

## ЖИЗНЕННЫЙ ЦИКЛ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННЫХ СИСТЕМ: ОЦЕНКА УРОВНЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОПАСНОСТИ

Ю. А. Сапельцева, С. М. Абдуллаев

Южно-Уральский государственный университет, Россия

Поступила в редакцию 23 ноября 2012 г.

**Аннотация:** В статье исследуется возможное приложение методов «оценки жизненного цикла» к анализу экологического воздействия и управлению природно-антропогенными системами (ПАС). Приведены примеры использования разработанного авторами «индекса экологической опасности», а также шведской «стратегии экологических приоритетов» (environment priority strategies) для инвентаризации негативных воздействий на атмосферу и ранжировании иерархии региональных ПАС.

**Ключевые слова:** природно-антропогенные системы, оценка жизненного цикла, воздействие на окружающую среду

**Abstract:** Possible application of methods of «life cycle assessment» is investigated in the article in relation to the analysis of the environmental impact and management of natural and anthropogenic systems (PAS). There are several examples of using «environmental hazard index» developed by the authors, as well as implementation of the Swedish «strategy of environmental priorities» for the negative impacts inventory on the atmosphere and ranking of hierarchy of the regional PAS.

**Key words:** natural and anthropogenic systems, life cycle assessment, environmental impact.

Продолжая начатое в первой части<sup>1</sup> исследования жизненного цикла природно-антропогенных систем (ПАС) [3], предмет настоящей работы – это оценка уровня экологической опасности ПАС. В задачи данного исследования входит краткий обзор подходов к инвентаризации и оценки материальных и энергетических воздействий техногенных систем на окружающую среду; оценка применимости данных подходов для ранжирования степени экологической опасности ПАС в целом и совмещения с результатами «реконструкции жизненного цикла».

### 1. Методы оценок экологической опасности

Степень нарушенности окружающей среды под воздействием человеческой деятельности, которая проявляется в различных по масштабам ПАС, может быть выражена следующим, верным *a priori* принципом природопользования [4, 7]:

---

© Сапельцева Ю. А., Абдуллаев С. М., 2014

<sup>1</sup> Первая часть статьи «Жизненный цикл природно-антропогенных систем: Концепция и методы исследования» опубликована в Вестнике ВГУ. Серия: География. Геоэкология. № 2 / 2013 г.

АНТРОПОГЕННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА  
КАЧЕСТВО СРЕДЫ = ЧИСЛЕННОСТЬ  
НАСЕЛЕНИЯ  $\times$  «ВВП» НА ДУШУ (1)  
НАСЕЛЕНИЯ  $\times$  ТЕХНОГЕННОЕ  
ВОЗДЕЙСТВИЕ НА ЕДИНИЦУ ВВП

В формуле (1) под «ВВП» – внутренним валовым продуктом подразумевается экономический эквивалент потребляемых продуктов и услуг, а нарушение качества среды на единицу «ВВП» объединяет удельную *землеемкость*, *ресурсоемкость* и *отходность* используемых технологий. Реализуя закон сохранения массы и энергии на планетарном уровне, это дает возможность установления предела глобального воздействия. В частности, известный подход «экологический след» (букв. *ecological footprint*) [11, 16] в качестве предела антропогенного воздействия на планету или потенциальной емкости биосферы использует оценки суммарной потенциальной биологической продуктивности ландшафтов планеты, выраженной в глобальных гектарах, в основном расходующихся на прямое производство продовольственных и технических культур или же для замещения ресурсов ископаемого топлива и др. Кроме того,

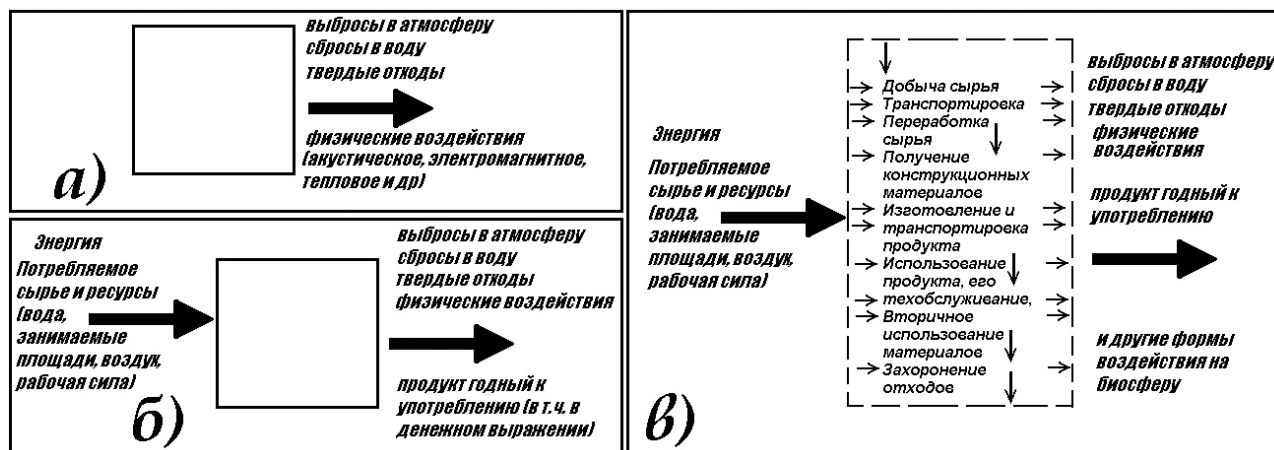


Рис. 1. Схема оцениваемых параметров хозяйствующих объектов в трех моделях управления природопользованием. Оцениваются: а) «на конце трубы» загрязнение на выходе предприятия; б) потребляемые ресурсы среды на входе «черного ящика» и локальное загрязнение и готовый продукт на его выходе; в) в «инвентаризации жизненного цикла продукта» оценивается как потребление ресурсов всей системой и воздействия всего производственного цикла, начиная с добычи сырья до захоронения отходов, так и его отдельных элементов (Адаптировано из [2])

глобальные гектары компенсируют отходность, например, ассимилируя выбросы углекислого газа, и безвозвратно теряются при застройке территорий. Расчеты «следа» показывают, что компенсационный потенциал планеты преодолен более 20 лет назад и к настоящему времени мы «проедаем» около 1,5 «зеленых» планет ежегодно.

«Экологический след», как и другие глобальные подходы, демонстрируют необходимость снижения уровня потребления, что без кардинального изменения технологий, означает отрицательный тренд в экономическом развитии и сокращении численности населения. Очевидно, что подобная неомальтузианская социально-экономическая политика неприменима в масштабах планеты и неперспективна для управления локальными и региональными природно-антропогенными системами. Особенно это касается стран со средним уровнем душевого потребления и стабилизированной численностью населения, таких как Россия, когда при невысокой экономической эффективности производств сохраняется высокий уровень техногенного давления на среду, т.е. акцент управления природопользованием необходимо переносить на третий сомножитель формулы (1).

В поисках методов управления качеством среды ПАС нами вслед за другими работами [2] проведен сравнительный анализ информационных, социально-экономических, природоохранных и других аспектов применения трех современных моделей экологической оценки хозяйственной де-

ятельности: «на конце трубы», «черный ящик» и «жизненный цикла продукта» (рис. 1).

Управление охраной окружающей среды, основанное на модели «на конце трубы» (рис. 1а), заключается в определении массы выбросов, сбросов, отходов, уровня излучений на выходе производственной цепи и установлении нормативов предельно-допустимых выбросов, сбросов, уровней и других лимитов воздействия, исходя из условий рассеяния отдельного «загрязнителя» и его «фоновых» концентраций в окружающей среде. Практическое применение этой модели имеет следующие ограничения: 1) количественная информация об отходности производств – массы используемых материалов и ресурсов, не вошедших в конечный продукт, а также рассеянная в процессе производства энергия – здесь не полная, поскольку лимитируются только масса загрязнителя или излучения, влияющие на здоровье человека; 2) мониторинг локальных техногенных систем не учитывает их взаимодействия с изменяющимися во времени природными и социально-экономическими компонентами средами (это нами было показано в первой части данного исследования [3]); 3) достигшее предела техногенное давление в промышленных зонах препятствует их дальнейшему экономическому развитию и ведет к оттоку технологий в районы с относительно благоприятным качеством окружающей среды. К преимуществам этой существенно локальной модели следует отнести то, что она является основой экологическо-

го нормирования в Российской Федерации и позволяет проводить простое сравнение негативно-го воздействия различных производств. Такое сравнение может быть проведено как качественно по категориям классов опасности производств, так и количественно на основе расчета массы валовых выбросов, сбросов и твердых отходов, или, что более приемлемо, с учетом степени опасности загрязняющих веществ. Многие исследователи приходят к выводу [2, 7, 8], что целесообразно вместо суммы масс  $M_i$  отдельных  $N$  токсичных веществ перейти к исчислению средневзвешенной суммы отходов с учетом их относительной токсичности  $a_i$ , или отходности  $O$  в условных тоннах (формула (2))

$$O(\text{ условные тонны}) = \sum_{i=1}^N a_i M_i = \sum_{i=1}^N M_i \frac{ПДК_i}{ПДК_0}, \quad (2)$$

В наиболее простом случае относительная токсичность  $a_i$  может быть получена путем деления предельно-допустимых концентраций  $ПДК_i$  данного вещества на  $ПДК_0$  какого-либо распространенного загрязнителя данной среды (см. формулу (2)).

Оперируя с вещественно-энергетическими потоками и социально-экономическими показателями на входе и выходе производства, модель «черный ящик» (рис. 1б) в отличие от предыдущего способа управления позволяет более полно отразить техногенное давление на среду (см. формулу (1)) по следующим параметрам – удельной на единицу продукции (в денежном эквиваленте) землеемкости  $Z$  (га/руб), ресурсоемкости  $P$  (т/руб, кВт×час/руб, ... м<sup>3</sup>/руб) и отходности  $O$  (т/руб) производства. Для оценки техногенного воздействия на качество окружающей среды природно-антропогенной системы Абдуллаевым [1, 2] предложен индекс экологической опасности предприятий и отраслей (ИЭО, формула (3)):

$$ИЭО(t) = \sum_m a_m Z_m + \sum_{l=1}^L b_l P_l + \sum_{k=1}^K g_k O_k, \quad (3)$$

где суммируются различные типы  $Z_m$ ,  $P_l$  и  $O_k$ , а в зависящих от времени  $t$  весовых функциях  $a_m$ ,  $b_l$ ,  $g_k$  параметризуется степень воздействия техногенной составляющей на компоненты данной ПАС. Для преемственности информационных баз между моделями расчет  $O_k$  следует производить по формуле (2).

Оценивая то, насколько эффективно предприятие использует ресурсы при выпуске продукции и одновременно, то каким ущербом эта продукция оборачивается для природной и социальной среды, ИЭО позволяет перейти к эколого-экономичес-

кому регулированию охраны среды региона – предпочтение отдается предприятиям с меньшей землеемкостью, ресурсоемкостью и отходностью (ЗРО). Снижение ИЭО в масштабе региона можно считать индикатором устойчивого развития района. Историко-географические и социально-экономические условия России позволяют до сих пор вести экстенсивные формы природопользования, поэтому эколого-экономическая оценка в региональных масштабах не получила распространения.

Перспективой для внедрения эколого-экономической оценки ИЭО в практику РФ является его объединение с «оценкой жизненного цикла» (букв. *life cycle assessment* – LCA). Принципы этого подхода, развиваемого с начала 90-х годов XX века обществом экологической токсикологии и химии (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry* – SETAC), получили широкое распространение в стандартах добровольной сертификации ISO 14000 и признаны основными в охране окружающей среды [10]. Преимущество этого подхода в том, что оценивая ИЭО каждого этапа жизни продукта, от локальных и региональных форм управления здесь возможно перейти к регулированию всего глобального цикла производства, позволяя на практике реализовать цели устойчивого развития. Для этого достаточно, чтобы ИЭО всех звеньев технологической цепи (рис. 1в) непрерывно уменьшался. Использование ЗРО в качестве параметров техногенного воздействия позволяет координировать результаты управления по моделям (рис. 1б и 1в) с глобальным регулированием, численно выраженным формулой (1). Поскольку степени воздействия  $a$ ,  $b$ ,  $g$  техногенной составляющей отражают состояния индивидуальной ПАС, то процесс управления на основе ИЭО следует назвать «управление качеством среды (жизненным циклом) природно-антропогенной системы».

Очевидно, что обсуждение всех проблем LCA выходит за рамки нашего исследования, мы лишь укажем на несколько принципиальных особенностей LCA. Во-первых, исследование в ходе современной LCA (ISO 14040-43) проводятся по функциональной триаде «*impact* → *effect* → *damage*», (*воздействие* → *эффект* → *ущерб*), т.е. аналогично триаде «*воздействие* → *изменение* → *последствия*» (см. часть I). Во-вторых, в разнообразных практических подходах, таких как голландский *eco-indicator* [13] или шведском *environmental priority strategies* [18] воздействие абсолютных значений отходности, землеемкости и истощения ресурсов учитывает как прямые эффекты токсич-

ности по отношению к человеку (формула (2)), так и косвенные эффекты через процессы изменения климата, эвтрофикации и другие, а также изменение качества экосистем.

Предполагая, что оценки воздействия техногенных систем, основанные на подходе «жизненного цикла» – ЛСА, потенциально применимы в качестве индикаторов уровня экологической опасности природно-антропогенных систем, включая их использование в «реконструкциях жизненного цикла». В следующем разделе демонстрируются особенности применения индикаторов уровня загрязнения атмосферного воздуха.

## 2. Экологическая опасность выбросов загрязняющих веществ

В п. 2.1 описаны основные индикаторы и данные исследования экологической опасности выбросов ЗВ. В п. 2.2 показана зависимость результатов оценки воздействий региональных выбросов стационарных источников и автотранспорта от выбранного метода. В п. 2.3 кратко обсуждается применимость интегральных показателей в реконструкциях иерархической структуры ПАС.

### 2.1. Данные и методы

Первичное представление об относительном уровне экологической опасности региональных выбросов можно получить обычным суммированием выбросов загрязняющих веществ (ЗВ), используя для этого официальные сведения о массе выбросов твердых веществ,  $SO_2$ ,  $CO$ ,  $NO_x$ , углеводородов, летучих органические соединений (ЛОС)

и других ЗВ от стационарных источников и автотранспорта по регионам РФ и муниципальным образованиям Челябинской области [5, 9]. Например, в первой строке таблицы 1 приведены суммарные массы отдельных выбросов ЗВ по России показывающие, что в них превалирует угарный газ (17 млн. тонн). Однако, если учесть значения среднесуточной предельно-допустимой концентрации ЗВ (строка 2, таблицы 1), вычисляя их относительную токсичность по отношению к сернистому газу (строка 3), то можно получить абсолютную отходность в условных тоннах (см. формулу 2), где наибольшее воздействие, приходится на оксиды азота (6,5 млн. тонн). Для оценки ИЭО эколого-экономической эффективности регионов значения абсолютной отходности в условных тоннах делились величиной валового регионального продукта регионов РФ.

В качестве альтернативы этим трем простейшим методам нами также использована оценка общей экологической нагрузки на основе упомянутого выше подхода EPS [17]. Как и в случае расчета отходности, для получения результата (строка 5), массу выбросов (строка 1) необходимо умножить на величину индекса воздействия или удельную экологическую нагрузку  $кг^{-1}$  (строка 4). Результат инвентаризации выбросов выражается в единицах ELU (*enviromental load units*) и его можно назвать индексом экологической нагрузки. Из сравнения строк 2 и 4 таблицы 1 видно, что природа индексов воздействия существенно отличается от воздействия токсичности. Так, например,

Таблица 1

Параметры и индикаторы опасности выбросов

№	Параметры и индикаторы выбросов	Загрязняющие вещества					
		Твердые	Диоксид серы	Оксид углерода	Оксиды азота	Углеводороды	ЛОС
1	Масса выбросов стационарных источников и автотранспорта РФ в 2009 г, тыс.тонн	2401	4564	16936	5161	3358	3791
2	Среднесуточная ПДК <sub>ЗВ</sub> , мг/м <sup>3</sup>	0,15	0,05	3	0,04	1,5	0,1
3	Токсичность ПДК <sub>SO<sub>2</sub></sub> /ПДК <sub>ЗВ</sub>	0,33	1	0,0166	1,25	0,033	0,5
4	Абсолютная отходность, тысяч условных тонн	792	4564	281	6452	111	1896
5	Индекс воздействия ЗВ, ELU/кг	36	3,27	0,331	2,13	2,72	2,14
6	Нагрузка, ELU*10 <sup>6</sup>	86429	14925	5606	10994	9134	8113

относительная токсичность твердых взвешенных частиц (ТВЧ) в 3 раза меньше, чем токсичность сернистого газа, но экологическая нагрузка ТВЧ, выраженная в ELU в 11 раз больше, чем нагрузка выбросов диоксида серы. В описании метода [18] это аргументируется тем, что основное негативное воздействие ТВЧ связано с процессами, в которые вовлечены частицы размерами меньшими 10 микрон, так называемые  $PM_{10}$ . Следует заметить, что массовая концентрация  $PM_{10}$  в приземном воздухе обычно составляет 0,5 ТВЧ, но согласно [18] применительно к выбросам стационарных источников рекомендуется принять, что весь выброс состоит из этих частиц. Обсуждение методов определения индексов выходит за рамки работы, здесь лишь скажем, что в основе их определения лежит принцип *willingness to pay* – готовности платить, стоимостные оценки здоровья человека и качества экосистем.

Для оценки применимости индекса экологической нагрузки в «реконструкциях» природно-антропогенных систем нами использовались:

1) фондовые материалы Челябинского ЦГМС за 2006 г., содержащие данные концентраций формальдегида, диоксида серы и азота на 8-ми стационарных постах мониторинга атмосферы в г. Челябинск, которые определялись четыре раза в сутки – в 1, 7, 13 и 19 часов местного времени (кроме воскресных и праздничных дней);

2) данные производственного контроля загрязнения воздуха МУП «Горэкоцентр» г. Челябинска на территории и границе санитарно-защитной зоны Челябинской городской свалки: разовые концентрации метана, оксида углерода, сероводо-

рода, аммиака, бензола и тетрахлорметана (около 50 наблюдений в год за одним ЗВ, в 2009 и 2010 г.г.).

## 2.2. Сравнительный анализ нагрузок на окружающую среду

**Валовые выбросы** стационарных источников в двух регионах России: Красноярском крае и Ханты-Мансийском – округе превышали 2 млн. т., а в Кемеровской и Свердловской областях суммарные валовые выбросы превышали 1 млн. т. Еще в пяти регионах: Ямало-Ненецком округе, Челябинской, Оренбургской, Иркутской областях и в республике Коми, – выбросы загрязняющих веществ составляли от 0,5 до 1 млн. т. В сумме предприятиями этих девяти регионов выбрасывалось в атмосферу более 56,4% загрязняющих веществ (рис. 2а), в том числе – 38,2% от предприятий, расположенных в первых четырех названных регионах.

**Токсичность выбросов.** После приведения выбросов стационарных источников к условным тоннам распределение регионов по уровню вклада в общенациональный выброс меняется (рис. 2б). Около 56,3% приведенных выбросов теперь выбрасывается предприятиями 8-ми регионов РФ, при этом как и ранее основной вклад в загрязнение атмосферного воздуха вносят предприятия Красноярского края, Свердловской области, Ханты-Мансийского округа, Иркутской, Кемеровской, Челябинской и Оренбургской областей.

Однако, вместо выбывших из рейтинга республики Коми и Ямало-Ненецкого округа в лидеры по токсичности выбросов выходит Мурманская область. Кроме этого с учетом токсичности пере-

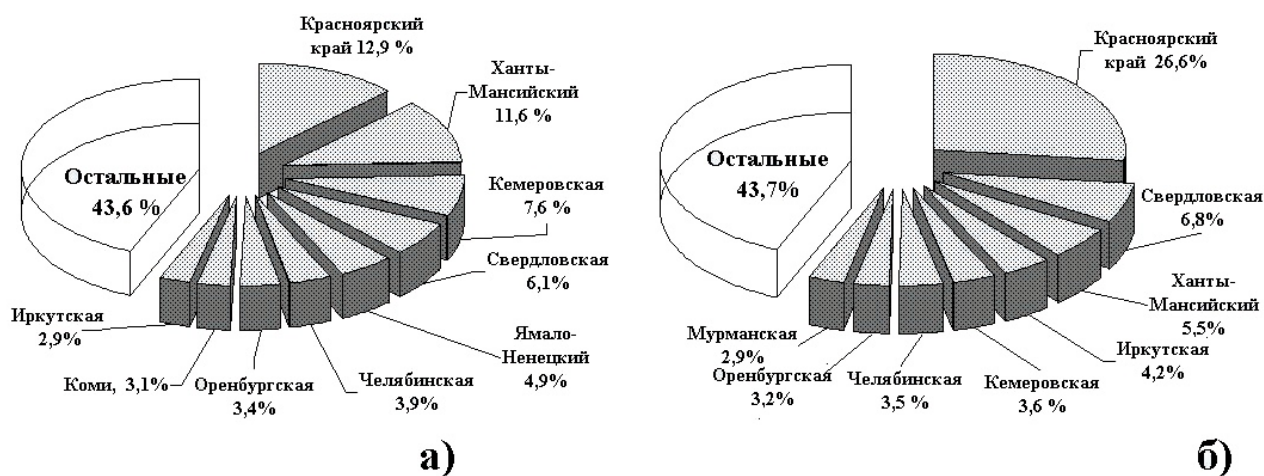


Рис. 2. Сравнительный вклад стационарных источников отдельных регионов в общероссийские выбросы, выражен: а) по суммарной массе выбросов и б) по сумме условных тонн с учетом токсичности загрязняющих веществ

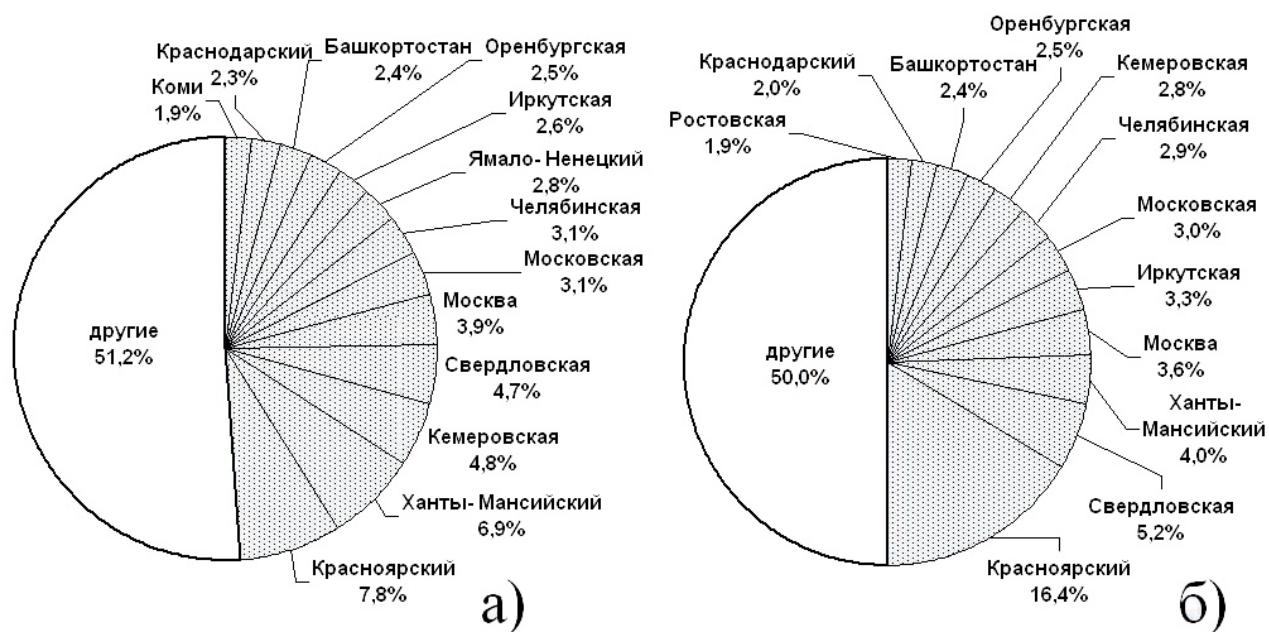


Рис. 3. Суммарное воздействие промышленности и автотранспорта в отдельных регионах (в % к общенациональному), выраженное а) по суммарной массе выбросов и б) по сумме условных тонн с учетом токсичности загрязняющих веществ

распределяется вклад регионов: в два раза увеличивается доля Красноярского края с 12,9 % валовых до 26,6 %, и в два раза уменьшается доли Ханты-Мансийского округа с 11,7 % до 5,5 % и Кемеровской области с 7,6 % до 3,6 %. Изменение удельного вклада промышленности Свердловской, Иркутской, Челябинской и Оренбургской областей менее значимо. Так, доля Челябинской области в общефедеральном выбросе стационарных источников уменьшилась только с 3,9 % до 3,5 % и она остается на шестом месте среди регионов РФ.

**Оценка суммарного загрязнения и роли автотранспорта.** Вклад автотранспорта в общенациональные выбросы составляет 47 %. Распределение его по регионам существенно не меняет картину первых мест в рейтинге суммарного воздействия (рис. 3а), но доли каждого промышленного региона несколько уменьшаются. Расширяется и спектр регионов в этом случае около 50 % от общей нагрузки сосредотачивается уже в 13 регионах. Челябинская область находится на 7-м месте рейтинга, пропуская вперед крупные городские агломерации (г. Москва и Московская область). Токсичность промышленных выбросов значительно выше, чем выбросов автотранспорта, поэтому в удельных тоннах доля передвижных источников снижается до 40 % (до 30 % в Челябинской области), и 60 % общенационального воздействия приходится на стационарные источники. При этом

(рис. 3б) половина общенационального приведенного выброса приходится на 12 регионов, в котором начинают преобладать промышленные районы.

**Экологическая нагрузка ELU.** Приведение валовых масс выбросов стационарных источников в единицы индекса экологической нагрузки ELU (рис. 4а), показывает, что с аналогичной долей в 56,1 % от общенациональной (см. рис. 2) они сосредотачиваются в 11 регионах, причем в этом случае Челябинская область с 6,4 % находится уже на 4-м месте после Красноярского края, Свердловской и Кемеровской областей, а не на 6-м, как ранее. Следует отметить, что в этом случае экологические нагрузки распределяются между крупнейшими промышленными регионами более равномерно.

Примечательно, что при ранжировании суммарного действия всех источников выбросов в рейтинг основных регионов-загрязнителей столичные агломерации не вошли. Это очевидное следствие большего (> 85 %) удельного негативного воздействия промышленности, производящей основную массу взвешенных частиц.

**Эколого-экономическая оценка выбросов.** Атмосферная компонента  $O_A$  удельной отходности России составляла в 2009 году 440 миллиграммов загрязняющих веществ (ЗВ) валового национального продукта (ВНП). Наибольшая  $O_A \sim 3100$  мг/руб наблюдается в Красноярском крае и Еврейской

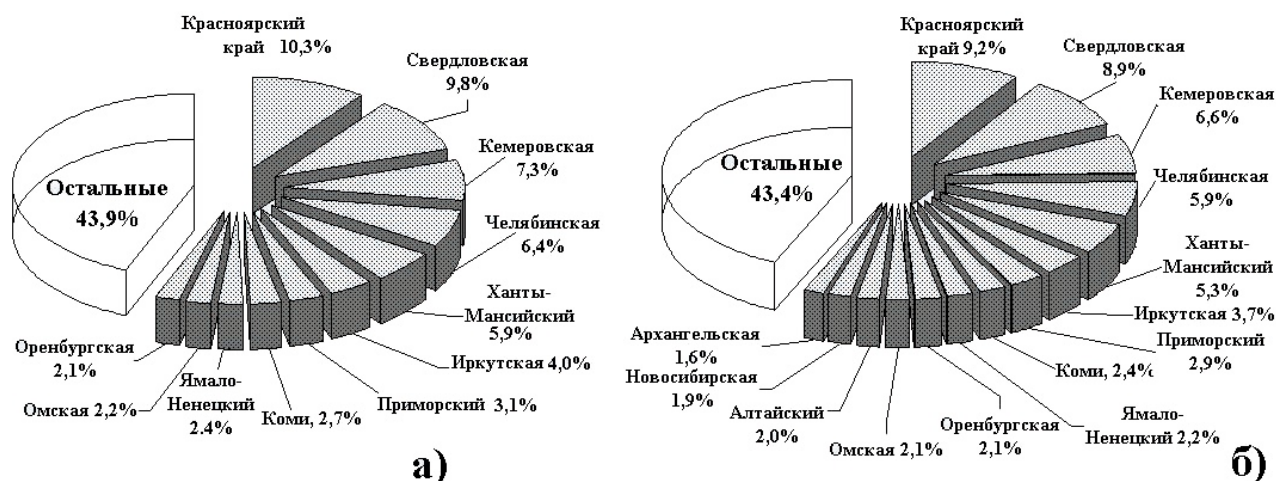


Рис. 4. Экологическая нагрузка в регионах (в %) к общей по РФ рассчитана по методу EPS [17]: а) рейтинг выбросов стационарных источников; б) суммарная нагрузка промышленности и автотранспорта

автономной области. Наименьшая удельная отходность наблюдаются в столицах, столичных областях, а также в регионах добычи нефти и газа. Здесь высокие значения приведенных выбросов компенсируется большими значениями регионального продукта. Например, в Москве, Московской области, Ханты-Мансийском округе, сосредотачивающих 22 %, 4,8 % и 5,6 % ВВП,  $O_A$  равны 70, 270 и 310 мг/руб, соответственно.

Челябинская область с 1,7% ВВП и  $O_A = 740$  мг/руб, в 1,7 раза превышающем средний показатель, находится на 18-м месте в общероссийском рейтинге регионов наибольшей отходности. Среди субъектов федерации с долей более 1 % ВВП область занимает шестое место вслед за Кемеровской (1,6 % ВВП и 760 мг/руб), Оренбургской (1,3 % ВВП и 850 мг/руб), Свердловской (2,6 % и 900 мг/руб), Иркутской (1,4 % и 1020 мг/руб), Красноярским краем (2,3 % и 3090 мг/руб). При этом индекс экологической опасности Южного Урала с населением 3,6 млн. человек заметно выше, чем в сходных по численности населения (3,2-4,3 млн. чел) и доле ВВП (1,5-2,5 %) субъектах, таких как Татарстан, Башкортостан, Самарская, Ростовская и Нижегородская области.

### 2.3. К вопросу об иерархии природно-антропогенных систем

Из проведенного выше анализа следует, что Челябинская область находится в ряду наиболее неблагоприятных с точки зрения экологической опасности выбросов (4-7 места в зависимости от выбранного подхода к оценке), причем эколого-экономическая оценка  $Q_a$  региона свидетельствует, что в этом случае токсичное действие на чело-

века не компенсируется величиной ВРП. Поскольку установлению иерархии опасных техногенных систем (ИЭО, см. формула (3)) на уровне муниципальных образований и тем более отдельных предприятий необходима полная экономическая информация, то проводимое далее обсуждение ограничивается демонстрацией путей ранжирования локальных и региональных ПАС на основе абсолютных интегральных индикаторов отходности техногенных систем, включая использование реконструкции жизненного цикла.

**Интегральные экологические показатели городов Южного Урала.** В целом экологическая обстановка в регионе определяется промышленным производством. Даже в Челябинске вклад автотранспорта в загрязнение обычными веществами условных тоннах (в единицах ELU), составляет 12 %. В масштабе области основное воздействие приходится на шесть городских округов (98 % приведенных выбросов), где функционируют Челябинский и Магнитогорский металлургические комбинаты, Уфалейский никелевый и Карабашский медеплавильный комбинаты, Южноуральская и Троицкая ГРЭС. При этом 56 % условных тонн выбрасывается в городах Челябинск и Магнитогорск. Среди 15 крупных предприятий (рис. 5б) г. Челябинска наиболее весом вклад ОАО «Мечел», ТЭЦ-2, Цинкового завода, ЧЭМК и ТЭЦ-1. Очевидно, что в иерархии городских выбросов доминирующее положение занимает металлургическое производство полного цикла ~48 %. С точки зрения «управления жизненным циклом» уже на этом этапе оценки иерархии воздействий требуются исследования экономического обоснования нано-

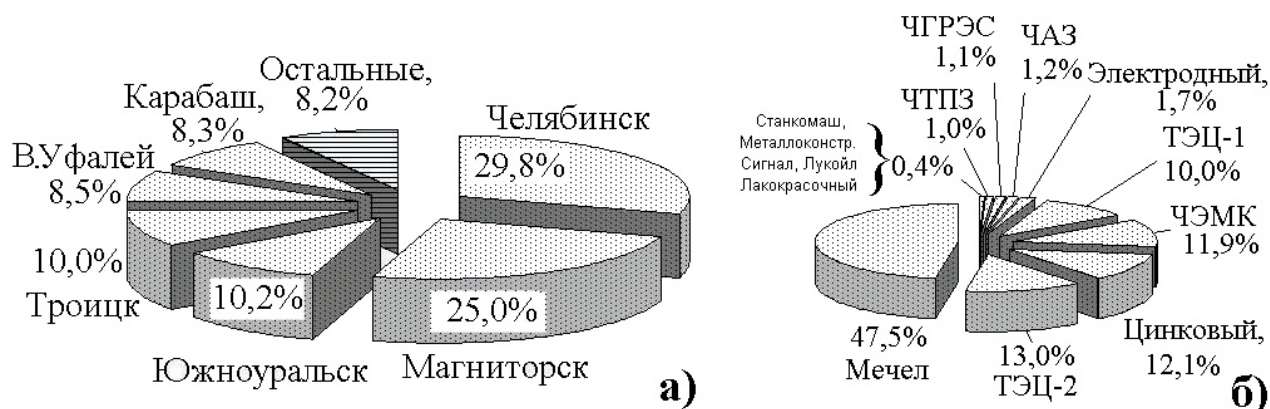


Рис. 5. Ранжирование природно-антропогенных систем региона по степени экологической опасности:  
 а) относительный вклад промышленности муниципальных образований в региональное загрязнение на 2005 г.;  
 б) относительный вклад 15 крупнейших предприятий Челябинска в загрязнение среды. На а) и б) выбросы приведены к условным тоннам с учетом специфических ЗВ

Таблица 2

Оценка экологической нагрузки ( $10^{-6}$  ELU/ $m^3$ ) на постах измерений за 2006 год по трем веществам:  $SO_2$ ,  $NO_2$  и  $CH_2O$

Пост № \ час	23	27	20	17		22	28	18	16
01	0,145	0,181	0,160	нет	нет	нет	нет	нет	нет
07	0,160	0,198	0,171	<b>0,145</b>	<b>0,231*</b>	0,122	<b>0,147</b>	0,125	<b>0,137</b>
13	0,157	0,211	0,166	0,132	0,210	0,117	0,136	<b>0,1285</b>	0,129
19	<b>0,162</b>	<b>0,219</b>	<b>0,187</b>	0,130	0,205	<b>0,1225</b>	0,129	0,128	0,124
поло- жение	Центральная часть города			Металлургический, * с учетом $NO$		Лесо- парковая	Северо- запад	Сель- маш	

симого ущерба и исследования пространственно-временных закономерностей функционирования этих техногенных систем в рамках общегородской природно-антропогенной системы. Во-первых, уровень экологических нагрузок различается из-за локальных условий эмиссии различными источниками выбросов, их близости к реципиенту и набору специфических загрязнителей. Особенно сложным является оценка истинного распределения нагрузок из-за недостаточности информации о концентрациях всех ЗВ на масштабах суточных и недельных ритмов загрязнения. Например, рассматривая концентрации только трех ЗВ: сернистого газа, диоксида азота и формальдегида ( $SO_2$ ,  $NO_2$  и  $CH_2O$ , таблица 2), можно сделать вывод о наибольших нагрузках в центре Челябинске (посты 23, 27 и 20), а Metallургический район (посты 17, 22) будет иметь нагрузку, сравнимую с районами, удаленными от центра города (посты 28,

18 и 16). Однако, добавление всего лишь нагрузки, обусловленной концентрацией оксида азота, которая измеряется на одном 17 посту (таблица 2), заметно поднимает рейтинг Metallургического района.

Нагрузки в каждой части города имеют свой локальный суточный максимум, как отмечалось в первой части работы [3] на каждом из постов существует свой особый суточный ход. Так, для постов в центре города характерно вечернее увеличение концентраций и локальное увеличение ранним утром (7 часов утра). Для Metallургического района, района Сельмаша (юго-западная граница города) и в лесопарковой зоне – это также утро или вечер. Лишь на северо-западе города – это дневные часы.

Из этого сделаем следующее принципиальное заключение. Интегральные нагрузки, подобные приведенным в таблице 2, могут быть использо-



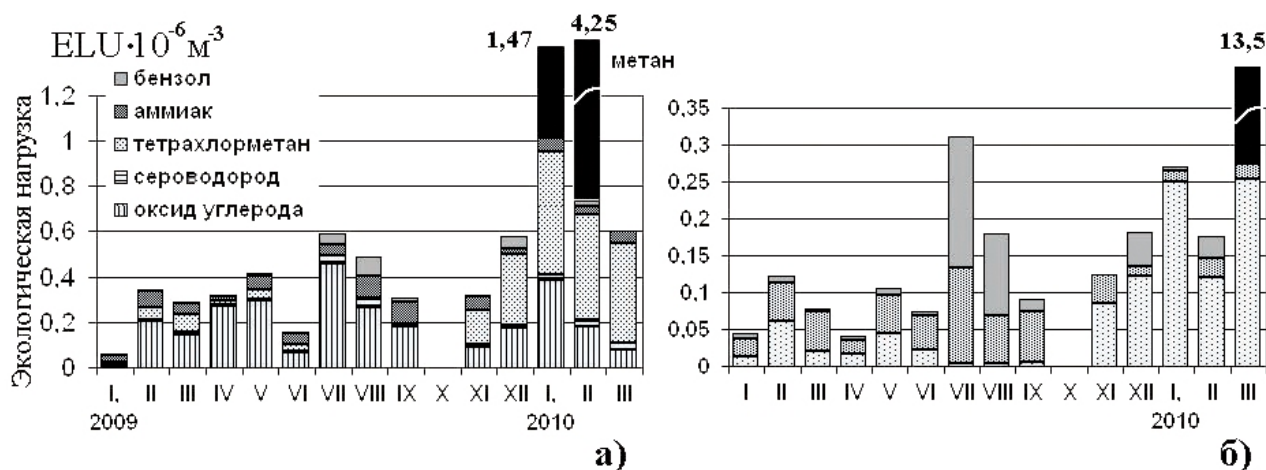


Рис. 6. Сезонный ход экологической нагрузки от эмиссии «свалочного» газа на территории (а) – городской свалки и (б) – на границе санитарно-защитной зоны СЗЗ. а) приведены все компоненты по данным мониторинга за 2009-2010 г. б) на границе СЗЗ из графика исключены СО и H<sub>2</sub>S. В январе-марте указаны концентрации метана и общая месячная нагрузка

ваны в качестве первичной основы для определения весовых коэффициентов  $g$  в формуле (3) индекса экологической опасности. В то же время при установлении иерархической соподчиненности городских природно-антропогенных систем на основе интегральных нагрузок требуется тщательный анализ природной и экономико-социальной ритмики загрязнений, установление иерархического статуса ПАС.

**Иерархический статус ПАС.** В качестве примера нами исследован сезонный ход концентраций характерных загрязняющих веществ в атмосферном воздухе, замеренных на территории городской свалки твердых бытовых отходов – элемента ПАС города Челябинска.

В целом прослеживается связь интенсивности выбросов загрязняющих веществ с годовым ходом среднемесячных температур воздуха – одного из факторов, влияющих на процессы разложения органической составляющей отходов. Показано, что повышенные концентрации оксида углерода, сероводорода, бензола и аммиака следуют за увеличением среднемесячных температур воздуха и наблюдаются в середине-конце летнего сезона (рис. 6а).

С точки зрения определения иерархии ПАС интересны два обнаруженных факта: 1) кроме ожидаемого увеличения концентраций ЗВ с ростом температуры в отдельные интервалы времени наблюдаются аномально высокие концентрации сероводорода, тетрахлорметана и аммиака; 2) в отдельные периоды жизненного цикла системы «городская свалка» концентрации на границе СЗЗ превышают концентрации непосредственно над

свалкой (см. рис 6б, в марте 2010), хотя обычно более высокие значения концентрации загрязняющих веществ наблюдаются в воздухе над территорией размещения ТБО, нежели на границе СЗЗ. Предварительная реконструкция событий (сопряженный анализ направлений ветра, сравнение компонент выбросов и положение точек замеров относительно границы этой ПАС) позволяет предположить, что в ряде случаев повышенные концентрации загрязнителей обусловлены их переносом загрязнений от других систем (городских очистных сооружений канализации, металлургического комбината ОАО «Мечел»). Таким образом, городская свалка, являясь элементом общегородской природно-антропогенной системы, функционирует как подсистема, характеризуясь своим жизненным циклом, в отдельные периоды которого отмечается преобладающее воздействие других элементов. При более длительных наблюдениях этого неорганизованного площадного источника выбросов, представляется возможным оценить общую массу выбросов ЗВ, связанных непосредственно со свалкой, и тем самым установить ее роль в функционировании ПАС более высокого иерархического статуса.

Итак, проведенное исследование подходов к оценке уровня экологической опасности позволяет сделать вывод о принципиальной совместимости реконструкций жизненного цикла природно-антропогенных систем с количественными интегральными показателями воздействий, применяемых для исследований жизненного цикла продукционных систем (LCA). Очевидные недостатки

этих технологий, базирующихся на концепции «источника воздействий», а не на «изменениях» среды, как нам представляется, в ближайшем будущем будут преодолены. Этот оптимизм подкрепляются следующим. Во-первых, идет бурное развитие международных баз данных о воздействиях, и, как следствие, объединение различных подходов в более всеобъемлющие, например метод *ReCiPe* [17] сочетает два ранних голландский подхода – один лучше отражает «изменения» и другой – «последствия». Во-вторых, идет непрерывное совершенствование научных основ экологической оценки, где центральное место в развитии подхода занимает *International Journal of Life Cycle Assessment*, в котором обсуждаются не только многочисленные LCA продуктов и технологий, но и широкий круг теоретических и прикладных вопросов природопользования, начиная от теории и практики экодизайна [14, 15] до оценок репрезентативности ландшафтных индикаторов качества среды [19].

Авторы благодарят выпускников кафедры природопользования И. Автухову, Е. Кораблеву, А. Егорову, В. Лямину, М. Исаева, Е. Оболенскую и других, участвовавших в сборе и обработке первичного материала двух частей настоящей работы. В работе учтены замечания профессора А. Ю. Даванкова, значительно улучшившие качество работы.

**Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства образования и науки Российской Федерации в рамках федеральной целевой программы «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России» на 2009-2013 годы (Соглашение № 14.В37.21.0613).**

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абдуллаев С. М. Экологическая оценка и устойчивое развитие региона: стратегия и тактика / С. М. Абдуллаев // Экологическая политика в обеспечении устойчивого развития Челябинской области : тезисы докладов межрегиональной научной конференции. – Челябинск, 2005. – С. 88-92.
2. Абдуллаев С. М. Модели экологической оценки и управление природопользованием / С. М. Абдуллаев // Вестник Челябинского государственного университета. Экология. Природопользование. – 2007. – № 6, вып. 2. – С. 7-20.
3. Голубев Г. Н. Геоэкология : учебник для студентов вузов / Г. Н. Голубев. – Москва : ГЕОС, 1999. – 338 с.
4. Гридэл Т. Е. Промышленная экология / Т. Е. Гридэл, Б. Р. Алленби; перевод с англ. под ред. Э. В. Гирусова. – Москва : Юнити-Дана, 2004. – 527 с.
5. Ежегодник выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух городов и регионов российской федерации за 2009 год / под ред. В. Б. Миляева. – Санкт-Петербург : ОАО НИИ Атмосфера, 2010. – 162 с.
6. К вопросу о локальном и региональном уровне загрязнения атмосферы / С. М. Абдуллаев [и др.] // Вестник Челябинского государственного университета. Экология. Природопользование. – 2010. – № 8, вып. 4. – С. 5-10.
7. Майорова Л. П. Оценка экологичности технологических процессов / Л. П. Майорова, О. А. Мищенко // Вестник Тихоокеанского государственного университета. – 2009. – № 2 (13). – С. 111-116.
8. Оптимизация представления уровня антропогенного воздействия на среду в целях общественной экспертизы / Е. В. Оболенская [и др.] // Экологическая политика в обеспечении устойчивого развития Челябинской области : тезисы докладов межрегиональной научной конференции, 7-8 дек. 2005 г. – Челябинск, 2006. – С. 19-20.
9. Охрана воздушного бассейна Челябинской области : статистический бюллетень / Федеральная служба государственной статистики. – Челябинск, 2006. – Ч. 3. – 210 с.
10. Background Report for a UNEP Guide to life cycle management- A bridge to sustainable products / A. A. Jensen, A. Remmen; Ed. UNEP/SETAC. – 2006. – 108 pp.
11. Calculation Methodology for the National Footprint Accounts / B. Ewing [et al.] // Global Footprint Network : Edition. – Oakland, 2008. – P. 1-17.
12. Current method for calculating national ecological footprint accounts / J. Kitzes [et al.] // Science for environment and sustainable society. – 2007. – Vol. 4, № 1. – P. 1-9.
13. Goedkoop M. Eco-indicator 99. A damage oriented for life-cycle impact assessment : Methodology report / M. Goedkoop, R. Spriensma. – Amersfoort, Netherlands, 2001. – 144 pp.
14. Kurczewski P. ISO 14062 in theory and practice – ecodesign procedure. Part 2: Practical application / P. Kurczewski, A. Lewandowska // International Journal of Life Cycle Assessment. – 2010. – Vol. 15, № 8. – P. 777-784.
15. Lewandowska A. ISO 14062 in theory and practice – ecodesign procedure. Part 1: Structure and theory / A. Lewandowska, P. Kurczewski // International Journal of Life Cycle Assessment. – 2010. – Vol. 15, № 8. – P. 769-776.
16. National Footprint and Biocapacity Accounts : The underlying calculation method / M. Wackernagel [et al.] // Global Footprint Network. – 2005. – P. 1-33. – <http://www.footprintnetwork.org>
17. ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level : PRe Consultants / R. Heijungs1 [et al.]; University of Leiden. – Leiden, Netherlands, 2009. – 132 pp.
18. Steen B. A systematic approach to environmental priority strategies in products development (EPS). Version 2000 – Models and data : CPM report 1999:5 / B. Steen;

Chalmers University of Technology. – Gotheburg, Sweden. 1999. – 312 pp.

19. Uncertainties in the application of the species area relationship for characterisation factors of land occupation

*Статья публикуется впервые.*

Абдуллаев Санжар Муталович

доктор географических наук, профессор кафедры вычислительной математики Южно-Уральского государственного университета (НИУ), г. Челябинск, т. 8(919)1205985, E-mail: [ecolcsu@gmail.ru](mailto:ecolcsu@gmail.ru)

Сапельцева Юлия Александровна

аспирантка Южно-Уральского государственного университета (НИУ), г. Челябинск, т. 8(963)0824953, E-mail: [sapeltseva@mail.ru](mailto:sapeltseva@mail.ru)

in life cycle assessment / An. M. DeSchryver [et al.] // International Journal of Life Cycle Assessment. – 2010. – Vol. 15, № 7. – P. 635-643.

Abdullayev Sanjar Mutalovitch

Doctor of Geography, Professor of the Chair of Computational Mathematics of the South Ural State University, Chelyabinsk, tel. 8(919)1205985, E-mail: [ecolcsu@gmail.ru](mailto:ecolcsu@gmail.ru)

Sapel'tseva Yulia Alexandrovna

Postgraduate student of the South Ural State University, Chelyabinsk, tel. 8 (963)0824953, E-mail: [sapeltseva@mail.ru](mailto:sapeltseva@mail.ru)