

ТЕРМОДИНАМИЧЕСКИЙ КРИТЕРИЙ, ХАРАКТЕРИЗУЮЩИЙ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И ЭФФЕКТИВНОСТЬ ИНЖЕНЕРНЫХ МЕРОПРИЯТИЙ, ПРИМЕНЯЕМЫХ ДЛЯ ЕЕ ЗАЩИТЫ

Д.А. Кривошеин¹, В.П. Зволинский²

¹Экономический факультет, РГТУ (МАТИ) им. К.Э. Циолковского,
Оршанская ул., 3, 121552, Москва, Россия

²Экологический факультет, Российский университет дружбы народов,
Подольское шоссе, 8/5, 113093, Москва, Россия

В статье предложены критерии новой классификации типовых экозащитных процессов, важную роль среди которых играют массообменные процессы, такие как: абсорбция, адсорбция, ионный обмен, дистилляция и др.

Экозащитная техника, или техника защиты окружающей среды, базируется на разнообразных физических, химических, биологических и физико-химических процессах. Эти процессы получили название экозащитных процессов [1]. В работе [1] нами предложена классификация типовых экозащитных процессов, важную роль среди которых играют массообменные процессы, такие как: абсорбция, адсорбция, ионный обмен, дистилляция и другие.

Обычно сложные экозащитные процессы и технологии состоят из определенного набора типовых (единичных) элементов, сочетание которых позволяет решить задачу оптимальной защиты окружающей среды.

При разработке эффективных экозащитных технологий важно количественно оценить негативное воздействие различных антропогенных и, в первую очередь, промышленных источников на окружающую среду для того, чтобы успешно нейтрализовать его. С этой целью в литературе предложено значительное число количественных характеристик [2-7].

О необходимости введения таких показателей указывается, в частности, в работе [2]. Авторы этой работы отмечают, что «такой показатель позволил бы сократить материально-технические средства, расходуемые на создание многочисленных, часто повторяющихся систем обезвреживания путем выбора наиболее совершенных, наметить пути создания новых аппаратов и методов обезвреживания в соответствии с санитарными нормами и дали бы возможность при одинаковом санитарном показателе определить экономическую эффективность сравниваемых систем».

В работах [8,9] нами введен термодинамический критерий оценки загрязнения воздушной и водной сред и эффективности инженерных мероприятий, применяемых для их защиты.

Цель данной работы — определение основных свойств термодинамического критерия ($\Delta G, W_{\text{ин}}$), применяемого для оценки качества окружающей среды и эффективности экозащитных процессов, а также установление связи между ним и критерием массообменных процессов Pa .

Обычно в качестве термодинамической характеристики организмов, экосистем и биосферы в целом выбирают энтропию. Однако такой подход, на наш взгляд, является не совсем обоснованным, т.к. учитывает изменение энтропии самой системы, но не характеризует изменение ее в окружающей

среде за границами системы. В настоящее время на основе неравновесной термодинамики в принципе можно рассчитать величину dS , однако из-за сложности определения ряда величин, требуемых при расчетах, они не получили широкого распространения.

Более плодотворным на наш взгляд является подход, который позволяет оценить работу, затрачиваемую на снижение концентрации загрязняющего вещества в окружающей среде до ПДК. С физической точки зрения необходимо определить изменение энергии при переходе термодинамической системы из состояния 1 в состояние 2. При решении экологических задач разумно предположить, что состояние 1 — это состояние воздушной или водной среды, в которой отсутствует какой-либо загрязнитель или его концентрация ниже ПДК, а в состоянии 2 концентрация загрязнителя превышает ПДК.

Возможен и обратный процесс: с экологической точки зрения это означает очистку водной или воздушной среды от соответствующего загрязнителя (его концентрация после очистки не должна превышать ПДК). Оценивая величину полной работы при осуществлении этого процесса, мы можем энергетически оценить степень загрязнения окружающей среды: чем сильнее она загрязнена, тем большая работа требуется для ее восстановления (очистки).

Если при сбросе в окружающую среду загрязнителей ее температура и давление остаются постоянными или изменение этих параметров пренебрежимо мало, то для процессов со стационарным потоком полная и полезная работа может быть оценена величиной изменения свободной энергии, происходящей при переходе системы из состояния 1 в состояние 2:

$$-\Delta G = G_1 - G_2, \quad (1)$$

где: ΔG — изменение свободной энергии при переходе системы из состояния 1 в состояние 2; ΔG_1 — свободная энергия системы в состоянии 1; ΔG_2 — свободная энергия системы в состоянии 2.

Отрицательное значение ΔG означает, что система сама производит работу над внешней средой, а положительный знак указывает, что над системой работа производится извне. Обозначив максимальную полную или полезную работу символом $W_{\text{вн}}$, можем записать ее связь с ΔG :

$$\Delta G = -W_{\text{вн}}. \quad (2)$$

В случае, если система самопроизвольно совершает работу над окружающей средой ($\Delta G < 0$), то $W_{\text{вн}}$ — положительна.

Между изменением энергии Гиббса ΔG и приращением энтропии ΔS существует тесная связь, которая при постоянной температуре и давлении характеризуется следующей зависимостью:

$$\Delta G = \Delta H - T\Delta S, \quad (3)$$

где: ΔH — изменение энтальпии системы при ее переходе из состояния 1 в состояние 2; T — температура процесса; ΔS — изменение энтропии системы при ее переходе из состояния 1 в состояние 2.

Для практического использования нами были выбраны уравнения, характеризующие изменение энергии Гиббса в идеальных газах и растворах при изотермических условиях. Эти уравнения записываются в следующем виде:

$$\text{для газа: } \Delta G = RT \ln \frac{P_2}{P_1} = 2,3 RT \lg \frac{P_2}{P_1}. \quad (4)$$

$$\text{для раствора: } \Delta G = RT \ln \frac{C_2}{C_1} = 2,3 RT \lg \frac{C_2}{C_1}, \quad (5)$$

где: P_1 – парциальное давление токсичной i -й примеси в воздушной среде до ее загрязнения; P_2 – парциальное давление токсичной i -й примеси в воздушной среде после ее загрязнения; C_1 – концентрация токсичной i -й примеси в водной среде до ее загрязнения; C_2 – концентрация токсичной i -й примеси в водной среде после ее загрязнения; R – универсальная газовая постоянная; T – абсолютная температура.

Если обозначить индексами « n » и « k » начальное и конечное состояния системы (воздушной и водной сред), то $P_1 = P_n$, $C_1 = C_n$, $P_2 = P_k$, $C_2 = C_k$.

Путем простейших преобразований из уравнения (4) легко получить выражение (5). В работе показано, что выражение (23) может быть использовано и для расчета ΔG для воздушной среды. Для проведения практических расчетов его целесообразно использовать в виде:

$$\Delta G = 2,3 RT \ln \frac{C_k}{C_n} = 2,3 RT \lg \frac{C_k}{ПДК}, \quad (6)$$

где $ПДК$ – предельно допустимая концентрация загрязняющего вещества в водной или воздушной среде.

Если $ПДК$ на конкретное токсичное вещество отсутствует, его можно заменить $ВДК$ [2]. В дальнейшем, при описании термодинамического критерия, мы будем подставлять в выражение для него величину $ПДК$, имея в виду, что в случае необходимости ее можно заменить на $ВДК$.

При сбросе загрязняющих веществ в окружающую среду без очистки $C_k > C_n > ПДК$, поэтому ΔG для этого случая положительно. Это означает, что технологический процесс производит работу над окружающей средой, затрачивая часть своей энергии на ее загрязнение токсичными веществами. Для возвращения окружающей среды в первоначальное состояние, т.е. для снижения концентрации загрязняющего вещества путем очистки до первоначальных значений, необходимо затратить внешнюю работу: $-W_{вн} = \Delta G$. В реальных условиях затраченная работа будет превышать $-W_{вн}$, т.к. процесс очистки проходит в условиях, отличных от равновесных. В этом случае $\Delta G > 0$ и $W_{вн} < 0$.

При использовании экозащитных процессов для снижения загрязнения окружающей среды: $C_n > ПДК \geq C_k$. Для этого случая ΔG – отрицательна, а $W_{вн}$ – положительна (самопроизвольный процесс). С экологической точки зрения это означает, что в случае смещения очищенных выбросов или сбросов с неочищенными содержание загрязняющего вещества снижается самопроизвольно, т.е. без затрат внешней энергии. Этот прием реально применяется в экологической химии и технологии.

Из вышеизложенного следует, что величины ΔG или $W_{вн}$ являются достаточно информативными при анализе техногенного загрязнения окружающей среды.

Термодинамические уравнения [4, 6], содержащие концентрацию, имеют простой вид, если они получены для идеальных газов или для достаточно

разбавленных растворов, в которых растворенное вещество подчиняется уравнению состояния идеального газа. Для того, чтобы сохранить простой вид полученных уравнений при применении их к реальным системам, концентрацию надо заменить термодинамической активностью [11-13].

Для работы разбавления реального раствора $W_{\text{ин}}^P$ можно записать:

$$W_{\text{ин}}^P = RT \ln \frac{C\gamma}{C_0\gamma_0}, \quad (7)$$

где C — начальная концентрация (молярная) растворенного вещества; C_0 — конечная концентрация (молярная) растворенного вещества; γ и γ_0 — коэффициенты активности в начальном и конечном состояниях.

Как указывает В.В. Скорчеллетти [11], уравнение (7) «совершенно правильно выражает величину изотермической работы разбавления или вообще изменения концентрации реального раствора».

$$\text{Соответственно, } \Delta G_{\text{реальн.}} = -W_{\text{ин}}^P. \quad (8)$$

Известно [12, 13], что произведение $C\gamma = \bar{a}$ называется активностью, причем, чтобы активность была определенной величиной, необходимо за стандартное состояние принять такое, при котором активность вещества в растворе или газовой смеси равна единице [11]. Учитывая это, вместо выражения (7) можно записать:

$$W_{\text{ин}}^P = RT \ln \frac{C\gamma}{C_0\gamma_0} = RT \ln \bar{a}. \quad (9)$$

Для реального газа выражение (4) можно записать следующим образом:

$$\Delta G_{\text{реальн.}} = RT \ln \frac{f_2}{f_1}, \quad (10)$$

где f_2 и f_1 — летучести газа в конечном и начальном состояниях.

Следуя работам [11-13] и обозначив $f_2 = f_0$ и $f_1 = f$, получим выражение для $W_{\text{ин}}^P$: $W_{\text{ин}}^P = RT \ln \frac{f}{f_0}$, (11)

где f — летучесть вещества в данном состоянии; f_0 — летучесть вещества в стандартном состоянии.

Уравнения (9) и (11) определяют одну и ту же величину: работу изотермического изменения концентрации или давления реального раствора или газа [11]. Поэтому

$$\frac{f}{f_0} = \bar{a}. \quad (12)$$

Последнее выражение можно сформулировать следующим образом [11-13]: активность реального газа или растворенного вещества в реальном растворе равна отношению летучести этого вещества f в данном состоянии к летучести его f_0 в некотором стандартном состоянии, при котором активность равна единице. Для чистых веществ, не содержащих примесей, при стандартных условиях ($T=298$ К, $P=1$ атм) активность равна единице [11].

Таким образом, коэффициент активности исправляет концентрацию так, чтобы уравнения для идеальных систем были справедливы и для реальных систем.

Мы оценили применимость уравнений (5) и (7) при расчете ΔG для малоконцентрированных (промывных) хромосодержащих стоков, концентрация $Cr(VI)$ в которых лежала в пределах 30÷52 мг/л.

Величину коэффициента активности γ_{\pm} мы определяли на основании электростатической теории растворов. Из трех, наиболее часто используемых для практических расчетов уравнений Дебая-Хюккеля, Гентельберга и Девиса [14], было выбрано первое, как наиболее простое. Оно позволяет производить расчеты, если концентрация загрязнителей в растворах (стоках) не больше 0,05–0,1 моль/л [11]. Концентрация исследованных нами хромосодержащих стоков ниже этого предела, что делает применение этого уравнения обоснованным.

Проведенные расчеты показали, что разница между ΔG , рассчитанному по уравнению (5) и $\Delta G_{реальн.}$, полученного из выражений (7) и (8), составляет приблизительно 1–2%, что делает вполне допустимым расчет $\Delta G_{реальн.}$ по уравнению (5).

При расчете $\Delta G_{реальн.}$ для воздушной среды следует учесть, что при нормальных условиях (атмосферное давление) уравнение идеального газа, положенное в основу выражения (4), дает отклонение при расчете свойств реальных газов в пределах 2–5% [12]. В том случае, если такая точность расчета термодинамического критерия является приемлемой, то применение уравнения (4) для расчета $\Delta G_{реальн.}$ для газов можно считать обоснованным.

Укажем, что уравнения (4) и (5) могут служить основой и для расчета термодинамического критерия для многокомпонентных растворов (стоков) и газовых смесей, что следует из экстенсивного свойства свободной энергии. Однако вывод и обоснование данных зависимостей выходит за рамки данной статьи.

Изменение энтропии ΔS для данных условий в рассматриваемой системе определяется выражением:

$$\Delta S = -\frac{\Delta G}{T}, \quad (13)$$

соответственно, из уравнений (22) и (23) следует:

$$\Delta S = -2,3R \lg \frac{P_2}{P_1} \quad (\text{для газа}) \quad (14)$$

и

$$\Delta S = -2,3R \lg \frac{C_2}{C_1} \quad (\text{для раствора}). \quad (15)$$

Из выражения (25) следует, что если $\Delta G < 0$, то $\Delta S > 0$ (в самопроизвольных процессах энтропия в системе возрастает), а при $\Delta G > 0$, то $\Delta S < 0$ (если над системой производится внешняя работа, то в ней может происходить локальное снижение энтропии). Для практических расчетов ΔS как в случае газовых выбросов, так и в случае водных сбросов может быть рекомендовано уравнение (15).

Величина ΔG может быть использована и для термодинамической оценки эффективности работы очистных устройств. Для этого преобразуем формулу (5), приравняв $C_1 = C_{\text{вх}}$ и $C_2 = C_{\text{вых}}$, где: $C_{\text{вх}}$ — концентрация загрязняющего вещества до очистки (на входе в очистное сооружение), а $C_{\text{вых}}$ — концентрация загрязняющего вещества после очистки, в результате получим:

$$\Delta G = RT \ln \frac{C_2}{C_1} = 2,3RT \lg \frac{C_{\text{вых}}}{C_{\text{вх}}}. \quad (16)$$

Показатель эффективности экозащитного процесса η определяется из следующего выражения: $\eta = \frac{(C_{\text{вх}} - C_{\text{вых}})}{C_{\text{вх}}}$, (17)

где: $C_{\text{вх}}$ и $C_{\text{вых}}$ — концентрации загрязняющих примесей до и после проведения процесса очистки.

Выразим из него $C_{\text{вых}}$ и подставим ее в равенство (16):

$$\Delta G = 2,3RT \lg \frac{C_{\text{вых}}}{C_{\text{вх}}} = 2,3RT \lg \frac{C_{\text{вх}}(1-\eta)}{C_{\text{вх}}} = 2,3RT \lg(1-\eta), \quad (18)$$

где η — эффективность очистки.

Равенство (18) связывает величину ΔG с достигаемой эффективностью очистки: чем больше η , тем больше и величина $-\Delta G$ или тем больше величина $W_{\text{ан}}$. В работе установлена связь между величиной ΔG и степенью неравновесности экозащитного процесса, характеризуемого коэффициентом извлечения φ токсичного вещества из воздушного выброса или водного сброса при очистке:

$$\Delta G = 2,3RT \lg(1 - a\varphi), \quad (19)$$

где a — константа, характеризующая экозащитный процесс ($a < 1$).

Величина a , входящая в выражение для свободной энергии (20), представляет собой отношение эффективности к неравновесности процесса очистки. Кроме того, этот параметр можно трактовать, как остаточную концентрацию загрязняющего вещества после проведения процесса очистки в равновесных условиях.

Из последнего равенства следует, что чем больше неравновесность экозащитного процесса, т.е. чем меньше φ , тем меньше способность системы к совершению самопроизвольной работы. Из равенств (25), (29) и (30) легко определить изменение энтропии системы ΔS как функции от η , a и φ :

$$\Delta S = -2,3R \lg(1 - \eta), \quad (20)$$

и

$$\Delta S = -2,3R \lg(1 - a\varphi). \quad (21)$$

Далее рассмотрим связь между введенным нами термодинамическим критерием и критерием равновесности массообменного процесса. Установление такой связи весьма важно с практической точки зрения, так как значительную часть экозащитных процессов составляют массообменные процессы.

Функцией, характеризующей полноту протекания процессов в массообменных аппаратах, является критерий равновесности Pa , введенный в работах [2, 15-17]:

$$Pa = \ln\left(\frac{1}{1-\eta}\right), \quad (22)$$

где η — эффективность извлечения вещества в массообменном аппарате.

Этот критерий характеризует степень приближения системы к равновесному состоянию [17]. С термодинамической точки зрения критерий равновесности характеризует меру уменьшения химического потенциала компонента в процессе массообмена, происходящего в изотермических условиях. При равновесии $Pa \rightarrow 1$ и $\eta \rightarrow 1$.

Установим связь между термодинамическим критерием, рассчитываемым по формуле (18), и критерием равновесности Pa , определяемом по выражению (22).

Для этого преобразуем выражение (22):

$$Pa = \ln\left(\frac{1}{1-\eta}\right) = \ln 1 - \ln(1-\eta) = -\ln(1-\eta). \quad (23)$$

$$\text{Отсюда: } \ln(1-\eta) = -Pa \quad (24).$$

Переходя к натуральным логарифмам в выражении (18), имеем:

$$\Delta G = RT \ln(1-\eta) = -RT \ln Pa. \quad (25).$$

Аналогично устанавливается связь между выражениями (21) и (22):

$$\Delta G = RT \ln(1-\eta) = RT \ln(1-a\varphi) = -RT \ln Pa. \quad (26).$$

С практической точки зрения выражения (25) и (26) позволяют вычислить термодинамический критерий по известному критерию равновесности. Пример расчета термодинамического критерия (ΔG_{298}^0 , кДж / моль), проведенного с использованием зависимостей (18), (22) и (25), представлен в табл. 1.

Таблица 1

Результаты расчета термодинамического критерия (ΔG_{298}^0 , кДж / моль), проведенного по формулам (18), (22) и (25)

η	$\ln(1-\eta)$	Pa	ΔG_{298}^0 , кДж / моль
0	0	0	0
0,1	- 0,1054	0,1054	- 0,26
0,3	- 0,3567	0,3567	- 0,88
0,5	- 0,6931	0,6931	- 1,72
0,7	- 1,2040	1,2040	- 2,98
0,9	- 2,3026	2,3026	- 5,70
1,0	- ∞	∞	∞

Как следует из представленной таблицы, величины термодинамического критерия, рассчитанные по формуле (18) и формулам (22) и (25), совпадают.

Практическое использование термодинамического критерия может быть показано на примере выбора наиболее эффективного метода очистки промывных стоков от шестивалентного хрома.

По литературным данным [18, 21], наиболее часто для этой цели используют реагентный (Р), электрокоагуляционный (Э), гальванокоагуляционный (ГК) и ионообменный (ИО) методы очистки.

Для расчета термодинамического критерия использовали уравнение (16). В этом выражении $C_{\text{вых}}$ равняется предельно допустимой концентрацией на

шестивалентный хром, т.е. $C_{вых} = ПДК_{Cr(VI)} = 0,1 \text{ мг/л}$ [2]. В качестве $C_{вх}$ подставляем максимальные (пороговые) концентрации шестивалентного хрома, при которых эффективно использовать сравниваемые методы очистки. Эти концентрации для реагентного, электрокоагуляционного, гальванокоагуляционного и ионообменного метода очистки составят, соответственно, 500 мг/л, 100 мг/л, 1300 мг/л и 300 мг/л [18, 20, 21].

Расчет проведем для нормальных условий и будем считать, что температура и давление не изменяются, или изменяются незначительно, во время процесса очистки.

Результаты расчета сведены в табл. 2.

Таблица 2

Количественная оценка эффективности применения Р, ЭК, ГК и ИО-методов для очистки промывных хромсодержащих стоков с использованием термодинамического критерия

Метод очистки	Критерий $\Delta G_{298}^0 (W_{вн}), \text{кДж/моль}$
Реагентный (Р)	-21,1 (21,1)
Электрокоагуляционный (Э)	-17,1 (17,1)
Гальванокоагуляционный (ГК)	-23,4 (23,4)
Ионообменный (ИО)	-19,8 (19,8)

Расчитанные величины относятся к 1 молю раствора после очистки. Таким образом, применение термодинамического критерия позволяет выделить из множества различных способов очистки равноценные (близкие по эффективности) и провести между ними ранжирование.

Полученные при расчетах данные (табл.2) указывают на то, что с термодинамической точки зрения наибольшее повышение качества окружающей среды достигается при использовании ГК-метода очистки, затем следует Р-метод, ИО-метод и замыкает этот ряд ЭК-метод очистки.

Под повышением качества окружающей среды здесь понимается способность водных растворов (стоков) после очистки снижать концентрацию загрязняющего элемента $Cr(VI)$ в начальных (неочищенных) сбросах при смешении (разбавлении) неочищенных и очищенных вод.

Более удобную трактовку результатам, полученным при расчете ΔG , можно дать, если вместо ΔG использовать величины внешней работы $W_{вн}$, связанной с ΔG соотношением (2). Расчеты показывают, что для очистки, например, реагентным методом от максимально возможной концентрации шестивалентного хрома до ПДК необходимо приложить внешнюю (максимальную) работу, равную 21,1 кДж/моль. Отметим, что $W_{вн}$ также относится к 1 молю очищаемого раствора с максимально допустимой концентрацией шестивалентного хрома (т.е. 500 мг/л, 100 мг/л, 1300 мг/л и 300 мг/л).

Из этого следует, что наибольшая термодинамическая работа, которую необходимо затратить для очистки 1 моля начального раствора, загрязненного шестивалентным хромом при максимальной его концентрации, характерна для ГК-метода, затем следует Р, ИО и ЭК-методы.

При анализе результатов расчетов ΔG обращает на себя внимание такой факт, что полученные нами величины — числа одного порядка. Как известно [22], для применения критериальных методов достаточно порядковых оценок, характеризующих эквивалентность сравниваемых процессов. Из этого следует, что эффективность сравниваемых методов очистки от ионов шестивалентного

хрома с термодинамической точки зрения приблизительно одинакова, и каждый из них может быть использован для достижения указанной цели.

Отметим, что эти расчеты проведены для равновесных условий. В неравновесных условиях, в зависимости от наличия известных параметров, расчеты необходимо вести по уравнениям (18), (19), (25).

Введенный нами термодинамический критерий можно эффективно использовать на первом этапе исследований для ранжирования конкурирующих методов защиты окружающей среды с последующим уточнением результатов на основе проведенных теоретических и экспериментальных проработок.

Выводы

1. Проанализированы основные свойства термодинамического критерия. Показано, что он может быть использован для характеристики как равновесных, так и неравновесных экозащитных процессов.

2. Установлена связь между термодинамическим критерием и критерием равновесности массообменных процессов Ра.

3. Показано практическое применение термодинамического критерия на примере выбора наиболее эффективного метода очистки промывных стоков от шестивалентного хрома.

ЛИТЕРАТУРА

1. Кривошеин Д.А., Зволинский В.П. Основные методы разработки новых экозащитных процессов и технологий. Вестник Российского университета дружбы народов. Серия Экология и безопасность жизнедеятельности, №6, 2002. - С. 28-40.
2. Беспамятнов Г.П., Кротов Ю.А. Предельно-допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. - Л.: Химия, 1985. - 528 с.
3. Калыгин В.Г., Попов Ю.П. Порошковые технологии: экологическая безопасность и ресурсосбережение. Учебное пособие. - М.: МГАХМ, 1996. - 212 с.
4. Бондарева Т.И. Экология химических производств. - М.: МИХМ, 1986. - 92 с.
5. Балацкий О.Ф., Ермоленко Б.В., Журавский А.Ю. и др. Безотходное производство: Экономика, технология, управление. «Охрана природы и воспроизводство природных ресурсов» - М.: ВИНТИ, 1987. - т.17. - 184 с.
6. Исфорт Г. Производственные процессы и окружающая среда. - М.: Прогресс, 1983. - 272 с.
7. Быков А.А., Мурзин Н.В. Проблемы анализа безопасности человека, общества и природы. СПб.: Наука, 1997. - 247 с.
8. Кривошеин Д.А., Харламова М.Д., Зволинский В.П. Термодинамическая оценка эффективности работы очистных сооружений и устройств. / Вестник Российского университета дружбы народов. Серия Экология и безопасность жизнедеятельности, №7, 2003. - С. 74-79.
9. Кривошеин Д.А., Харламова М.Д., Зволинский В.П. Термодинамическая оценка загрязнения окружающей среды и эффективности применения экозащитных мероприятий. / Вестник Российского университета дружбы народов. Серия Экология и безопасность жизнедеятельности, №7, 2003. - С. 122-129.
10. Одум Ю. Экология. В 2-х томах. - М.: Мир, 1986. - 328 с.
11. Скорчеллетти В.В. Теоретическая электрохимия. - М.: Химия, 1970. - 608 с.
12. Жуховицкий А.А., Шварцман Л.А. Физическая химия. - М.: Металлургия, 1968. - 520 с.
13. Киреев В.А. Курс физической химии. - М.: Химия, 1975. - 772 с.
14. Набойченко С.С., Юнь А.А. Расчеты гидрометаллургических процессов. - М.: МИСИС, 1995. - 428 с.
15. Дьяконов Г.К. Вопросы теории подобия в области физико-химических превращений. - М.: Изд-во АН СССР, 1956. - 206 с.
16. Позин М.Е., Тарат Э.Я., Орехов И.И. К вопросу о коэффициенте полезного действия массообменных аппаратов. ЖПХ, т. 37, №3, 1964. - С. 632-639.

17. Пенный режим и пенные аппараты. Под ред. И.П. Мухленова и Э.Я. Тарата. — Л.: Химия, 1977. — 391 с.
18. *Кривошеин Д.А., Кукин П.П., Лапин В.Л.* и др. Инженерная защита поверхностных вод от промышленных стоков. Учебное пособие. — М.: Высшая школа, 2003. — 344 с.
19. *Соловьева Н.Д., Савельева Е.А.* Экологические проблемы гальванических производств. — Саратов: Изд-во СГТУ, 1997. — 48 с.
20. *Запольский А.К., Образцов В.В.* Комплексная очистка сточных вод гальванического производства. К.: Техника, 1989. — 300 с.
21. Гальванические процессы. Каталог ИХХТ АН ЛССР. Вильнюс: 1983. — 64 с.
22. *Касаткин А.Г.* Основные процессы и аппараты химической технологии. — М.: Химия, 1973. — 752 с.

THERMODYNAMIC CRITERIA OF ENVIRONMENTAL POLLUTION AND TECHNIC MEASURES FOR ITS PROTECTION

D.A. Krivoshein, V.P. Zvolinski

*Economic Department, Russia state Technic University,
Orshanskaya str., 3, 121552, Moscow, Russia,
Ecological Faculty, Russian Peoples' Friendship University,
Podolskoye shosse, 8/5, 113093, Moscow, Russia*

Here is suggested the new classification of typical environmental protection processes, based on absorption, adsorption, ion changes, distillation and is offers.
