

“...загрязнение и другие нежелательные (или желательные) внешние эффекты производственной деятельности с чисто практической точки зрения следует рассматривать как часть экономической системы” В. Леонтьев

Качество технического регулирования природопользования

*Директор ИВП РАН член корреспондент РАН В.И. Данилов-Данильян,
главный научный сотрудник ИВП РАН О.М. Розенталь*

Важнейшая причина возрастания экологической напряженности – избыточный массообмен производства с окружающей средой в формах внесения в нее загрязняющих веществ и изъятия природных ресурсов. Избыточность проявляется в нарушениях экологического равновесия – локальных, региональных и глобальных, которые влекут угнетение и разрушение экосистем и угрожают кризисами и катастрофами. Необходимо ограничение антропогенных воздействий на окружающую среду, нормализация массообмена, сокращение его до объема, соответствующего ассимиляционным возможностям экосистем и их восстановительному потенциалу. Важнейшее средство достижения этой цели – техническое регулирование природопользования.

Необходимость в ограничении массообмена экономики с окружающей средой тем острее, чем выше его значения. Максимальные значения характерны для экономик индустриального типа, особенно при сырьевой ориентации. Именно такая экономика сложилась к настоящему времени в России. Соответственно, на первый план выдвигается задача обеспечения качества «установления, применения и исполнения обязательных требований...»¹ в области охраны и восстановления объектов окружающей среды. Здесь качество, в соответствии с определением международного стандарта ГОСТ Р ИСО 9000-2001 (Системы менеджмента качества. Основные положения и словарь), характеризуется вероятностью безошибочной реализации трех указанных этапов технического регулирования природопользования – установления, применения и исполнения экологических требований.

Контролируемые показатели всех этих этапов, а также средства и методы контроля (измерений) переменны [1–3]. Поэтому статистические ошибки в принципе нельзя полностью исключить. Они возникают даже при сплошном (непрерывном) контроле, но тем более неизбежны при выборочном контроле, преимущественно используемом в практике технического регулирования. В частности, предприятие может ошибочно принять сверхнормативное природопользование за нормативное, что соответствует производственной ошибке 2-го рода [2]. Тем самым причиняется неумышленный вред окружающей среде и снижается качество технического регулирования природопользования (КТРП). Схематично это представлено на рис. 1 в виде стрелки слева, обозначающей «направление причинения вреда» от его источника к реципиенту. Может ошибаться и государственный экологический контроль, приняв норма-

¹ 184-ФЗ «О техническом регулировании», ст. 1

тивное природопользование за сверхнормативное. Такова ошибка 1-го рода, совершаемая Госконтролем, – она причиняет вред природопользователю. Соответствующее «направление причинения вреда» обозначено нижней стрелкой на рис. 1. И хотя Госконтроль сам по себе не осуществляет природопользование, он может быть невольным виновником снижения КТРП в результате причинения вреда окружающей среде, если примет сверхнормативное природопользование за нормативное. Таков результат ошибок 2-го рода, совершаемых Госконтролем (на рис. 1 – стрелка справа).

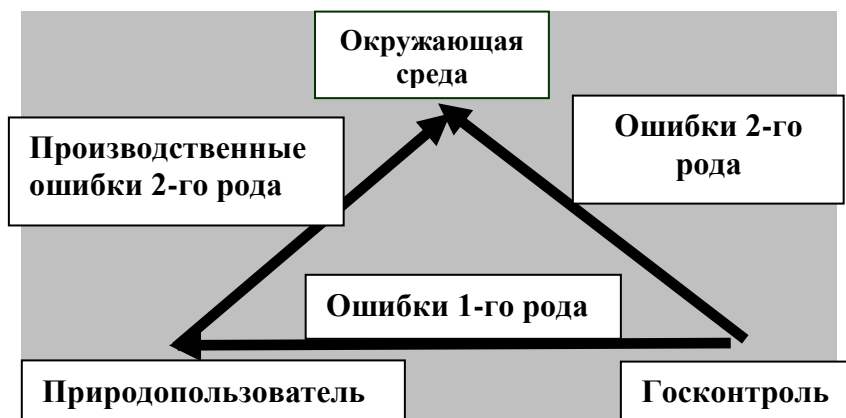


Рис. 1. Граф, демонстрирующий «направления» причинением вреда от его источника к реципиенту в системе исполнения нормативов

Рис. 1 иллюстрирует простое, но обычно игнорируемое утверждение о том, что снижение КТРП может возникать по вине не только производственных предприятий, но и Госконтроля. При этом производитель имеет одно «направление причинения вреда», а Госконтроль – два. Уже поэтому естественно предположить, что при прочих равных условиях вклад последнего в общее понижение качества за счет ошибок статистической природы может оказаться выше вклада природопользователей. Ниже показано, что еще выше тот вклад в снижение КТРП, который дает не теоретически возможная, а реально существующая современная система экологического нормирования, весьма несовершенная.

Установление экологических нормативов – физических, биологических и химических показателей безопасности окружающей среды, таких как предельно допустимая концентрация (ПДК) загрязняющих веществ, обычно осуществляется на лабораторных или аналитических моделях природных экосистем [4, 5]. Всякая модель – упрощенный образ реальности, но в случае адекватных моделей упрощение не влечет следствий, значимых для решаемой задачи. Иная ситуация при моделировании природных экосистем: здесь при современном состоянии науки значимые погрешности неизбежны; в результате факты ошибочного нормирования широко распространены. Например, состояние сообщества зоопланктона, оцененное по стабильности видового состава, в реке Суре оста-

валось благополучным, несмотря на превышение ПДК большинства измеряемых загрязняющих веществ. Напротив, в водоемах заповедника "Большая Кокшага" (республика Марий Эл) было зафиксировано угнетение зоопланктонных сообществ пойменных участков реки в условиях соблюдения ПДК [5].

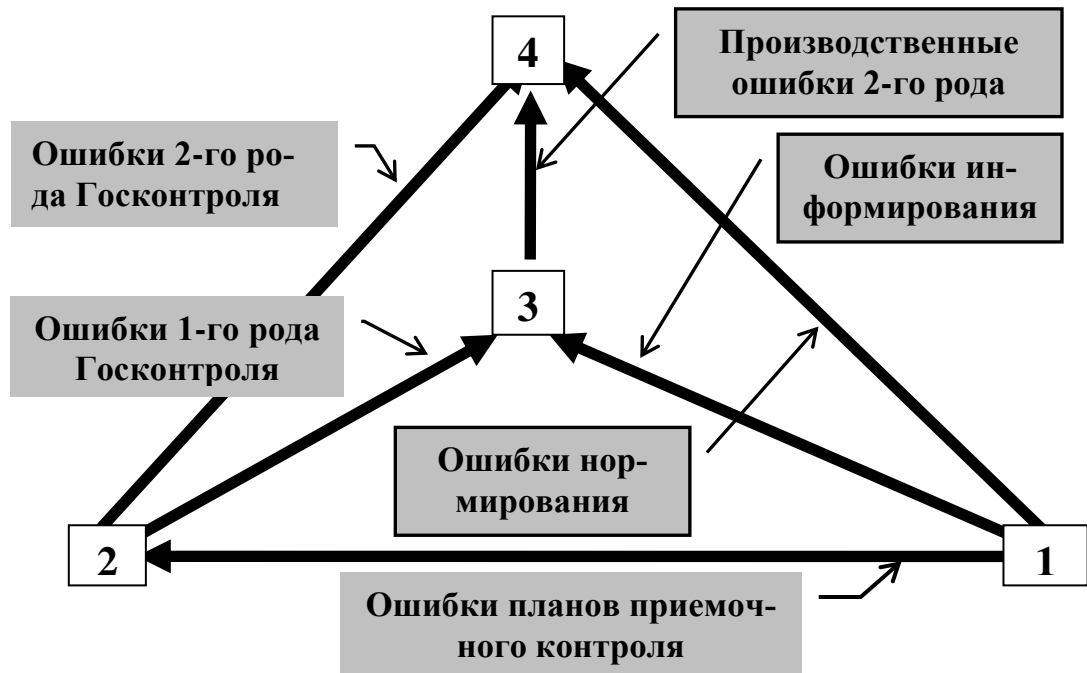


Рис. 2. Граф, демонстрирующий «направления причинения вреда» от источника к реципиенту. 1 – орган нормирования, 2 – орган госконтроля, 3 – природопользователь, 4 – объект воздействия (окружающая среда)

Система нормирования сама по себе, конечно, не причиняет вред окружающей среде. Однако ошибки нормирования могут значительно снижать КТРП; это «направление причинения вреда» от его источника к реципиенту отражено на ориентированном графе рис. 2 ребром 1→4. Существует еще одна причина снижения КТРП на стадии установления нормативов, обусловленная принятым в существующей системе нормирования «безрисковым» принципом [6]. Например, эколого-рыбохозяйственная ПДК определяется как «максимальная концентрация загрязняющего вещества, при которой в водном объекте не возникает последствий, снижающих его рыбохозяйственную ценность»². Таких «пороговых концентраций» на гладкой монотонной кривой, изображающей зависимость «доза – эффект», конечно, нет. По сути подобные нормативы назначаются в ориентации на определенный риск причинения вреда, однако соответствующие вероятностные характеристики не оцениваются и не учитываются при техническом регулировании природопользования. Это сопровождается снижением КТРП, потому что контролируемые показатели производства varia-

² МУ по установлению эколого-водохозяйственных нормативов (ПДК) и (ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: ВНИРО, 1998. – 146 с.

бельны, и природопользователи могут гарантировать выполнение нормативов (величин детерминированных) лишь с некоторым риском. Но они не могут его установить, не имея информации о рисках ошибок при нормировании.

Также и Госконтроль, не получая информацию об ошибках нормирования, не может составить корректный план выборочного анализа. Поэтому «безрисковая» концепция экологического нормирования является причиной еще двух «направлений причинения вреда», отмеченных на графе рис. 2 ребрами $1 \rightarrow 3$ и $1 \rightarrow 2$. В итоге система нормирования оказывается источником трех «направлений причинения вреда», что является аргументом в пользу предположения о наиболее высоком вкладе в снижение КТРП именно этой системы за счет ошибок статистической природы. Для качественного сравнения возможных вкладов в снижение КТРП всех участников технического регулирования – органов нормирования, Госконтроля и природопользователей – рассмотрим пример выбора экологически безопасной технологии подготовки сточных вод на одном из уральских металлургических предприятий.

Проектировалась переработка бокситов, включающая сброс в речную систему растворов солей алюминия. Предприятие имело возможность запроектировать одну из трех технологий, каждая из которых образует соответствующий ей раствор сточных вод. Сброс первого раствора (H_1), в имеющийся водоем рыбохозяйственного значения приводил к повышению в нем концентрации алюминия до 4,8 ПДК, сброс второго (H_2) – до 2,4 ПДК, третьего (H_3) – до 0,8 ПДК. Уполномоченный орган нормирования посчитал первый вид сбросов наиболее опасным, а третий приемлемым. Однако на предприятии этот вывод вызвал сомнение из-за того, что не учитывались эффекты суммативного воздействия совокупности загрязняющих веществ – как имеющихся в природной воде, так и поступающих со стоками. Было проведено дополнительное гидробиологическое исследование на группах организмов, населяющих водоем – планктонных и бентосных беспозвоночных, водорослях, макрофитах, бактериях и грибах [6]. Слабым звеном трофической цепи, удобным для оценки изменений выживаемости и плодовитости в лабораторных тестах, оказались дафнии (*моіпа масгосора*). Оценивали их угнетение в пробах вод, образующихся в водоеме при попадании в него трех рассматриваемых растворов. Исследование проводили в четырех идентичных сериях испытаний, в трех из которых были зафиксированы факты угнетения дафний с вероятностями 0,1 для H_1 , 0,8 для H_2 и 0,2 для H_3 соответственно. Этот результат не соответствует первоначальному выводу, полученному согласно концепции ПДК, от которой для данного исследования было предложено отказаться. Вместо нее был принят «беспороговый» подход к оценке опасности вод, содержащих алюминий.

Принималось, что опасность тем меньше, чем ниже концентрация металла: вероятность угнетения гидробиоты в воде, загрязненной растворами H_1 , H_2 и H_3 , изменяется в пропорции 4,8ПДК:2,4ПДК:0,8ПДК, или, после нормировки коэффициентов, 0,6:0,3:0,1; $0,6+0,3+0,1=1$. Растворы H_1 , H_2 , H_3 с априорными вероятностями негативного воздействия, равными $P(H_1)=0,6$, $P(H_2)=0,3$, $P(H_3)=0,1$ соответственно, образуют полную группу событий (точнее, такую группу образуют три события, состоящие в выборе одной из трех имеющихся технологий), при этом априорно (до испытаний) наиболее опасным выглядит раствор первого вида (относительный риск – 60%), менее опасен второй (30%) и еще меньше – третий раствор (10%) в соответствии с выводами органа нормирования. Далее учитывались результаты указанных четырех серий испытаний (события A_1, A_2, A_3, A_4 сложного события A) и оценивались условные вероятности угнетения дафний. Например, $P(A/H_1) = P(A_1A_2A_3\bar{A}_4 + A_1A_2\bar{A}_3A_4 + A_1\bar{A}_2A_3A_4 + \bar{A}_1A_2A_3A_4) = 0,0036$, где \bar{A}_i – событие, противоположное событию A_i , вероятность $P(\bar{A}_i) = 1 - P(A_i)$, в порядке принятого выше перечисления растворов $P(\bar{A}_1) = 0,9$; $P(\bar{A}_2) = 0,2$ и $P(\bar{A}_3) = 0,8$ соответственно. Знание условных вероятностей угнетения подопытных организмов воздействием перечисленных растворов ($P(A/H_1)$, $P(A/H_2)$ и $P(A/H_3)$) позволило получить апостериорные вероятности этих событий. Например,

$$P(H_1/A) = \frac{P(H_1)P(A/H_1)}{P(H_1)P(A/H_1) + P(H_2)P(A/H_2) + P(H_3)P(A/H_3)} \approx 0,017,$$

и аналогично $P(H_2/A) \approx 0,963$, $P(H_3/A) \approx 0,020$.

Этот результат противоречит первоначальному выводу о наибольшей опасности раствора первого вида. Он оказался как раз наименее опасным даже по сравнению с раствором третьего вида. Результат был дополнительно подтвержден физико-химическими исследованиями, засвидетельствовавшими эффект ингибирования токсичного алюминия в растворах первого вида благодаря тому, что они обладали повышенной щелочной реакцией. Именно защелачивание определило низкую опасность соответствующих сточных вод, что является широко известным эффектом [7, 8], учитываемым при нормировании концентрации металлов в ряде зарубежных стран³.

Трудности проведения описанных работ, снижающих ошибки водохозяйственного управления, обусловлены «безрисковой» системой нормирования,

³ Например, эколого-рыбохозяйственный ПДК алюминия в Канаде составляет 5 мкг/л при $pH < 6.5$ и 100 мкг/л при $pH > 6.5$.

которая противоречит современным императивам устойчивого развития и 184-ФЗ⁴, но практически не препятствует продолжающемуся снижению качества окружающей среды и ее ресурсов. Сверхнормативные сбросы сточных вод зафиксированы Госконтролем на уровне 33% всех сбросов [9], а вред, причиняемый только взвешенными веществами, рассчитанный по методике [10], составляет от 10 до 100 млрд рублей в год. Это свидетельствует о низком КТРП. Возможность повышения этого качества путем учета статистической природы всех этапов технического регулирования природопользования рассмотрена ниже с учетом только двух источников ошибок – применения единых ПДК для разных регионов и погрешности лабораторных экспериментов. Вероятность первой из указанных ошибок оценим по результатам приведенного выше примера величиной

$$\alpha'_1 = \frac{P(H_3 / A) - P(H_1 / A)}{P(H_3 / A)} = 0,15.$$

Вероятность второй – по доверительному интервалу измерений, установленному в документах, регламентирующих установление экологических нормативов. Как правило, это – 0,95. Тогда искомая вероятность $\alpha''_1 = 0,05$, а совместная вероятность ошибочного нормирования

$$\alpha_l = 1 - (1 - \alpha'_1)(1 - \alpha''_1) \approx 0,19.$$

Здесь и далее нижние индексы соответствуют номеру вершины графа на рис. 2.

Для оценки ошибок Госконтроля учтем, что на практике природопользователи планируют сбросы на уровне установленных объемов. При этом из-за variability контролируемых показателей производства вероятность сверхнормативного сброса ориентировочно 0,50, тогда как их доля, зафиксированная органами Госконтроля, – 0,33. Разница этих величин позволяет оценить ошибки Госконтроля 2-го рода: $\beta_2 = 0,17$. Примем, что они равны ошибкам Госконтроля 1-го рода и производственным ошибкам 2-го рода (рис. 2), чтобы оценить уровень показателей качества существующей системы технического регулирования природопользования (табл. 1).

Предлагаемая система технического регулирования предполагает замену «безрисковой» практики назначения и исполнения нормативов «статистическим» подходом, опирающимся на оценку риска. Новый подход приобретает все большее распространение в США (здесь его развивает ЕРА – Агентство охраны окружающей среды) и в странах Евросоюза. Он, в частности, предусматривает для природопользователей «право на риски», совмещенное с обязанностью оценивать и согласовывать variability контролируемых показателей с вероятностями ошибочного нормирования. Например, Директива 91/271/ЕЭС

⁴ В статье 7 этого закона указано, что требования технических регламентов устанавливаются с учётом степени риска причинения вреда

по коммунальным сточным водам устанавливает, что ~17 проб воды из 100 проверенных могут быть «несоответствующими». Это позволяет оценить новое значение $\alpha_2=\beta_2=\beta_3\approx 0,17$ (табл. 1). Учитывая также, что в предлагаемой системе $\alpha'_1=0$ и, следовательно, новое $\alpha_1=\alpha''_1=0,05$, получим результат, представленный в последней строке табл. 1.

Таблица 1. Показатели КТРП

Показатели качества существующей системы				
Риски системы нормирования	Риски Госконтроля	Риск природопользователя	Риск причинения вреда природопользователю	Риск причинения экологического вреда
$\alpha_1=\beta_1=0,19$	$\alpha_2=\beta_2=0,17$	$V_3=0,17$	$R_1=1-(1-\beta_1)(1-\alpha_2)=0,33$	$R_2=1-(1-\alpha_1)(1-\beta_2)(1-\beta_3)=0,58$
Показатели качества новой системы				
$\alpha_1=\beta_1=0,05$	$\alpha_2=\beta_2=0,08$	$V_3=0,08$	$R_1=0,13$	$R_2=0,24$

Как видно, вред, причиняемый окружающей среде со стороны всех участников технического регулирования, а также вред природопользователям со стороны органов нормирования и Госконтроля в предлагаемой системе технического регулирования, по крайней мере, в два раза ниже, чем в существующей системе.

Итак, как показано на рис. 2, техническое регулирование природопользования допускает шесть разновидностей ошибок: три на этапе нормирования, две на этапе Госконтроля и только одну при природопользовании. При этом суммарный риск причинения вреда окружающей среде законопослушным природопользователем существенно меньше риска причинения вреда природопользователю (органами Госконтроля и нормирования), который, в свою очередь, меньше суммарного риска причинения вреда окружающей среде ($\beta_3 < R_1 < R_2$). С другой стороны, совокупный вред, причиняемый всем сторонам технического регулирования существующей «безрисковой» системой нормирования, больше вреда, причиняемого Госконтролем, который больше вреда природопользования, т.е. $[1-(1-\alpha_1)(1-\beta_1)] > [1-(1-\alpha_2)(1-\beta_2)] > \beta_3$. Поэтому ставится под сомнение буквальное понимание общепринятой формулы «загрязняющий платит⁵». Наиболее крупные ошибки создает концепция так называемого «безрискового» нормирования, не позволяющая использовать технологии управления качеством – статистический контроль, методологию «Шесть сигм» и др. Вследствие этого риски сверхнормативного природопользования превышают 10^{-1} , тогда как риск несоответствия востребованной рынком продукции в настоящее время снижается до $10^{-3}-10^{-6}$ [11].

⁵ Платить должен не обязательно «загрязняющий», а виновник возникшего ущерба, каковым могут быть также органы госконтроля и органы нормирования

Учет и согласование рисков причинения вреда на основе оценки вариативности природных, промышленных и измерительных систем, позволит в разы повысить показатели КТРП. При этом появится возможность компенсировать экологический вред экономическими выгодами при условии определения допустимых рисков, на который «готово пойти общество ради ожидаемых выгод» (международный стандарт ИСО/МЭК 2). Таков путь реализации принципа «соответствия технического регулирования интересам национальной экономики» (184-ФЗ), и такова логика перехода к сбалансированному эколого-экономическому регулированию, учитывающего не только «прямое» взаимодействие участников системы (рис. 2), но также и «обратную» связь, как на рис. 3. Пояснение дано в табл. 2, где каждому ребру графа на рис. 3 соответствуют «прямой» и «обратный» потоки информации.

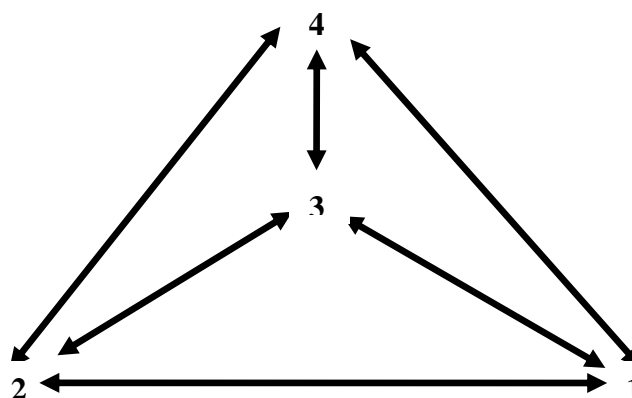


Рис. 3. Эколого-экономический баланс технического регулирования природопользования

Таблица 2. Информация, направляемая по ребрам графа рис. 3

	1	2	3	4
1		Показатели качества приемочного контроля	Вариабельность показателей природных экосистем	Локальные нормативы природопользования
2	План приемочного контроля		Воспроизводимость результатов производственного Контроля	Допустимые риски 2 рода Госконтроля
3	Вариабельность показателей систем природопользования	Воспроизводимость результатов Госконтроля		Допустимые производств. риски 2 рода
4	Фоновые показатели качества объектов окружающей природной среды	Допустимый уровень нарушения нормативов природопользования	Экологические аспекты природопользования (стандарт ИСО 14000)	

Практическое прогнозирование техногенного воздействия на окружающую среду с учетом структуры экономики в ряде стран осуществляется на основе расширенной модели межотраслевого баланса, включающего природопользование [12]. Некоторые крупные банки составляют эколого-экономические балансы своей деятельности [13], однако, ощутимого эффекта это не принесет, если то же самое не будут делать промышленные предприятия, прежде всего сырьевой ориентации. В России для этого необходима корректная система технического регулирования природопользования, способная оптимизировать регулятивный аспект отношений государства и бизнеса и повысить совокупную эффективность их деятельности.

Литература

1. Statistics for Managers. Ed. D. Levine, D. Stephan, T. Krehbiel, M. Berenson. New Jersey: Prentice Hall, 2005. P. 1113–11168.
2. Кобзарь А.И. Прикладная статистика. М.: ФИЗМАТЛИТ, 2006. – 816 с.
3. Данилов-Данильян В.И., Розенталь О.М. Парадоксы экологического нормирования. Стандарты и качество, №5, 2007. С. 42–44.
4. Булгаков Н.Г. Индикация состояния природных экосистем и нормирование факторов окружающей среды. Обзор существующих подходов // Усп. соврем. биол. 2002. Т. 122. №2. С. 115–135.
5. Булгаков Н.Г., Левич А.П., Максимов В.Н. Региональный экологический контроль на основе биотических и абиотических данных мониторинга. Н. Новгород: Изд-во Нижегородского ун-та, 2003. С. 93–259
6. Сб. методик и инструктивных материалов по определению вредных веществ для контроля источников загрязнения окружающей среды. Часть 1. Под редакцией Л.П. Ярмака. Краснодар: Северный Кавказ, 1993. – 224 с.
7. Cronan C.S., Driskol C.T. et al. A comparative analysis of aluminum biogeochemistry in a northeastern and southeastern forest watershed // Water Res. 1990. 26. P. 1413–1430.
8. Rosseland B.O., Eldhuset T.O., Staurnes M. Environmental effects of aluminum // Environ. Geochem. Health. 1990. V.12. P. 17–27.
9. Государственный доклад «О состоянии и использовании водных ресурсов РФ в 2006 году». М.: НИА Природа, 2007. С. 68–70.
10. Методика исчисления размера вреда, причиненного водным объектам вследствие нарушения водного законодательства» (утверждена приказом МПР России от 30 марта 2007 г. № 71).
11. Лapidус В.А., Розно М.И., Глазунов А.В. и др. Статистический контроль качества продукции на основе принципа распределения приоритетов. М.: Финансы и статистика, 1991. – с. 186–196.
12. Леонтьев В.В. Межотраслевая экономика. М.: Экономика, 1997. –139 с.
13. Initiative foerdern. Das Umweltmanagement der Deutschen Bank. Frankfurt am Main, April 1998. S. 31.