экономической оценки биоресурсов предполагает использование в качестве базовых положений уровень мировых цен на тот или иной биоресурс. Ориентация на мировые цены определяет и экономическую целесообразность эксплуатации биоресурсов: если внутренние цены на добычу и поставку на мировой рынок биоресурса ниже мировых цен на этот вид ресурса, то его эксплуатация экономически оправдана. В случае когда издержки отражают реальные затраты, превышающие мировые цены, поставка биоресурса на экспорт становится невыгодной. Однако при отсутствии рынка биоресурсов преждевременно говорить об ориентации на мировые цены. Складывающиеся сегодня цены на биоресурсы не учитывают реальных социально-экономических и экологических последствий их вовлечения в хозяйственный оборот, и как результат – возникают заблуждения по поводу дефицита или избытка биоресурсов. Рыночная система в существующем ее виде (и не только в России) не способна эффективно распределять биоресурсы, адекватно отражая их денежную оценку. Трудности вовлечения биоресурсов в рыночный оборот объясняются не только отсутствием их реалистичной экономической оценки, но и общественным характером потребления биоресурсов, когда доступ к ним является открытым и бесплатным.

Применение еще одного инструментария, опирающегося на принципы затратной концепции, затруднено по двум причинам. Во-первых, объем биоресурсов неограничен, а, во-вторых, глубинное противоречие этого подхода, суть которого заключается в несовпадении стоимости ресурса, обладающего качественно худшими характеристиками, с ресурсом высококачественным, но требующего меньших затрат при вовлечении его в хозяйственный оборот, искажает оценку и биоресурсов.

Различные модификации затратного подхода для экономической оценки биоресурсов обладают тем же пороком – меньшие затраты на хозяйственное освоение качественного биоресурса приводят к низкой его экономической оценке. К таким модифицированным инструментам затратного подхода иногда относят оценку по затратам на воспроизводство или замещение биоресурса. В основе этого инструментария лежат затраты по замещению оцениваемого ресурса его заново воссозданным аналогом. Но помимо того что заменить можно далеко не всякий биоресурс, так и затраты на замещение могут превышать расходы на сохранение этого ресурса. И тогда экономическая оценка аналога становится выше замещаемого ресурса, а в такой ситуации уничтожение оригинала вполне оправдано.

Недостатки затратного подхода при попытке использовать его для экономической оценки биоресурсов обнаруживаются и в таких его разновидностях, как оценка ресурса по эксплуатационным расходам или результатам его эксплуатации. Отличаясь от затратного, инструментальный результативный подход оценивает биоресурсы по доходу, получаемому от их эксплуатации. Однако и этот подход порочен: при нем не принимаются во внимание затраты на освоение и обработку ресурса. Кроме того, для некоторых биоресурсов невозможно определить стоимость первичной продукции, а доход зависит от ряда трудно учитываемых факторов – способа хозяйствования, выбранной технологии, добросовестности персонала, реальной обстановки на рынке.

В основе предлагаемого ниже подхода к созданию инструментария экономической оценки средообразующих функций экосистем, обеспечивающих хозяйственную деятельность человека экосистемной продукцией, лежит анализ затрат и результатов вовлечения в хозяйственный оборот разных по формам и компонентам биоразнообразия ресурсов⁴. Биоразнообразие как главный элемент в формировании средообразующих функций экосистем обеспечивает устойчивость и экономическую продуктивность биоресурсов. Возрастающая потребность в биоресурсах порождает возможность образования дополнительного дохода у того, кто эксплуатирует эти ресурсы. Этот доход представляет собой биоресурсную ренту. Формально она определяется как разница между фактически сложившейся ценой биоресурса (или изготовленного на его основе продукта) и расходами на добычу биоресурса, создание продукта из него, продажу его на рынке, нормальной предпринимательской прибылью, а также природоохранными затратами, включающими издержки на восстановление или вовлечение в хозяйственный оборот новых или замещающих

⁴ О некоторых экономических проблемах использования биоресурсов и сохранения биоразнообразия можно узнать, например, из работы (Гусев и др., 2002).

биоресурсов. Однако, по существу, биоресурсная рента является частью предельной прибыли, получаемой в результате хозяйственного использования биоресурса с возможными наилучшими условиями его эксплуатации, не только лучшими по качеству и местоположению, но и по применяемым технологиям и привлекаемому человеческому капиталу.

Если годовой выход биоресурсной продукции W_i при возможных наилучших условиях эксплуатации биоресурса i , являющегося частью определенной экосистемы, представить величиной в натуральном выражении

$$W_i = W_i^* S_i / T_i, \quad i = 1, \dots, n, \quad (1)$$

где W_i^* – продуктивность эксплуатируемого в возможных наилучших условиях биоресурса i ; S_i – часть экосистемы, занятая биоресурсом i ; T_i – годы эксплуатации биоресурса i , то цена годового выхода биоресурсной продукции W , получаемой от всех эксплуатируемых при возможных наилучших условиях биоресурсов данной экосистемы, может быть выражена так:

$$W = \sum_{i=1}^n W_i C_i, \quad (2)$$

где C_i – фактически сложившаяся цена одной единицы объема биоресурса i .

Исходя из теоретического обоснования ренты как чистого дисконтированного дохода, рентную оценку биоресурсов R определенной экосистемы можно представить в виде:

$$R = \sum_{t=0}^T (W^t - Q^t)(1+E)^{-t}, \quad (3)$$

где Q^t – затраты на эксплуатацию в возможных наилучших условиях биоресурсов определенной экосистемы в год t , а также на их восстановление или вовлечение в хозяйственный оборот новых или замещающих их ресурсов; E – норма дисконта (оптимальной величиной признается ее совпадение со ставкой рефинансирования).

Тогда введение платежей Pay^t за использование средообразующих функций экосистемы, обеспечивающих хозяйственную деятельность человека экосистемной продукцией⁵, можно рассматривать как способ изъятия биоресурсной ренты:

$$R = \sum_{t=0}^T (W^t - Q^t - Pay^t)(1+E)^{-t} > 0. \quad (4)$$

3. ОЦЕНКА ЭКОСИСТЕМНЫХ УСЛУГ

Одно из важнейших свойств, присущее всем видам экосистемных услуг⁶, заключается в способности экосистем усваивать поступающие в них вредные вещества. Ассимиляция вредных веществ под воздействием физико-химических и биологических процессов может долго поддерживать благоприятные условия формирования экосистемных услуг, необходимых для сохранения окружающей среды и функционирования экономики. Однако следует иметь в виду, что живые существа, включая человека, могут быть при этом серьезно больны, а поглотительная способность экосистем все-таки не безгранична. Показателями, ограничивающими негативное воздействие на экосистемы, являются нормативы предельно допустимых концентраций вредных веществ в окружающей среде, величин их предельно допустимых выбросов и сбросов, а также нормированные величины других видов негативного воздействия (например, технические рег-

⁵ Платежи за использование средообразующих функций экосистемы, обеспечивающих хозяйственную деятельность человека экосистемной продукцией, не должны приводить к снижению объема природоохранных расходов и ограничивать или запрещать эксплуатацию биоресурсов. Ограничения могут быть введены по другим, не экономическим соображениям.

⁶ Для обозначения этой средообразующей функции экосистем в специальной литературе используются понятия “услуги экосистем” и “экосистемные услуги”. Автор придерживается второго определения, получившего распространение в работах по созданию экономического механизма сохранения биоразнообразия.

ламенты). Превышение этих нормативов приводит к уменьшению набора экосистемных услуг и в конечном счете – к разрушению средообразующих функций экосистем. Другими словами, чрезмерное негативное воздействие на окружающую среду создает дефицит услуг экосистем. Ликвидация этого дефицита требует расходов, объем которых зависит от способности экосистем сопротивляться антропогенному давлению. Поэтому услуги экосистем, поддерживающие хозяйственную деятельность человека, могут и должны получать экономическую оценку. Такая оценка позволит ввести платежи за их хозяйственное использование и сформировать инструменты экологической ответственности за их деградацию.

Исходя из этих соображений, можно сформулировать главное требование эксплуатации экосистем, при которой сохраняются их средообразующие функции, обеспечивающие экономическое развитие продукцией и услугами экосистем. Звучит оно так: *хозяйственная выгода от эксплуатации экосистем не должна превышать экономическую оценку их функциональной способности к оказанию экосистемных услуг*, а в оптимальном варианте – не должна быть получена с превышением нормативов предельно допустимых воздействий на окружающую среду. В противном случае разрушение или уничтожение экосистем приводит к образованию ущерба в экономике, величина которого может многократно перекрыть полученную выгоду от их хозяйственной эксплуатации.

Экономическая оценка экосистемных услуг, так же как и экосистемной продукции, опирается на исчисление затрат по сохранению устойчивости количественной и качественной структуры биоразнообразия. Однако в отличие от оценки эксплуатируемых биоресурсов, где природоохранные затраты включают издержки на восстановление или вовлечение в хозяйственный оборот новых или замещающих биоресурсов, экономическая оценка экосистемных услуг зависит только от издержек на восстановление способности экосистемы формировать эти услуги. Заменить другими или включить в хозяйственный оборот новые экосистемы невозможно. Издержки на восстановление средообразующих функций экосистем определяются величиной затрат на предотвращение разрушения экосистем, ликвидацию или компенсацию негативных последствий, если такое разрушение произошло, и затратами на их восстановление. Чтобы понять, как формируются эти затраты, необходимо, следуя логике природоохранительного законодательства (Об охране окружающей среды, 2002), согласиться с тем, что процесс разрушения средообразующих функций экосистем есть следствие деградации природного капитала, которая является результатом загрязнения окружающей среды и воздействия других негативных факторов. Тогда становится очевидной зависимость величины издержек на восстановление средообразующих функций экосистем от устойчивости количественной и качественной структуры биоразнообразия: чем выше эта устойчивость, тем меньший объем средств необходим для проведения восстановительных мероприятий.

Поэтому экосистемные услуги, отражающие состояние биоразнообразия, приобретают сегодня черты коллективного блага⁷, а так как их средообразующая составляющая безгранична и неэластична к спросу⁸, то потребление этого коллективного блага создает условия для возникновения дополнительного дохода у природопользователя. Такой доход, рассматриваемый в виде экосистемной природной ренты, появляется, когда оказание экосистемных услуг приобретает платный характер. Условия, в которых природопользователь получает лучшие по качеству эко-

⁷ Коллективному благу присущи такие качества, как неисключаемость и неконкурентность. Неисключаемость коллективного блага означает, что никто не может быть удален от потребления этого блага. Неконкурентность коллективного блага предполагает, что его потребление никак не ограничивает использование этого блага кем-то другим.

⁸ Строго говоря, средообразующая составляющая такого вида экосистемных услуг (например, поглотительная способность экосистем) не является абсолютно неэластичной к спросу. Она может быть несколько увеличена за счет расширения лесистости территорий, усиливающей способность лесной экосистемы поглощать вредные вещества. Однако возможности ее искусственного увеличения невелики и требуют значительного времени и средств. Это утверждение не позволяет признать правоту тех, кто связывает увеличение предложения ассимиляционного потенциала с предельными затратами на предотвращение, ликвидацию и компенсацию экономического ущерба. Поглотительная способность экосистем ограничена предельно допустимыми нормативами негативного воздействия на окружающую среду. В силу этого и предельный ущерб не дает представления о затратах общества, необходимых для увеличения предложения ассимиляционного потенциала. Более того, такая интерпретация ассимиляционного потенциала вводит в заблуждение общество, предполагая, что поглотительную способность экосистем можно увеличить с помощью дополнительных природоохранных затрат. Часто ее невозможно даже восстановить никакими средствами.

системные услуги, позволяют ему уменьшать издержки на восстановление средообразующих функций экосистем по сравнению с затратами, приходящимися на долю того, кто вынужден работать с нарушенными экосистемами. Разница между предельными издержками на восстановление средообразующих функций экосистем природопользователей, работающих с разными экосистемами, характеризует количественную оценку природной ренты экосистемы. При этом следует учитывать один важный момент. Экосистемная рента может возникать даже у тех природопользователей, которые осуществляют свою хозяйственную деятельность, получая худшие по качеству экосистемные услуги. Происходит это тогда, когда снижение издержек на восстановление средообразующих функций экосистем объясняется технологическими трудностями или экономической нецелесообразностью исключения любого негативного воздействия на экосистемы.

Теоретически экономическую оценку разных по качеству экосистемных услуг можно провести на основе метода контрольных районов (Типовая методика, 1987), который предполагает возможность элиминирования влияния на средообразующие функции экосистем всех факторов, кроме тех, что изменяют состояние количественной и качественной структуры биоразнообразия. В основу метода положена гипотеза, согласно которой средообразующие функции экосистем, формирующие экосистемные услуги, в исследуемом и контрольном районах зависят только от устойчивости количественной и качественной структуры биоразнообразия.

Из сказанного можно сделать вывод, что предоставление экосистемных услуг не должно быть бесплатным. На практике за пользование, например, ассимиляционным потенциалом экосистем установлена специальная плата в виде платежей за загрязнение окружающей среды, которая может рассматриваться как способ изъятия части природной ренты экосистемы. Правда, до настоящего времени нигде в мире не удалось внедрить реального механизма изъятия природной ренты экосистемы в масштабах, обеспечивающих перенос финансовой ответственности за последствия деградации природного капитала на ее непосредственных виновников. Трудности пигувианского налогообложения объясняются многими причинами – это и неопределенность информации о “внешних эффектах” (отрицательных экстерналиях) из-за нарушения средообразующих функций экосистем, и пробелы в природоохранительном законодательстве, и большие затраты на проведение оценочных работ.

Введение в 1991 г. в России платы за загрязнение окружающей среды также натолкнулось на серьезные препятствия. Совершенно невозможно оказалось быстро переориентировать народное хозяйство на принцип “загрязнитель платит”. Перенесение бремени полной финансовой ответственности за состояние окружающей среды на виновников его ухудшения привело бы к экономическому коллапсу, поскольку отрицательные экстерналии в окружающей среде часто перекрывают доходы источников загрязнения. И хотя в Инструктивно-методических указаниях по взиманию платы за загрязнение окружающей природной среды (2000 г.) говорится, что “плата за загрязнение представляет собой форму возмещения экономического ущерба от выбросов и сбросов загрязняющих веществ в окружающую природную среду, которая возмещает затраты на компенсацию воздействия выбросов и сбросов загрязняющих веществ” (там же, п. 2.2), ее величина слишком мала для компенсации ущерба и не может служить экономической мотивацией соблюдения предельно допустимых нормативов негативного воздействия на экосистемы. К тому же платежи за загрязнение окружающей среды являются фиксированными, административно утвержденными ставками платы. Они не отражают реальных последствий негативного воздействия на экосистемы. Но, указывая на несовершенство платежей, не стоит забывать, что оказание других видов экосистемных услуг и вовсе происходит бесплатно.

В силу этих причин тяжесть угнетения средообразующих функций экосистем должна быть компенсирована иными способами. Единственным доступным на сегодня компенсационным механизмом является страхование риска нарушения средообразующих функций экосистем – экологическое (экосистемное) страхование. Инструментарий страхования опирается на экономически мотивированное поведение страховщиков и страхователей. Страхователь видит в этой процедуре возможность перенести финансовую ответственность за последствия деградации природного капитала на страховщика, который, в свою очередь, заботясь об обеспечении финансовой устойчивости страховых операций, заинтересован в снижении вероятности аварийного негативного воздействия на экосистемы и сокращении убытков у реципиентов.

С экономической точки зрения главным вопросом в организации экосистемного страхования является вопрос о величине и источнике страховых взносов. Реальным источником страховых взносов может быть та часть экосистемной ренты (ее платит природопользователь), которая не изымается вместе с платежами за загрязнение окружающей среды, а остается у него в виде дополнительного дохода, измеряемого затратами, не осуществленными для предотвращения отрицательных экстерналий нарушения средообразующих функций экосистем. Величина же страховых взносов определяется экологической опасностью природопользователя. Таким образом, рентный источник страховых взносов позволяет решить одну из сложнейших проблем экосистемного страхования – обоснование их уплаты из доходов природопользователей, а сам процесс страхования обеспечивает перераспределение ответственности за нарушение средообразующих функций экосистем при пользовании коллективным благом – экосистемными услугами.

В результате многолетней экспериментальной отработки инструментария экосистемного страхования на территории Московской области и Республики Башкортостан были рассчитаны тарифные ставки страховых взносов по страхованию риска нарушения средообразующих функций экосистем этих регионов⁹. В основе расчета тарифных ставок лежит дифференциация природопользователей разных отраслей экономики по величине негативного воздействия на экосистемы, а внутри отрасли – по однородным группам объектов с индикаторами экологической опасности: ВУО – высокий уровень опасности, СУО – средний, НУО – низкий. Негативное воздействие на экосистемы описывается различными сценариями, учитывающими его аварийный или систематический характер. Фрагмент оценочных параметров расчета тарифных ставок страховых взносов по страхованию риска нарушения средообразующих функций экосистем приводится в таблице.

Фрагмент оценочных параметров расчета тарифных ставок страховых взносов по страхованию риска нарушения средообразующих функций экосистем Московской области

Тарифная ставка ¹⁰ страховых взносов по отраслям экономики, руб.	Аварийный экологический риск			Систематический экологический риск		
	ВУО	СУО	НУО	ВУО	СУО	НУО
Химическая промышленность						
Негативное воздействие на средообразующие функции экосистем при размещении отходов:						
I класса опасности (чрезвычайно опасные)	9.25	7.40	6.20	9.70	6.30	5.45
II класса опасности (высокоопасные)	8.40	4.35	3.40	7.90	3.25	2.80
III класса опасности (умеренно опасные)	5.35	3.00	2.20	6.10	1.90	1.20
IV класса опасности (малоопасные)	2.10	1.15	0.65	2.00	1.00	0.25
Негативное воздействие на средообразующие функции экосистем:						
химических соединений с ПДК _{с.с} от 0.08 до 0.7 мг/м ³ (аммофос, арилокс, бутилацетат, гексилацетат карбомид, мочевины, диэтиловый эфир, магний хлорат, углерод четыреххлористый, этил хлористый, этилацетат)	9.80	7.20	6.00	9.80	6.25	3.20
химических соединений с ПДК _{с.с} ≥ 0.8 мг/м ³ (бутилен, бензин, гексан, циклогексан, скипидар, пентан)	8.75	6.50	5.45	8.75	5.40	2.00
химических соединений с ПДК _{рх} от 5.0 до 40.0 г/м ³ (нитраты, карбомидная смола, лак битумный, кальций фосфорнокислый, метилхлорид, таннины)	4.35	2.00	1.10	4.10	1.90	0.95

⁹ Подробно вычислительные процедуры описаны в (Развитие, 2002; Труды конференции, 2005, 2007; Экологическое страхование, 1999).

¹⁰ Тарифные ставки рассчитаны в масштабе цен 2007 г.

Окончание таблицы

Тарифная ставка ¹⁰ страховых взносов по отраслям экономики, руб.	Аварийный экологический риск			Систематический экологический риск		
	ВУО	СУО	НУО	ВУО	СУО	НУО
Пищевая промышленность						
Негативное воздействие на средообразующие функции экосистем при размещении отходов:						
III класса опасности (умеренно опасные)	8.40	4.35	3.40	7.90	3.25	2.80
IV класса опасности (малоопасные)	2.10	1.15	0.65	2.00	1.00	0.25
Негативное воздействие на средообразующие функции экосистем:						
химических соединений с ПДК _{рх} > 40.0 г/м ³ (сульфаты, хлориды, соли жесткости (Ca ⁺ , Mg ⁺ , K ⁺ , Na ⁺), мочевины)	3.65	2.80	1.70	3.15	1.60	0.20
взвешенных веществ	4.00	3.10	2.20	4.10	2.90	1.00

Заблуждения по поводу того, что затраты на сохранение устойчивости средообразующих функций экосистем являются дополнительной нагрузкой на народное хозяйство, развеиваются, как только мы даем возможность тем, кто вынужден нейтрализовать экстерналии, и тем, кто является причиной их возникновения, договориться об условиях взаимодействия (Коуз, 1993) в рамках института экологического (экосистемного) страхования, которое трансформирует плату за негативное воздействие в страховые взносы по страхованию риска нарушения средообразующих функций экосистем. Безусловно, это не может произойти без государственного вмешательства. А необходимость государственного вмешательства в процесс нейтрализации экстерналий с помощью экологического страхования объясняется двумя обстоятельствами. Во-первых, отсутствием в бюджетах всех уровней финансовых ресурсов на предотвращение и ликвидацию последствий деградации природного капитала и, во-вторых, конституционной ответственностью власти перед населением за сохранение благоприятной окружающей среды.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Гусев А.А., Моткин Г.А., Рюмина Е.В., Тишков А.А., Мартынов А.С. (2002): Новые финансовые механизмы сохранения биоразнообразия. М.: ИПР РАН.
- Инструктивно-методические указания (2000): Инструктивно-методические указания по взиманию платы за загрязнение окружающей природной среды. Утв. Минприроды РФ от 26.01.1993, ред. от 15.02.2000. Зарегистрировано в Минюсте РФ 24.03.1993 № 190.
- Коуз Р. (1993): Фирма, рынок и право. М.: Дело ЛТД.
- Материалы (2006): Материалы Экономического и Социального совета ЕЭК ООН (ECE/MP.WAT/WG.1/2006). 3, 6 June.
- Об охране окружающей среды (2002): Об охране окружающей среды. Федеральный закон от 10.01.2002 № 7-ФЗ.
- Развитие (2002): Развитие экологического страхования в Республике Башкортостан. М.; Уфа: ПС «Граница».
- Типовая методика (1987): Типовая методика определения экономической эффективности и экономического стимулирования природоохранных мероприятий и экономической оценки ущерба от загрязнения окружающей среды (проект). М.: УОП ИЛА АН СССР.
- Тишков А.А. (2005): Биосферные функции природных экосистем. М.: Наука.
- Труды конференции (2005): Труды VI Всероссийской конференции «Теория и практика экологического страхования». М.: ИПР РАН.

Труды конференции (2007): Труды VII Всероссийской конференции “Теория и практика экологического страхования”. М.: ИПР РАН.

Ширкова Е.Э., Ширков Э.И. (2003): Необходимость информационных технологий в изучении, сохранении и использовании биологического разнообразия. В сб.: “*Сохранение биоразнообразия Камчатки и прилегающих морей: Материалы IV научной конференции*”. Петропавловск-Камчатский: Изд-во КамчатНИРО.

Экологическое страхование (1999): Экологическое страхование в Ленинградской области: Сборник юридических и нормативно-экономических документов (проекты). М.: Ось-89.

Поступила в редакцию
31.03.2009 г.

Economic Evaluation of the Environment-Creating Functions of Ecosystems

G.A. Motkin

The work analyzes the necessity and suggests economic evaluation instruments for ecosystem-targeted products and services. The author considers the possibility of introducing payments for the use of ecosystems and creating the instruments for enabling compensatory payments for their degradation. It is determined that ecologically safe usage of ecosystems becomes possible when the material gain from their use does not exceed the financial evaluation of their functional ability to provide ecosystem services.