Номер 5 **Сентябрь - Октябрь 1998**

ISSN 0367-0597

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

ЭКОЛОГИЯ

Главный редактор
В.Н. Большаков

МАИК "НАУКА" "НАУКА"

ЭКОЛОГИЯ, 1998, № 5, с. 339–348

УДК 551.510.42

НОВЫЙ ПОДХОД К ОЦЕНКЕ СТОИМОСТИ БИОТИЧЕСКИХ КОМПОНЕНТОВ ЭКОСИСТЕМ

© 1998 г. **В. Н. Большаков, Н. С. Корытин, Ф. В. Кряжимский, В. М. Шишмарев**

Институт экологии растений и животных УрО РАН

620144 Екатеринбург, ул. 8 марта, 202

Поступила в редакцию 28.04.98 г.

Изложен новый подход к оценке стоимости биотических компонентов экосистем, учитывающий их энергетическую значимость. Рассмотрена новая методология расчета ущербов экосистемам при хозяйственной деятельности человека, основанная на оценке стоимости энергии, необходимой для поддержания экосистем в стационарном состоянии.

В современном мире экспансия человека достигла такой степени, что дальнейший рост нагрузки на экосистемы уже не возможен без серьезных демографических, социальных и экономических последствий для общества и опасности разрушения экосистем (Медоуз и др., 1994). Являясь продуктом биологической эволюции, человек может существовать лишь в узких пределах средовых характеристик, обеспечивающихся функционированием всего биосферного комплекса. Именно живые системы ответственны за сохранение таких жизненно важных для человечества параметров, как постоянный газовый состав атмосферы, температурные характеристики в планетарном масштабе, уровень мирового океана и т.п. (Горшков, 1988; Горшков, Кондратьев, 1990; Lovelock, 1979).

В связи с этим чрезвычайно актуальным становится вопрос о разработке систем оценки стоимости собственно всего биоценоза как элементарной единицы биосферы (в том числе и части составляющих его хозяйственно-значимых компонентов – возобновляемых ресурсов), которые ориентируются не на возможность их реализации на рынке с учетом себестоимости эксплуатации и возможной прибыли, а исходят из *компенсационного принципа*. Иными словами, такие оценки должны отвечать на вопрос: какие затраты должно будет понести общество для того, чтобы восполнить потери в регуляторной функции биосферы, связанные с деградацией экосистем, обусловленной его деятельностью.

Существующие методики расчета стоимости территории и ущерба не позволяют подобным образом подойти к оценке стоимости. Более того, наш опыт разработки оценок воздействия на окружающую среду свидетельствует о том, что рассчитанные по этим методикам ущербы возобновимым ресурсам по своим размерам абсолютно не сопоставимы с прибылью, которую можно получить при разработке, например, нефтяных или газовых месторождений.

В работах экономистов при оценке возобновимых ресурсов используется так называемый ресурсный подход. Это означает, что живые компоненты экосистем получают стоимостную оценку только в том случае, если они на практике каким-то образом вовлечены в процесс общественного производства, являются в данный момент необходимыми для повседневной жизни общества (Эккель, 1985).

Основные принципы, использовавшиеся при разработке методик определения ущерба окружающей среде (реального или потенциального), возникающего при строительстве и эксплуатации промышленных объектов, основываются, как правило, на следующих положениях:

– необходимость компенсации затрат на воспроизводство нарушенных или уничтоженных природных ресурсов;

– потребности экономики и предотвращения возможных потерь природных ресурсов, вызванных деятельностью промышленных предприятий (средозащитная деятельность);

– необходимость выравнивания экономических условий и последствий деятельности хозяйственных субъектов, компенсация экономических потерь (упущенных выгод).

Наименее разработанными при оценке ущербов, наносимых разным видам ресурсов, следует считать как теоретические, так и методические вопросы определения ущербов лесным и другим возобновимым ресурсам (охотничье-промысловые, ресурсы побочного пользования лесом и др.). Например, попенная плата в настоящее время не зависит от затрат на воспроизводство, подготовку и вовлечение в оборот лесных ресурсов. Реальные затраты и ассигнования на лесовосстановительные, лесохозяйственные мероприятия в различ-

ных лесорастительных и лесоэксплуатационных условиях значительно (в десятки раз) отличаются друг от друга.

Собственно схема расчета благодаря использованию различных подходов также может различаться. В ряде отраслей могут возникать дополнительные трудности. Так, охотничье хозяйство фактически владело только собственно объектами охоты и не владело охотничьими угодьями. Леса относились (фактически и сейчас картина осталась прежней) к ведению лесного хозяйства, являясь одновременно охотничьими угодьями, сельскохозяйственные угодья – к ведению сельского хозяйства. Такая ситуация порождала методики расчета ущербов только охотничьим животным или охотничьим животным вкупе с охотничьими угодьями.

При использовании ресурсного подхода к оценке стоимости возникают две основные проблемы. Первая – проблема цены ресурса. В советское время не было выработано единого подхода к проблеме ценообразования (Эккель, 1985), что приводило к многовариантности оценок ущербов. Так, в разных методиках оценок ущербов животному миру предлагалось использовать: а) закупочные цены на продукцию диких животных ("Методика ЦНИЛ Главохоты"); б) оптовые цены по прейскуранту 46-01 ("Методика определения стоимости...", 1986); в) оптовые цены на живых животных по прейскуранту 70-82-01 (Равкин, 1989; Шиляева, 1989) и даже г) исковые цены по приказу Главохоты РСФСР № 1 от 4.01.88 (Равкин, 1989; Шиляева, 1989). В настоящее время эта проблема усложняется появлением в явном виде такого фактора, как инфляция.

Вторая проблема состоит в том, что при ресурсном подходе к оценке при расчете ущерба исключается огромный класс объектов, не имеющих в настоящее время потребительской стоимости.

Абсурдность подобного рассмотрения заключается в основном в том, что человек при таком подходе к расчету ущербов *окружающей природной среде* фактически рассчитывает ущерб, наносимый одним видом хозяйственной *человеческой деятельности* (например, при освоении нефтяных или газовых месторождений) *другому виду хозяйственной человеческой деятельности* (например, лесному, охотничьему, рыбному хозяйствам), но никак не природной среде.

По большому счету обществу необходимо перестроить систему ценностей, включив туда выраженную в денежном эквиваленте стоимость природы. По словам Ф. Сен-Марка (1977), "ввести в нашу экономику понятие ценности природы, прежде считавшейся ничтожной, – значит революционизировать ее и вызвать столь же глубокое изменение, какое вызвало появление машин в XIX веке" (цит. по: Эккель, 1985).

Энергетический аспект взаимоотношений человеческой цивилизации и окружающей среды рассматривался и ранее (Подолинский, 1880, цит. по Эккель, 1985; Попсуев, Тиличенко, 1972; Одум, Одум, 1978; Арбатов, Ретеюм, 1979). Ю.С. Равкин (1989) предлагал использовать подобный подход именно для расчета ущербов, наносимых биотическим компонентам экосистем, не имеющим хозяйственной ценности. Разрабатываемый нами подход к оценке стоимости окружающей среды (Корытин и др., 1995; Кряжимский и др., 1996) отличается тем, что оценивается стоимость всех ключевых видов, составляющих экосистему. Это позволяет более или менее корректно сопоставить работу по поддержанию постоянства окружающей среды, осуществляемую живыми компонентами экосистем, с человеческой деятельностью.

Человек и его хозяйственная деятельность в большинстве своих проявлений находятся в противоречии с законами развития окружающей природной среды. Развитие цивилизации приводит в основном к нарушению нормального функционирования биосферы, глобальным и локальным необратимым изменениям состояния окружающей природной среды. При этом человек пилит сук, на котором сидит, поскольку возникающие нарушения в функционировании природных систем рано или поздно приведут к таким последствиям во всей биосфере в целом, что может возникнуть угроза существования человеческой цивилизации вообще. Поэтому любая хозяйственная или иная деятельность, наносящая или способствующая возникновению неблагоприятных последствий для экосистем, должна оцениваться в неких единых и весьма общих показателях, чтобы можно было оценить, чего же больше получит общество от данной хозяйственной деятельности – вреда или пользы.

Настоящая методика дает основу для оценки последствий антропогенных воздействий на экосистемы и позволяет в неких сопоставимых единицах (ими могут быть единицы мощности либо деньги) оценить средообразующую функцию биосферы. Хотя этот подход пока не позволяет оценить все негативные проявления человеческой деятельности, тем не менее мы считаем крайне насущным начать его использование в практике хозяйственной деятельности как можно скорее. Методика не исключает возможности расчета ущерба от деятельности одной отрасли хозяйственной деятельности другой.

Однако следуя нашей идеологии, необходимо разделять ущерб, наносимый биосфере, и ущерб, наносимый отраслям хозяйства, эксплуатирующим возобновимые природные ресурсы, при строительстве и эксплуатации промышленных объектов в других отраслях.

Нужно заметить, что она не претендует на исчерпывающую оценку: это лишь одно из самых первых приближений. Если всерьез рассматривать проблему сосуществования человечества и других компонентов биосферы, то начинать надо безотлагательно, основываясь на том, что экологическая наука (которая стоит еще в начале своего пути) может предложить уже сегодня.

ОПИСАНИЕ ПОДХОДА И ИСПОЛЬЗОВАННЫХ МЕТОДИЧЕСКИХ ПРИЕМОВ ПРИ РАСЧЕТЕ ОЦЕНКИ СТОИМОСТИ БИОТИЧЕСКИХ КОМПОНЕНТОВ ЭКОСИСТЕМ

Одним из наиболее фундаментальных свойств живых систем является необходимость постоянного совершения работы, направленной на сохранение их упорядоченного состояния. Источником энергии для совершения этой работы в конечном счете служит лучистая энергия Солнца. Таким образом, все живые системы (от клетки до биосферы в целом) обладают определенной мощностью, которая в общем зависит от того, какое количество солнечной энергии необходимо затратить в единицу времени для поддержания их состояния и предотвращения "скатывания" к термодинамическому равновесию (тепловому хаосу).

Очевидно, измерение этой мощности может служить одной из отправных точек для оценки стоимости живых систем – оценки, основанной, с одной стороны, на фундаментальных естественнонаучных законах (первом и втором началах термодинамики) и, с другой стороны, на экологически обоснованной концепции биосферной функции человека. Выражение стоимости в единицах мощности легко перевести в эквивалент затрат на получение такого же количества энергии от Солнца техническими средствами (см. выше). Заметим, что пересчет в эквивалент углеводородного топлива экологически не оправдан, так как образованию последнего предшествовал сложный комплекс биосферной трансформации энергии, уловленной живыми системами в процессе фотосинтеза. Принимая во внимание то, что на поддержание единицы гетеротрофной системы расходуется значительно больше энергии, чем на поддержание автотрофной системы: с повышением трофического уровня "качество" энергии возрастает (Одум, 1986), ясно, что использование единиц условного углеводородного топлива для экономической оценки стоимости биологических ресурсов сильно занижает их "действительную" (с биосферной точки зрения) стоимость.

Для иллюстрации возможности использования мощности в качестве первого приближения к реальной эколого-экономической оценке биологических ресурсов рассмотрим схему потоков энергии через стабильную (как общая биомасса, так и биомасса отдельных компонентов остаются относительно постоянными в течение длительного периода времени) экологическую систему, представленную четырьмя трофическими уровнями (см. рисунок). Каждый трофический уровень представлен совокупностью популяций различных видов. Эти популяции играют разную роль в общем круговороте вещества и энергии: часть из них (обычно доминирующие и достаточно многочисленные) имеет определяющее значение, образуя биоценотическое ядро, другие виды (виды-сателлиты) ответственны за тонкую специфику данной экосистемы (Шварц, 1971). Из рисунка видно, что любая экологическая система является открытой, т.е. обменивается с внешней средой потоками энергии (и вещества). При этом стационарное состояние экосистемы одновременно оказывается динамическим – расход свободной энергии при протекании необратимых процессов компенсируется ее притоком от Солнца.

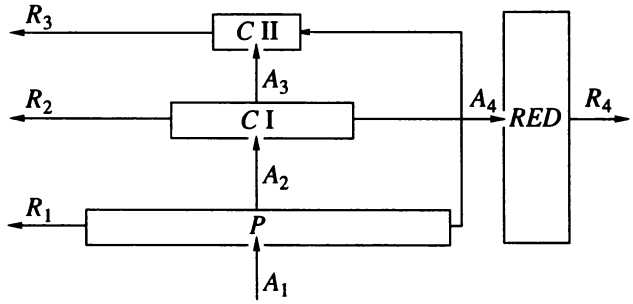

Схема потоков энергии через четырехуровневую экосистему: P – продуценты, CI – консументы первого порядка, CII – консументы второго порядка, RED – редуценты, A_k и R_k – входящие и исходящие потоки энергии для k-го трофического уровня соответственно.

На рисунке символами A_k обозначены входящие, а символами R_k – исходящие потоки энергии. Размеры прямоугольников отражают различия в биомассе видов, принадлежащих к тому или иному трофическому уровню. Условие стационарности согласно первому началу термодинамики (закону сохранения энергии) соблюдается, если

$$A_1 = \sum_{k=1}^{n} R_k. \qquad (1)$$

Поскольку R_k – затраты энергии на поддержание состояния в единицу времени (т.е. мощность), то интегральную оценку экосистемы можно получить путем сложения мощностей основных ее компонентов – их сумма является оценкой того количества солнечной энергии, которая потребляется системой в единицу времени.

Конечно, безоговорочное принятие условия стационарности является весьма грубым приближением к реальности, однако на современном этапе это приближение отвечает требованию упрощенности и доступности методов эколого-экономической оценки и в целом соответствует тому объему знаний, который уже сейчас можно использовать в практических целях. Во всяком случае такая оценка более обоснована с научной точки зрения, чем большая часть существующих методик, обсуждавшихся ранее. При этом остается обширное поле для развития обсуждаемого подхода, главное направление которого вырисовывается достаточно отчетливо – это учет процессов развития (прежде всего, сукцессионных процессов).

Рассмотрим теперь возможные подходы к оценке мощности отдельных компонентов экосистем, основанные на описанной выше идейной основе. Эти подходы имеют разную степень сложности и требуют разного объема информации об оцениваемых экосистемах. Проведя сравнительный анализ этих подходов, мы в дальнейшем рекомендуем один из них как базовый, исходя из практических соображений о доступности той или иной информации на современном этапе. При этом другие, более сложные подходы не перечеркиваются – они, возможно, будут давать более точные оценки, когда их реально можно будет применить на практике.

Одним из экологически обоснованных подходов является получение интегральных (системных) оценок, основанных на уравнении (1), где в стоимость компонентов, принадлежащих к высшим звеньям пищевых цепей, входит стоимость поддержания всех нижележащих компонентов:

$$C_k = Q_k\Xi_k + R_k + \left[\sum_{i=1}^{n} -(Q_i\Xi_i + R_i)D_i - \sum_{j=k+1}^{n} (Q_j\Xi_j + R_j)D_j\right] / D_k, \quad (2)$$

где C_k – цена особи (или единицы биомассы) k-го компонента, Q_k – энергетическое содержание особи (или единицы биомассы), Ξ_k – скорость оборота, R_k – мощность существования, D_k – плотность населения k-го компонента пищевой сети, n – общее число компонентов пищевой сети. Оценку (2) получить весьма трудно, поскольку нужно знать структуру и количественные характеристики всех (или, по крайней мере, основных) компонентов экосистемы. Для оценки стоимости любого ресурса необходимо построение графов, отражающих структуру трофических цепей (сетей), характерных для данной экосистемы, и характерные плотности всех компонентов экосистемы. После этого стоимость ресурсов, относящихся к верхним трофическим уровням, будет определяться по "принципу матрешки" из стоимостей нижних уровней.

Оценка (2) требует практически исчерпывающих знаний о составе экосистемы и плотностях составляющих ее видов животных и растений (или, по крайней мере, об ее биоценотическом ядре). При этом оценка любого компонента включает в себя оценку стоимости всех других компонентов экосистемы. Такой подход экологически наиболее оправдан, поскольку в определенной степени учитывает не только прямые (поедание), но и косвенные взаимодействия, сложившиеся в экосистемах, однако в настоящее время его практическое применение затруднено, поскольку для получения такого рода оценок требуется очень тщательное предварительное изучение каждой конкретной экосистемы. Однако в ряде случаев получение оценок типа (2) возможно; мы рекомендуем применять ее (в упрощенном варианте, как будет указано далее) для определения стоимости редких и охраняемых видов-сателлитов, которые не могут существовать вне вполне определенных типов экосистем.

С чисто энергетической точки зрения оценка стоимости k-го объекта может также иметь следующий вид:

$$C_k = Q_k\Xi_k + R_k\left(1 + \sum_{i=1}^{m} p_{ik}\frac{C_i - Q_i}{M_{ik}Q_i}\right), \quad (3)$$

где p_{ik} – доля i-го объекта в питании k-го объекта, M_{ik} – коэффициент утилизации энергии k-м объектом при питании i-м объектом, m – общее количество основных объектов питания k-го вида. Оценка (3) подразумевает следующее условие:

$$\sum_{i=1}^{n} p_{ik} = 1. \quad (4)$$

В этом случае для определения энергетической стоимости (в расчете на особь или единицу биомассы) не нужно знать плотности каждого объекта, входящего в пищевую сеть, – здесь учитываются только энергетические (пищевые) потребности каждого из объектов. Такая более упрощенная по сравнению с (2) оценка тем не менее требует построения схем пищевых сетей и знаний рационов каждого из видов-гетеротрофов. Поэтому с практической точки зрения и с учетом современного состояния изученности большинства экосистем ее следует еще более упростить. Максимально упрощенная оценка энер-

гетической стоимости биологических объектов будет иметь вид:

$$C_k = Q_k \Xi_k + R_k / \prod_{j=1}^{k} p_j, \qquad (5)$$

где $C_{k(1)}$ – стоимость k-го вида (кВт/г или кДж/г в год), Q_k – энергетическое содержание тканей (кДж), Ξ_k – время оборота энергии тканей (биомассы), R_k – интенсивность дыхания поддержания (кВт/г или кДж/г в год), p_j – коэффициент усвоения энергии при переходе с трофического уровня j–1 на уровень j.

Исходным материалом для оценки стоимости (5) должен служить список видов (объектов), компонующих данную экосистему (на определенном уровне огрубления) с приписанными им значениями Q_k (энергетическое содержание тканей одной особи или единицы биомассы), Ξ_k (скорость оборота биомассы), R_k (энергия самоподдержания) и p_k (коэффициент, отвечающий трофическому уровню данного вида).

При применении оценок (2) и (3) необходимо иметь квадратную матрицу размера $n \times n$ (где n – число объектов данной экосистемы), содержащую коэффициенты перехода $\lambda_{ik} = p_{ik}/M_{ik}$, описывающие трофическую структуру данной экосистемы. Для получения оценок (2) и (3) нужно знать также характеристики плодовитости объектов – например, при определении "стоимости" зерноядных животных необходима экстраполяция с количества семян на общую энергию поддержания растительности.

Оценки (3) и (5) отражают лишь снижение коэффициента полезного действия энергии при переходе с одного трофического уровня на другой; они являются заведомо заниженными применительно к отдельным особям и популяциям, однако после суммирования (при получении оценки стоимости единицы территории, занятой определенной экосистемой) они дают результаты, которые близки к интегральной оценке, полученной по способу (5). Кроме того, предварительные расчеты показали, что оценки (3) и (5) близки между собой в пределах допустимой грубости. При этом оценка (5) значительно проще для расчетов и требует меньшей информации – фактически нужно лишь определить трофический уровень и коэффициенты усвоения энергии.

Поэтому на первом этапе мы рекомендуем применять оценку (5). Однако данный метод не учитывает специфическую роль редких видов. Для них можно рекомендовать упрощенный метод, основанный на подходе (2). При оценке стоимости таких видов следует производить коррекцию на стоимость всех нижележащих трофических уровней:

$$C_{k(p)} = Q_{k(p)} \Xi_{k(p)} + R_{k(p)} + \left[\sum_{i=1}^{n} C_i - \sum_{j=k+1}^{n} C_j \right] / D_{k(p)}, \qquad (6)$$

где $C_{k(p)}$, $Q_{k(p)}$, $\Xi_{k(p)}$, $R_{k(p)}$ и $D_{k(p)}$ – соответственно стоимость особи, энергетическое содержание, скорость оборота, мощность поддержания и характерная плотность редкого вида в расчете на особь или единицу биомассы, n – общее число трофических уровней в пищевой цепи, к которой принадлежит редкий вид, а C_i – оценки стоимости других компонентов этой цепи, полученные по методу (5).

РАСЧЕТЫ ПАРАМЕТРОВ УРАВНЕНИЯ (5)

1. *Энергетическое содержание тканей* (Q_k). В литературе накоплен большой массив данных по теплоемкости (энергетическому содержанию) различных тканей, полученных путем прямого калориметрирования (табл. 1). Эти данные могут быть использованы при оценке энергетической стоимости биологических объектов. При расчетах энергетической стоимости особи оценка Q_k получается в результате перемножения теплоемкости единицы массы тканей на общую массу особи:

$$Q_k = q_k W_k, \qquad (7)$$

где q_k – теплоемкость, а W_k – масса тела особи. В соответствии с требованиями стандартизации измерение теплоемкости следует проводить в Дж или кДж.

2. *Скорость оборота* (Ξ_k). Эта величина измеряется в величинах, обратных времени. Для того чтобы мощность выразить в Вт или кВт, величина Ξ_k должна выражаться в $с^{-1}$. Скорость оборота обратно пропорциональна среднему времени генерации, которую грубо можно считать равной примерно одной трети максимальной продолжительности жизни. Заметим, что в разных экосистемах популяции одного и того же вида могут иметь различное среднее время генерации и, соответственно, различную скорость оборота. В отсутствие сведений о продолжительности жизни для теплокровных животных величину Ξ_k можно в первом приближении рассчитать, исходя из массы тела (крупные животные живут дольше, чем мелкие).

Так, для млекопитающих продолжительность жизни (в неволе) рассчитывается по уравнению

$$L_k = 366 \times 10^6 W^{0.2}, \qquad (8)$$

Таблица 1. Энергетическое содержание тканей

Биологические объекты	Удельная теплоемкость сухой массы, кДж/г	Источник
Наземные растения (целиком)	18.9	Одум, 1986
Только семена	21.84	Одум, 1986
Водоросли	20.58	Одум, 1986
Беспозвоночные (кроме насекомых)	21.00	Одум, 1986
Черви	22.11	Prus, 1970
Ракообразные	17.80	Полищук и др., 1978; Wallwork, 1975
Моллюски	20.28	Ashkenazie, Safriel, 1979; Ольшванг, 1980
Насекомые	22.68	Второв, 1963, 1967
Рыбы	22.15	Дольник и др., 1982
Амфибии	17.17	То же
Рептилии	19.68	»
Птицы	23.32	»
Яйца птенцовых	21.73	»
Яйца выводковых	25.75	»
Млекопитающие	20.43	»

Таблица 2. Параметры аллометрического уравнения зависимости основного обмена (кДж/сут) от массы тела (г) для наземных позвоночных

Группа	*a*	*b*	Источник
Воробьиные птицы (лето)	3.727	0.69	Kendeigh et al., 1977
Воробьиные птицы (зима)	4.642	0.66	Kendeigh et al., 1977
Неворобьиные птицы (лето)	2.371	0.73	Kendeigh et al., 1977
Неворобьиные птицы (зима)	2.724	0.70	Kendeigh et al., 1977
Млекопитающие	1.855	0.74	Kleiber, 1961
Ящерицы (30°)	0.106	0.83	Bennett, Dawson, 1976
Змеи (30°)	0.034	0.86	Galvao et al., 1965
Амфибии (25°)	0.035	0.66	Ultsch, 1974

где L_k – продолжительность жизни в с, а W – масса тела в кг (Sacher, 1959; Lindstedt, Calder, 1981). Для птиц соответствующее уравнение имеет другие коэффициенты (Lindstedt, Calder, 1976, 1981):

$$L_k = 894 \times 10^6 W^{0.19}, \quad (9)$$

Соответственно величину Ξ_k можно представить как

$$\Xi_k = aL_k^{-1}, \quad (10)$$

где коэффициент пропорциональности a может различаться в разных экосистемах. Для наиболее грубых расчетов значение a следует принимать равным 3. Продолжительность жизни пойкилотермных животных в значительной степени зависит от температуры среды, ее нужно определять особо для каждого из видов. То же самое касается многолетних растений.

3. *Мощность поддержания* (R_k). Многочисленными исследованиями показано (Brody, 1945; Golley, 1961; Дольник, 1982) и теоретически обосновано (Кряжимский, 1988; Kryazhimskii, 1994), что для большинства теплокровных животных энергия самоподдержания (т.е. поток усвоенной из пищи энергии, необходимой для поддержания постоянной массы тела) примерно вдвое превышает уровень основного обмена – т.е. обмена в покое при термонейтральных условиях, когда исключены дополнительные энергозатраты на терморегуляцию. В свою очередь основной обмен теплокровных животных (так же как и энергия самоподдержания пойкилотермных животных) зависит от массы тела; эта зависимость хорошо описывается аллометрическими уравнениями вида $Y = aW^b$. Коэффициенты a и b найдены для большинства групп животных, что позволяет рассчитывать мощность поддержания, исходя из массы тела животных (табл. 2 и 3).

Мощность поддержания для растительных объектов рассчитывается по формулам фотосинтеза и дыхания. Например, расчет затрат энергии на дыхание по интенсивности поглощения кислорода (в темновой фазе) можно производить по формуле (Куперман, Хитрово, 1977)

$$R_з = q\eta\frac{(D_{тн,\,t_и^\circ} + D_{тк,\,t_и^\circ})RM_{ср}}{273 + t_{ср}^\circ}Q_{10}^{0.1(t_{ср}^\circ - t_и^\circ)}, \qquad (11)$$

где q – энергетическое содержание тканей (кДж/мг); η – коэффициент пропорциональности, равный 180 град мг/мл; D – интенсивность потребления O_2 (мл/г ч); тн – время начала измерений, тк – время окончания измерений, $t_и^\circ$ – температура измерений (°С); R – продолжительность темнового периода (ч); $M_{ср}$ – средняя биомасса (мг); $t_{ср}^\circ$ – средняя температура за рассматриваемый период.

Пересчет поглощения CO_2 в энергетические единицы производится по формуле фотосинтеза: на один 1 г-атом поглощенного углерода фиксируется 477 кДж энергии. При этом на 1 г поглощенного CO_2 образуется 0.68 г CH_2O (углеводов) и выделяется 0.36 г O_2 с поглощением энергии, равным 2.55 ккал (10.71 кДж). При расчетах мощности поддержания растительности следует учитывать, что для растительных сообществ их экологическая энергетика не разработана в достаточной мере. В то же время известны отношения валовой продуктивности (ассимиляции) к нетто-продуктивности (энергии, накопленной в биомассе). Это соотношение, которое, например, для растительности Севера составляет 0.75, т.е. мощность поддержания относится к продуктивности (скорости накопления энергии в тканях растений) как 1 : 3, позволяет в первом приближении оценивать потребление энергии по величинам средней продукции. Следует отметить, что степень точности вычислений для растительных объектов следует определять особо в каждом конкретном случае.

Например, для вычисления мощности поддержания (валовой продукции) лесных сообществ в первом приближении можно исходить из следующих (весьма грубых) соотношений, установленных эмпирически (Уткин, 1975; Молчанов, 1983):

1) годичная продукция составляет примерно 5% от общей биомассы;

2) общая биомасса разделяется на подземную (25%), стволовые части, которые и определяют запас древесины (40%), а также ветви, листья и (или) хвою (35%).

Наиболее доступными данными, характеризующими плотность биомассы лесных пород, является запас древесины. Таким образом, можно в самом первом (весьма и весьма грубом) приближении оценить энергию поддержания (кДж/м^3 год) лесных сообществ в расчете на 1 м^3 запаса древесины:

$$R_k(год) = 0.0417\rho q, \qquad (12)$$

где ρ – условная плотность древесины (отношение абсолютно сухой массы к объему свежесрубленной древесины), q – теплота сгорания в расчете на единицу массы. Значения условной плотности для различных пород приведены в табл. 4, а теплота сгорания 1 кг абсолютно сухой массы для разных пород примерно одинакова и колеблется от 19.6 до 21.4 кДж/г, составляя в среднем около 20 кДж/г (Чудинов, 1968; Уголев, 1975). Переход в стандартные единицы мощности (1 кВт = 1 кДж/с) достигается при умножении R_k(год) на коэффициент 0.032.

В итоге мощность поддержания 1 м^3 запаса древесины в Квт огрубленно определяется как

$$R_k(л) = 0.0013344\rho q. \qquad (13)$$

Естественно, такая оценка наименее предпочтительна: гораздо лучше иметь данные по реальной фотосинтетической продуктивности древостоев, которая весьма различается в разных типах леса.

Таблица 3. Параметры аллометрического уравнения, связывающего суточный метаболизм с массой тела (г) для разных групп животных (по: Дольник, 1978)

Класс или тип	a		b
	кал	кДж	
Protozoa	2.02	8.48×10^{-3}	0.75
Infusoria	0.08	3.36×10^{-4}	0.75
Porifera	7.00	2.94×10^{-2}	0.75
Coelenterata	3.36	1.41×10^{-2}	0.74
Turbellaria	14.62	6.14×10^{-2}	0.82
Polychaeta	15.53	6.52×10^{-2}	0.81
Oligochaeta	10.94	4.59×10^{-2}	0.86
Hirudinea	12.28	5.16×10^{-2}	0.82
Crustacea	14.40	6.05×10^{-2}	0.76
Insecta (водные личинки)	74.00	3.11×10^{-1}	0.82
Mollusca (Bivalvia)	7.85	3.30×10^{-2}	0.72
Mollusca (Gastropoda)	23.80	1.00×10^{-1}	0.75
Echinodermata	8.34	3.50×10^{-2}	0.70
Tunicata	6.00	2.52×10^{-2}	0.60
Pisces	34.20	1.44×10^{-1}	0.81
Amphibia	33.50	1.41×10^{-1}	0.76
Reptilia	39.60	1.66×10^{-1}	0.78
Aves (Nonpasseriformes)	500.20	2.10	0.72
Aves (Passeriformes)	868.20	3.65	0.72
Mammalia	443.60	1.86	0.73

Таблица 4. Плотность различных древесных пород (ρ) в кг/м^3 (по: Полубояринов, 1976)

Порода	ρ_{12}	ρ_0	$\rho_{усл}$
Лиственница	660	630	520
Сосна	500	470	400
Ель	445	420	360
Кедровая сосна	435	410	350
Пихта	375	350	300
Дуб	690	650	550
Береза	630	600	500
Бук	670	640	530
Осина	495	470	400
Ольха	520	490	420

Примечание: ρ_{12} – плотность при стандартных условиях влажности (12%), ρ_0 – плотность абсолютно сухой древесины, $\rho_{усл}$ – условная плотность (отношение массы абсолютно сухой древесины к объему сырой и/или свежесрубленной древесины).

Следовательно, методика должна совершенствоваться, чтобы давать более приближенные к реальности оценки. В частности, в качестве первого шага необходимо дать классификацию мощности поддержания (или хотя бы биологической продуктивности) для разных типов леса данного региона, исходя из породного состава, условий увлажнения и т.д.

4. *Коэффициенты утилизации энергии* (M_k). Для большинства плотоядных (и зерноядных) животных коэффициент утилизации энергии, содержащейся в пище, близок к 0.8 (см. табл. 1). Животные, питающиеся грубыми зелеными кормами, утилизируют энергию примерно на 60% ($M_k = 0.6$).

ОБОСНОВАНИЕ ПОДХОДА К НАЗНАЧЕНИЮ ЦЕНЫ ЗА ЕДИНИЦУ ЭНЕРГЕТИЧЕСКОГО ЭКВИВАЛЕНТА СТОИМОСТИ

Подход к назначению цены за единицу энергетического эквивалента стоимости строится на следующей основе. По нашему мнению, сопоставимым с утилизацией солнечной энергии автотрофами способом может быть наиболее экологически чистый способ производства энергии человеком – при помощи солнечных электроустановок. Пока этот способ весьма дорог, и даже в наиболее высокоразвитой стране – Соединенных Штатах – цена фотоэлектрического модуля в 1986 г. составила 5.25 доллара за 1 Вт ("Мир восьмидесятых", 1989). Именно эту цену мы предлагаем использовать в качестве первого приближения при расчетах стоимости биотических компонентов экосистем. Со снижением стоимости производства энергии таким способом будут снижаться и оценки величин ущербов. По-видимому, это будет закономерным процессом, поскольку развитие экологически чистой энергетики, не эксплуатирующей ресурсы биосферы, должно стать одним из главных критериев и свидетельств изменений взглядов общества в целом на взаимоотношения в системе "человек–окружающая среда".

РАСЧЕТ ОЦЕНКИ СТОИМОСТИ И УЩЕРБА

Таким образом, для того чтобы оценить стоимость биологических ресурсов в единицах мощности по упрощенной методике (5), необходимо располагать следующими данными: а) энергетическое содержание одного грамма вещества; б) средняя масса тела одной особи (для животных); в) время генерации (скорости оборота биомассы); г) дыхание поддержания (энергия существования); д) трофический уровень, пищевую специализацию и коэффициент утилизации энергии; е) плотность популяции или плотность биомассы (чистой первичной или вторичной продукции).

Для того чтобы оценить стоимость территории, необходимо располагать данными по плотности всех основных групп ресурсов. Отсутствие хотя бы приближенных данных по одной из этих групп приведет к существенной недооценке энергетической стоимости территории. Для наземных экосистем такими группами являются: 1) почвенные беспозвоночные; 2) растительность наземного яруса (мхи, лишайники, травянистая растительность); 3) кустарниковая и древесная растительность; 4) наземные беспозвоночные, особенно насекомые; 5) наземные позвоночные (амфибии, рептилии, птицы, млекопитающие). Для пресноводных экосистем обязательно получение данных по: 1) бентосу (донным беспозвоночным), 2) зоопланктону (ракообразные и др. беспозвоночные), 3) фитопланктону, 4) высшим водным растениям, 6) водным позвоночным (прежде всего рыбам).

По этим данным с помощью формулы (5) рассчитывается цена того или иного вида ресурсов в расчете на особь (в основном для животных) или на единицу биомассы (для большинства растительных ресурсов). После того как такая цена определена для всех видов, слагающих биоценотическое ядро экосистемы (Шварц, 1971), используя данные по плотности этих видов, можно определить цену редких видов по формуле (6). Последним этапом расчетов является определение стоимости территории или акватории в расчете на единицу плотности:

$$C_t = \sum_{i=1}^{n} (C_i D_i), \qquad (14)$$

где C_t – энергетическая стоимость территории (кВт/га или кВт/км^2), C_i – цена одной особи или единицы массы i-го вида, n – общее число видов и D_i – плотность i-го вида. Как уже говорилось выше, оценку (14) легко выразить в денежном эквиваленте, умножив на стоимость получения 1 кВт энергии.

Заметим, что такие оценки являются лишь первым приближением на пути разработки экологически обоснованной системы оценки природных ресурсов – они не учитывают информационные потоки и трансформацию качества энергии при переходе с одного трофического уровня на другой.

Расчет ущерба производится путем перемножения стоимости биотических компонентов на единице территории на временнóй лаг. Величину лага мы предлагаем устанавливать исходя из биологических, а не экономических предпосылок. Критерием для установления лага может служить время, необходимое для восстановления нарушенной экосистемы до первоначального (или условно первоначального) состояния. Так, для многих лесных и тундровых экосистем приемлемым будет лаг, равный 100 годам. Величина лага в данном случае не является принципиальным моментом, она может различаться при расчете ущерба для временного и постоянного землеотвода и может приниматься разной в каждом конкретном случае на основе экспертного заключения.

Расчет контрольного примера был проведен по материалам, собранным при участии авторов и их коллег (С.В. Пасхальный, В.Ф. Сосин, М.Г. Головатин, Н.Л. Добринский, М.С. Чепраков, В.Г. Штро, Ю.М. Малафеев, Л.Н. Добринский). Рассчитана стоимость участка типичной тундры на полуострове Ямал в районе Бованенковского ГКМ. Стоимость 1 га данной территории (без учета стоимости акватории) оказалась равной 45930 долларам США. Соответственно, ущерб, наносимый безвозвратным изъятием данной территории, с учетом временнóго лага, равного ста годам, составит 4 593 000 долларов США на 1 га.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Арбатов А.А., Ретеюм А.Ю. Природные ресурсы в общественном развитии // Природные ресурсы в социально-экономическом развитии. М., 1979. Вып. 5. С. 23–34.

Второв П.П. Об оценке значимости организмов в природных комплексах // Уч. зап. МОПИ им. Н.К. Крупской. 1963. Т. 76. № 6. С. 55–61.

Второв П.П. О первичной обработке результатов количественных учетов животного населения // Структура и функциональная биогеоценотическая роль животного населения суши. М., 1967. С. 139–140.

Горшков В.Г. Пределы устойчивости окружающей среды // Докл. АН СССР. 1988. Т. 301. № 4. С. 1015–1019.

Горшков В.Г., Кондратьев К.Я. Принцип Ле-Шателье применительно к биосфере // Экология. 1990. № 1. С. 7–16.

Дольник В.Р. Энергетический метаболизм и размеры животных: физические основы соотношения между ними // Журн. общ. биол. 1978. Т. 39. № 6. С. 805–815.

Дольник В.Р., Дольник Т.В., Постников С.Н. Калорийность и усвояемость объектов питания птиц // Бюджеты времени и энергии у птиц в природе. Л.: ЗИН АН СССР, 1982. С. 143–153.

Корытин Н.С., Кряжимский Ф.В., Шишмарев В.М. Новый метод расчета ущерба, наносимого биотическим компонентам природной среды при хозяйственной деятельности человека // Устойчивое развитие: загрязнение окружающей среды и экологическая безопасность. Тез. докл. 1-й международной научно-практической конференции. Т. 1. Днепропетровск, 1995. С. 59.

Кряжимский Ф.В. Факторы среды и оптимальная регуляция бюджетов времени и энергии у гомойотермных животных // Экологическая энергетика животных. Свердловск: УрО АН СССР, 1988. С. 5–33.

Кряжимский Ф.В., Корытин Н.С., Шишмарев В.М. Эколого-энергетический подход к оценке антропогенных воздействий // Стратегические направления экологических исследований на Урале и экологическая политика. Тез. регионального семинара 21–22 мая 1996 г. Екатеринбург: Центр экологического обучения и информации, 1996. С. 25.

Медоуз Д.Х., Медоуз Д.Л., Рандерс Й. За пределами роста. М.: Изд. группа "Прогресс", "Пангея", 1994. 304 с.

Мельников Б.К. О методологии экономической оценки ресурсов животных // Тез. докл. Всесоюзного совещания по проблеме кадастра и учета животного мира. Ч. 1. Уфа, 1989. С. 213–215.

Методика определения стоимости компенсационных мероприятий охотничьего хозяйства при изменении охотничьих угодий под воздействием антропогенных факторов. Киров: Центросоюз СССР, ВНИИОЗ, 1986.

Мир восьмидесятых годов. М.: Прогресс, 1989.

Молчанов А.Г. Экофизиологическое изучение продуктивности древостоев. М.: Лесная промышл., 1983. 165 с.

Ольшванг В.Н. Калорийность некоторых насекомых // Экологическая оценка энергетического баланса животных. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1980. С. 29–36.

Одум Г., Одум Э. Энергетический базис человека и природы. М.: Мир, 1978. 379 с.

Одум Ю. Экология. М.: Мир, 1986. Т. 1. 328 с.

Полищук Л.В., Левин Г.П., Нинбург Е.А., Аншуков С.В. Калорийность беломорских мидий (*Mytilus edulis*) и суточное потребление энергии обыкновенной гагой // Экология и морфология гаг в СССР. Мурманск, 1978. С. 190–193.

Полубояринов О.И. Плотность древесины. М.: Лесная промышл., 1976. 83 с.

Попсуев А., Тиличенко А. Энергетический эквивалент стоимости. М., 1972.

Равкин Ю.С. Оценка размеров компенсации ущерба животному миру // Тез. докл. Всесоюзного совещания

по проблеме кадастра и учета животного мира. Ч. 1. Уфа, 1989. С. 182–184.

Таксы на древесину основных лесных пород, отпускаемых на корню. 1990. № 532.

Уголев Б.И. Древесиноведение с основами лесного товароведения. М.: Лесная промышл., 1975.

Уткин А.И. Биологическая продуктивность лесов (Методы изучения и результаты) // Итоги науки и техники. Сер. Лесоведение и лесоводство. Т.1. М.: ВИНИТИ, 1975. 172 с.

Чудинов Е.С. Теория тепловой обработки древесины. М.: Лесная промышл., 1968. 134 с.

Шварц С.С. Популяционная структура биогеоценоза // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1971. № 4. С. 485–498.

Шиляева Л.М. О содержании кадастров охотничьих животных и экономической оценке охотничьих ресурсов // Тез. докл. Всесоюзного совещания по проблеме кадастра и учета животного мира. Ч. 1. Уфа, 1989. С. 192–194.

Эккель Б.М. Экономическая оценка воздействия на окружающую среду при экологической экспертизе // Географическое обоснование экологических экспертиз. М.: Изд-во МГУ, 1985. С. 194–201.

Ashkenazie S.N., Safriel U.N. Time-energy budget of the semipalmated sandpiper *Calidris pusilla* at Barrow, Alaska // Ecology. 1979. V. 60. № 4. P. 783–799.

Bennett A.F., Dawson W.R. Metabolism // Biology of Reptilia, Physiology A (ed. C. Gans, W.R. Dawson). N.Y.: Acad. Press, 1976. V. 5. P. 127–223.

Brody C.S. Bioenergetics and growth. New York: Reynolds, 1945. 1023 p.

Galvao P.-E., Tarasantchi J., Guertzenstein P. Heat production of tropical snakes in relation to body weight and body surface // Amer. J. Physiol. 1965. V. 209. P. 501–506.

Golley F.B. Energy dynamics of a food chain of an old-field community // Ecol. Monogr. 1961. V. 30. P. 187–206.

Kendeigh S.C., Dolnik V.R., Gavrilov V.M. Avian Energetics // Granivorous birds in ecosystems (ed. J. Pinowski, S.C. Kendeigh). Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1977. P. 127–204.

Kleiber M. The Fire of Life: An Introduction to Animal Energetics. N.Y.: Wiley, 1961. 454 pp.

Kryazhimskii F. Optimal regulation of energy budgets in rodents // Pol. ecol. Stud. 1994. V. 20. № 3–4. P. 387–392.

Lindstedt S., Calder W.A. Body size and longevity in birds // Condor. 1976. V. 78. P. 91–94.

Lindstedt S., Calder W.A. Body size, physiological time, and longevity of homothermic animals // Quart. Rev. Biol. 1981. V. 56. № 1. P. 1–16.

Lovelock J.E. Gaia: A new look at the life on Earth. N.Y.: Oxford Univ. Press, 1979. 157 p.

Sacher G.A. Relation of lifespan to brain weight and body weight // The Lifespan of Animals (ed. E.W. Wolstenholme, M. O'Connor). Boston: Little Brown., 1959. P. 115–141.

Ulsch G.R. Gas exchange and metabolism in the sirenidae (Amphibia: Caudata). I. Oxygen consumption of submerged sirenids as a function of body size and respiratory surface area // Comp. Biochem. Physiol. 1974. № 74A. P. 485–498.

Wallwork J.A. Calorimetric studies on soil invertebrates and their ecological singnificance // Progress in Soil Zoology (ed. J. Vanek). Prague, 1975. P. 231–240.