

УДК 621.43.662.61

П. М. Канило, д-р техн. наук

А. Л. Шубенко, член-кор. НАН Украины

Институт проблем машиностроения им. А. Н. Подгорного НАН Украины
(г. Харьков, e-mail: pmk@ipmach.kharkov.ua)

МИНИМИЗАЦИЯ КАНЦЕРОГЕННОЙ ОПАСНОСТИ ЭНЕРГОУСТАНОВОК

Проанализировано влияние различных видов углеводородных топлив, в том числе высокоароматизированных, а также качества организации их сжигания на канцерогенность отработавших газов. Изложены основы минимизации экологоканцерогенной опасности топливосжигающих установок.

Проаналізовано вплив різних видів вуглеводневих палив, у тому числі високоароматизованих, а також якості організації їх спалювання на канцерогенність відпрацьованих газів. Викладено основи мінімізації екологоканцерогенної небезпеки паливоспалюючих установок.

Введение

В настоящее время более 70% энергии, потребляемой во всем мире, производится за счет использования углеводородных топлив (УВТ), особое внимание уделяется экологическим аспектам их сжигания. Продукты сгорания УВТ, в том числе отработавшие газы (ОГ) двигателей внутреннего сгорания (ДВС), содержат различные экологически опасные компоненты, в том числе регламентируемые Европейскими нормами (Евро-V, 2008 г.): оксид углерода (СО), несгоревшие углеводороды (СН), оксиды азота (NO_x) и твердые частицы (ТЧ), включающие в основном сажистые частицы (СЧ). Кроме перечисленных ингредиентов в ОГ присутствуют оксиды серы (регламентируемые уровнем содержания серы в УВТ), канцерогенные углеводороды (КУ), которых в ОГ автотранспортных средств с ДВС идентифицировано ~460, и другие вредные вещества (ВВ). Их воздействие на организм человека отличается большим многообразием. Известно [1–5], что продукты сгорания УВТ обладают канцерогенной и мутагенной активностью (т.е. способностью вызывать раковые заболевания у живых организмов и мутации клеток). В международной практике индикатором присутствия приоритетной группы КУ (14 КУ) принято считать бенз(а)пирен (БП – С₂₀H₁₂), который является наиболее активным и стойким канцерогеном и для которого установлены нормы предельно допустимых среднесуточных концентраций в воздухе населенных мест ([ПДК_{БП}]_{СС} = 10⁻⁶ мг/м³) и в рабочей зоне ([ПДК_{БП}]_{РЗ} = 0,00015 мг/м³). Установлены положительные корреляционные связи между суммарной канцерогенной агрессивностью приоритетной группы КУ (с учетом индекса канцерогенной агрессивности (ИКА) *i*-го КУ) и БП (ИКА = 1) в ОГ автомобилей с ДВС [6]

$$\sum_{i=1}^{14} \bar{m}_{KY(i)} \cdot ИКА_i \cong 1,3 \cdot \bar{m}_{БП}, \text{ г/км.}$$

Загрязнение атмосферы городов канцерогенными ингредиентами

По данным работы [3] эмиссия БП в масштабах всего земного шара составляет более 5000 т в год. При этом наблюдается существенная неравномерность среднестатистических данных по содержанию БП в атмосфере в зависимости от промышленного развития тех или иных регионов. Стремительное увеличение транспортных средств с ДВС (их число уже достигло 1 млрд.), а также их дизелизация резко усиливают загрязненность атмосферы, особенно в крупных городах, канцерогенно-мутагенными соединениями. Так, в начале XXI в.

среднегодовая концентрация БП в атмосфере крупных городов России и Украины превышала $[ПДК_{БП}]_{СС}$ в 2–5 раз, а средние концентрации БП, регистрируемые на автомагистралях городов, на порядок превышали указанную концентрацию во внутригородских парках. В местах же интенсивного движения автотранспорта концентрация БП в воздухе превышала уровень $[ПДК_{БП}]_{СС}$ ~ на два порядка [4–5].

Следует особо учитывать, что экологоканцерогенная опасность (ЭКО)_j транспортных средств с ДВС в основном (на 90% и более) определяется двумя парами супертоксикантов: КУ+ТЧ и КУ+NOx [6–7]. Пористая поверхность ТЧ способна сорбировать микрочастицы других соединений, в первую очередь КУ. При этом КУ, адсорбируемые ТЧ, значительно агрессивнее воздействуют на живые организмы. Поэтому одним из основных факторов распространения КУ в окружающей среде (ОС) являются ТЧ, а также пыль, на которой также сорбируются КУ. Предельно опасными являются совместные воздействия КУ и NOx, которые в условиях ОС синтезируют нитроканцерогенные соединения, обладающие мутагенными свойствами. Таким образом, (ЭКО)_j топливосжигающих установок, в том числе транспортных средств с ДВС, в основном определяются канцерогенно-мутагенным воздействием на человека [6–10]. Особо следует отметить, что с повышением уровней содержания ТЧ в ОГ автомобилей, например оборудованных дизелями, оценка их (ЭКО)_j может оказаться существенно заниженной из-за неполноты определения уровней БП в составе ТЧ, осевших на фильтрах при традиционном зондофильтрационном отборе проб ОГ для анализа. В работе [11] экспериментально установлено, что часть БП (до 90%) остается в ТЧ в связанном состоянии и не выделяется даже при интенсивной экстракции в органическом растворе (бензоле). Поэтому создание комплексных методик по реальной оценке (ЭКО)_j топливосжигающих установок с учетом суммарной канцерогенности продуктов сгорания УВТ, отработка методов снижения выбросов КУ и их уничтожения приобретают особую актуальность.

Образование и выгорание КУ при сжигании углеводородных топлив

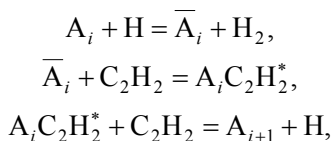
При сжигании УВТ, в том числе в камерах сгорания (КС) ДВС, реализуются условия как для образования различных токсичных ингредиентов (в первую очередь NOx и ТЧ), так и для синтеза более тяжелых углеводородов, в том числе канцерогенных полициклических ароматических углеводородов (ПАУ). Анализ предлагаемых различными авторами схем и механизмов синтеза БП при горении углеводородных топлив показывает, что его образование определяется концентрацией продуктов пиролиза исходного топлива, среди которых важную роль играет ацетилен (C_2H_2). Высказываются предположения, что БП и другие КУ могут рассматриваться как один из этапов образования СЧ. Образование БП в условиях диффузионных пламен зависит от многих показателей организации горения топлива в КС, в том числе от вида топлива, качества его распыливания и смесеобразования, интенсивности диффузионных процессов, времени пребывания горючей смеси в зоне горения, конструктивных характеристик КС и т.д. При распыливании жидкого топлива сравнительно большое количество крупных капель топлива сепарируется на периферии КС, т.е. в «холодных» пристеночных зонах, где образуются высокие уровни БП, а их окислительные реакции заморозены.

Следует отметить, что существенное влияние на уровни образования БП при сжигании конкретного топлива оказывает неоднородность горючей смеси и связанные с ней локальные пульсации коэффициента избытка воздуха (α_n) относительно своего среднего значения ($\bar{\alpha}$), которые приводят к лавинообразному увеличению концентрации БП в областях, где $\alpha_n \leq 0,6$, что затем и отражается на среднем уровне концентраций БП на выходе из КС. Концентрация БП в ОГ автотранспортных средств с ДВС определяется как интенсивностью его образования в переобогащенных топливом зонах, так и дальнейшими процессами выгорания этого вещества при наличии свободного кислорода. При этом экспериментально установлено, что относительная концентрация БП в ОГ автомобилей может снижаться на 2–3 порядка. Скорость окисления БП предельно высокая, его выгорание определяется диффузионными процессами, и этот фактор является превалирующим. Иначе обстоит дело с сажистыми частицами. Их выгорание определяется кинетикой гетерогенных реакций, и требуется

существенно большее время, чем для окисления БП. Поэтому значительная часть сажи, образовавшейся в первичной зоне факела, не успевает окислиться, и увеличение режима работы ДВС сопровождается ростом дымности ОГ двигателей.

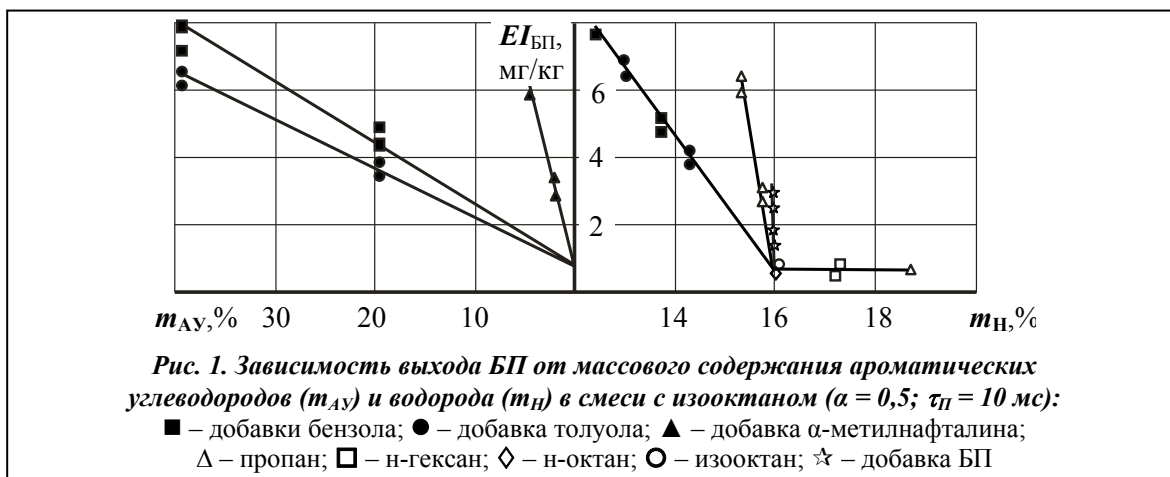
Влияние химического состава и структуры топлив на уровни выбросов бенз(а)пирена

Следует отметить, что для конкретного топливосжигающего устройства, в том числе транспортного средства с ДВС, значимое влияние на уровни выбросов БП с продуктами сгорания оказывает вид топлива, в том числе его структура и водородный показатель, включая уровни содержания ароматических углеводородов (АУ) и особенно ПАУ. В современных нефтяных топливах существенно увеличена доля АУ и ПАУ, поэтому изучаемый процесс по уровням выбросов БП с ОГ транспортных средств с ДВС очень актуален. Механизмы образования БП рассмотрены практически только в схематическом виде и не включают в себя констант химических реакций. В работе [3] образование БП при сжигании ароматизированных топлив описано цепочкой следующих реакций полимеризационного типа:



где A_i – ароматическая молекула, содержащая i ароматических колец; \bar{A}_i – ароматический радикал, образующийся при отрыве атома Н от A_i ; $A_iC_2H_2^*$ – радикал, образующийся в результате присоединения C_2H_2 к \bar{A}_i . Наиболее интенсивно БП (КУ) образуется в локальных зонах с $\alpha_{дл} = 0,1-0,6$ и в областях, соответствующих максимальной концентрации продуктов пиролиза исходного топлива: C_2H_2 , C_2H_4 , C_2H_6 и т.д. Это подчеркивает важную роль процессов пиролиза высокоароматизированных топлив в механизме синтеза БП (КУ).

На рис. 1 [8] представлены данные об уровнях образования БП при сжигании изооктана с добавками толуола, бензола и α -метилнафталина, а также – в зависимости от массового содержания водорода в топливе. Для количественной оценки использовался параметр $EI_{БП}$, характеризующий массовый уровень образования БП, приходящийся на 1 кг сгоревшего топлива. Приведенные данные свидетельствуют о том, что влияние АУ на рост уровней образования БП усиливается в ряду моноциклические – бициклические – полициклические ароматические углеводороды. Следует отметить, что добавка всего 0,7 мг БП к килограмму изооктана увеличивает уровень $EI_{БП}$ с 0,8 до 2,7 мг/кг, т.е. более чем в три раза. В соответствии с этим закономерен вывод, что с точки зрения уменьшения уровней выбросов БП с ОГ автомобилей с ДВС необходимо уменьшать не суммарное содержание АУ в топливах, а конкретно – содержание ПАУ. Таким образом, при сохранении детонационной стойкости бензинов в определенных пределах можно значительно снизить ЭКО_д автомобилей.



АУ в процессе горения превращаются также в СЧ как посредством прямой конденсации бензольных колец, так и посредством их распада на углеводородные фрагменты с последующими реакциями полимеризации в многоядерные структуры, из которых формируются «зародыши» сажистых частиц. Поэтому массовая концентрация СЧ в продуктах сгорания АУ существенно выше, чем при сгорании алифатических. Снижение массового содержания водорода в топливе также приводит к увеличению интенсивности образования КУ и СЧ.

Следует особо отметить, что процессы образования КУ (по сравнению с образованием ТЧ) более чувствительны к содержанию АУ и водорода в топливе. Так, при увеличении содержания АУ в дизельном топливе с 32 до 57% (при соответствующем сниженном водородном показателе) уровни выбросов АЧ с ОГ автомобиля увеличиваются в 3–4 раза, а уровни БП как индикатора наличия КУ – в 5–8 раз [7]. Причем, при допустимых по европейским нормам уровнях содержания АУ в жидких топливах ($g_{AU} = 30\%$) уровни выбросов как ТЧ, так и КУ с ОГ автомобилей относительно низкие. При этом показатель содержания водорода в топливе при $g_{AU} = 30\%$ может быть принят за базово-эффективный $[g_{H_T}]_{эф}$. Ниже предложен критерий, характеризующий изменение уровней эффективного содержания водорода в жидком ароматизированном топливе с $g_{AU} > 30\%$ $g_{H_T(эф)} = [g_{H_T} - (g_{AU} - 30)^n]$, где g_i – соответствующие доли водорода и АУ в %, $n = 0,4 \pm 0,02$.

Одним из путей минимизации уровней выбросов КУ, а также ТЧ с продуктами сжигания жидких топлив с повышенным содержанием АУ ($g_{AU} > 30\%$) является использование водорода в качестве дополнительного энергоносителя. При этом, например, минимально необходимая массовая доля добавки водорода (Δg_{H_2}) по отношению к исходному ароматизированному топливу может быть оценена по зависимости $\Delta g_{H_2} = \{[g_{H_T}]_{эф} - g_{H_T(эф)}\}/100$.

Отношение атомов водорода к атомам углерода в композитном (углеводородно-водородном) топливе определяется по следующей зависимости:

$$\left(\frac{H}{C}\right)_{\Sigma} = \left(\frac{A_C}{A_H}\right) \cdot \left[\frac{g_{H_T} + \Delta g_{H_T}}{g_C}\right] = \left(\frac{H}{C}\right)_T \cdot \left(1 + \frac{\Delta g_{H_T}}{g_{H_T}}\right),$$

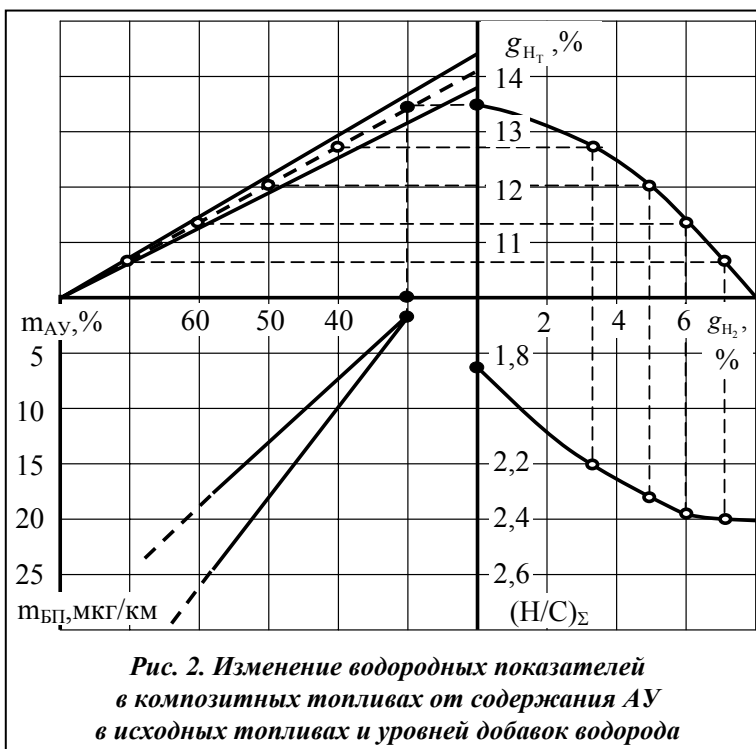
где g_i – массовые доли компонентов.

При использовании широкофракционного жидкого моторного топлива с содержанием АУ ($g_{AU} = 50\%$) и соответственно водорода ($g_{H_T} = 12\%$) уровень эффективного содержания водорода (при выбранном базово-эффективном содержании водорода $[g_{H_T}]_{эф} = 13,5\%$) определяется как $g_{H_T(эф)} = [12 - (50 - 30)^{0,4}] = 8,7\%$, или $g_{H_T(эф)} = 0,087$ (в массовых долях). Тогда $\Delta g_{H_2} = 13,5 - 8,7 = 4,8\%$ или $\Delta g_{H_2} = 0,048$ (в массовых долях).

При этом отношение атомов водорода к атомам углерода в исходном углеводородном топливе соответствует $(H/C)_T = (A_C / A_H) \cdot (g_{H_T} / g_C) = 12 \cdot 12 / 88 = 1,64$, а указанное отношение для композитного топлива будет определяться по зависимости $(H/C)_{\Sigma} = 1,64 \cdot [1 + (0,048 / 0,12)] = 2,3$.

На рис. 2 приведена расчетная номограмма взаимосвязей между водородными показателями (g_{H_T}) исходных широкофракционных топлив с $g_{AU} \geq 30\%$ и необходимыми минимальными добавками водорода (Δg_{H_2}) до базово-эффективных уровней водорода $[g_{H_T}]_{эф}$ в композитных углеводородно-водородных топливах с целью снижения до базовых уровней выбросов КУ с продуктами их сжигания. На рис. 3 представлены данные по результатам стендовых испытаний гибридной КС газотурбинного типа при использовании водорода в качестве активирующей добавки к предварительно подготовленной обедненной керосиновоздушной смеси.

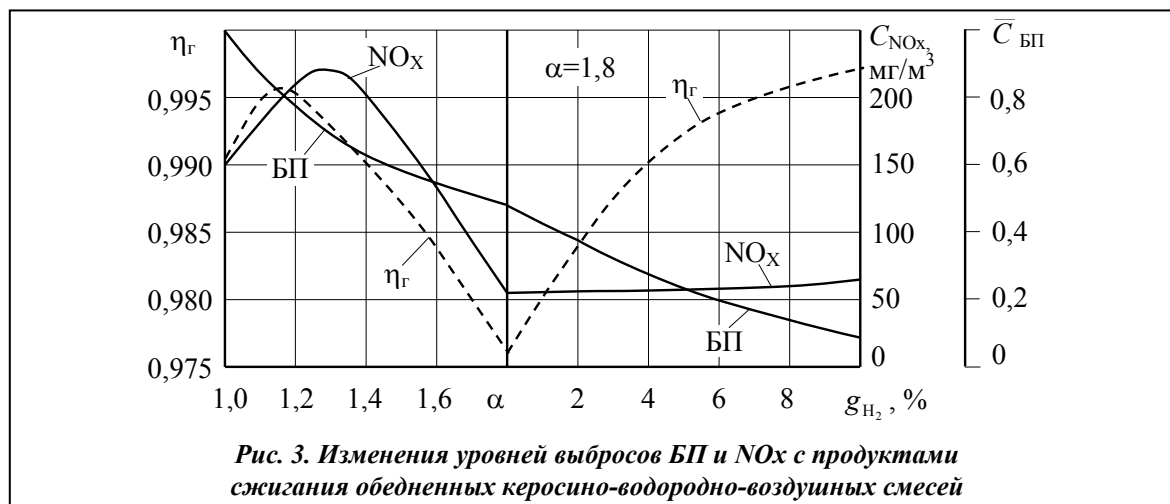
Из этих данных следует, что за счет обеднения горючей керосино-воздушной смеси до $\bar{\alpha} = 1,8$ происходит существенное снижение уровней выбросов NO_x и БП, но снижается и полнота выгорания топлива (η_r). Добавка водорода обеспечивает эффективную работу КС на указанной обедненной горючей смеси с высоким показателем η_r . При этом обнаружено ингибирующее влияние водорода на процессы образования БП. Таким образом, использование обедненных керосино-водородно-воздушных смесей обеспечивает снижение уровней выбросов БП с продуктами сжигания практически на порядок, а уровней выбросов NO_x в 2 раза при обеспечении высокой полноты выгорания топлива. Следует отметить, что в качестве носителей водорода могут быть также использованы, в первую очередь в стационарной энергетике, природный, коксовый, шахтный газы, продукты газификации углей и т.д.



Интегральные экологоканцерогенные показатели автомобилей с ДВС

На рис. 4 и 5 приведены усредненные данные по уровням выбросов NO_x , БП и ТЧ с ОГ легковых автомобилей с различными ДВС при их испытании по Европейскому городскому ездовому циклу в зависимости от уровня содержания АУ в моторных топливах.

В таблице приведены данные по результатам исследований ряда легковых автомобилей типа ГАЗ с двигателями ЗМЗ по Европейскому городскому ездовому циклу при использовании различных топлив. Из представленных результатов следует, что использование топлив с повышенным содержанием водорода (природный газ, бензоводородные смеси и др.) приводит к снижению уровней выбросов NO_x , БП и ТЧ с ОГ автомобилей.



Экспериментальные данные по легковым автомобилям типа ГАЗ

Показатели	Топлива*							
	1	2	3	4	5	6	7	8
m_{NOx} , Г/КМ	2,4	2,2	1	0,9	1	0,5	0,8	0,2
$m_{БП}$, МКГ/КМ	8,9	6,3	1,2	0,8	0,6	0,6	0,6	—
K_j	26,3	22,5	9,3	7,9	2,5	2,2	2,2	0,4

* 1 – бензин АИ-92; 2 – бензин А-76; 3 – пропан-бутан; 4 – бензин + 30% метанола; 5 – природный газ; 6 – бензин + 10% водорода; 7 – метанол; 8 – водород; отношение NO/NOx ~ 90%; доля NOx и КУ в ЭКО_j ~ 90%.

На основе полученных экспериментальных данных предложен удельный интегральный показатель (ЭКО)_j легковых автомобилей и критерий его соответствия международным нормам $K_j = (ЭКО)_j / [ЭКО]_j$ с учетом: санитарно-гигиенических нормативов для токсичных и канцерогенных ингредиентов [ПДК_г]_{сс}, а также – суммарной канцерогенности ОГ. С целью учета эффекта усиления совмещенного токсичного и канцерогенного действия ряда ВВ на человека в условиях городской среды установлены экспертные коэффициенты: $k_{NOx} = 3$; $k_{БП} = 4$; $k_{КУ} = (4 \times 1,3) = 5,2$; $k_{ТЧ} = 2$ [6, 7, 9]. При этом интегральные показатели (ЭКО)_j автомобилей и допускаемые по европейским требованиям [ЭКО]_j, могут быть представлены следующим образом:

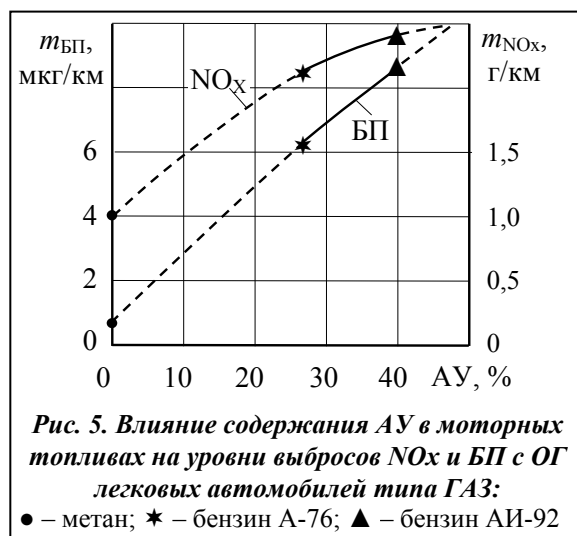
$$(ЭКО)_j = \left\{ 3 \cdot \left(\frac{0,9 \cdot m_{NOx}}{[NO]_{сс}} + \frac{0,1 \cdot m_{NOx}}{[NO_2]_{сс}} \right) + 5,2 \frac{m_{БП}}{[БП]_{сс}} + 2 \frac{m_{ТЧ}}{[ТЧ]_{сс}} \right\},$$

$$[ЭКО]_j = \left\{ 3 \cdot \left(\frac{0,9 \cdot [m_{NOx}]}{[NO]_{сс}} + \frac{0,1 \cdot [m_{NOx}]}{[NO_2]_{сс}} \right) + 5,2 \frac{[m_{БП}]}{[БП]_{сс}} + 2 \frac{[m_{ТЧ}]}{[ТЧ]_{сс}} \right\}.$$

Допускаемые уровни выбросов БП [m_{БП}]_j определялись по такой зависимости:

$$3 \cdot \left(\frac{0,9 \cdot [m_{NOx}]}{[NO]_{сс}} + \frac{0,1 \cdot [m_{NOx}]}{[NO_2]_{сс}} \right) \approx 5,2 \frac{[m_{БП}]}{[БП]_{сс}}. \tag{1}$$

Принятые обозначения: $m_i, [m_i]$ – экспериментально полученные и допустимые уровни выбросов ВВ с ОГ автомобиля; [ПДК_{NO}]_{сс} = 0,06; [ПДК_{NO₂}]_{сс} = 0,04; [ПДК_{БП}]_{сс} = 1·10⁻⁶; [ПДК_{ТЧ}]_{сс} = 0,05 мг/м³; допустимые уровни выбросов токсичных веществ с ОГ легковых автомобилей по Евро-V (с октября 2008 г.): [m_{NOx}]_Б = 0,06; [m_{NOx}]_Д = 0,2; [m_{ТЧ}]_{Б,Д} = 0,005 г/км; условно допускаемые уровни выбросов БП с ОГ легковых автомобилей, определяемые в соответствии с (1), составляют для Евро-V: [m_{БП}]_Б = 0,6·10⁻⁶; [m_{БП}]_Д = 2·10⁻⁶ г/км; Б – бензино-



вые двигатели, Д – дизели.

На основании проведенных экспериментальных исследований легкового автомобиля типа ГАЗ с двигателем ЗМЗ-402 на стенде с беговыми барабанами по Европейскому городскому ездовому циклу и при использовании бензина АИ-92 ($AУ \approx 40\%$) установлено: $m_{NOx} = 2,4$; $m_{БП} = 9 \cdot 10^{-6}$ г/км; $m_{ТЧ} \approx 0,01$ г/км; $m_{NOx}/[m_{NOx}] \approx 40$; $m_{БП}/[m_{БП}] \approx 15$; $m_{ТЧ}/[m_{ТЧ}] = 2$. При этом удельный интегральный показатель экологоканцерогенной опасности автомобиля соответствовал $(ЭКО)_Б \approx 200$, $[ЭКО]_Б \approx 6$, а $K_Б = (ЭКО)_Б/[ЭКО]_Б \approx 33$, т.е. нормы Евро-V превышены более чем в 30 раз.

Экспериментальные исследования автомобиля типа ГАЗ с дизелем ГАЗ-560 (дизельное топливо, $AУ \approx 45\%$) показали: $m_{NOx} = 2,0$; $m_{БП} = 32 \cdot 10^{-6}$; $m_{ТЧ} = 0,6$ г/км; $m_{NOx}/[m_{NOx}] \approx 10$; $m_{БП}/[m_{БП}] \approx 16$; $m_{ТЧ}/[m_{ТЧ}] \approx 100$. При этом удельный интегральный показатель $(ЭКО)_Д \approx 300$, $[ЭКО]_Д \approx 21$, т.е. $K_Д = (ЭКО)_Д/[ЭКО]_Д \approx 14$. Таким образом, легковой автомобиль типа ГАЗ с дизелем по сравнению с указанным выше автомобилем загрязняет ОС более существенно: твердыми частицами ~ в 60 раз, а канцерогенными составляющими ~ в 4 раза (при практическом равенстве выбросов NO_x с ОГ). Однако при этом его критерий соответствия международным экологическим нормам ($K_Д$) по сравнению с ($K_Б$) ниже более чем в 2 раза, что говорит о менее жестких экологических требованиях Евро-V к легковым автомобилям с дизельными двигателями. Поэтому широкая дизелизация автотранспорта может усугубить решение проблем, связанных со снижением загрязнения атмосферы городов канцерогенно-мутагенными супертоксикантами. Следует отметить, что правительством ФРГ подготовлена государственная программа по уменьшению обусловленных автотранспортом выбросов канцерогенно-содержащих ингредиентов на 90% [10].

Выводы

1. Экологохимическая опасность топливосжигающих установок в основном (на 90% и более) определяется двумя парами супертоксикантов: КУ+ТЧ и КУ+NOx.

2. Проведен анализ влияния химического состава и структуры УВТ, качества организации их сжигания и конструктивных особенностей топливосжигающих устройств на уровне выбросов экоопределяющих ингредиентов с продуктами их сгорания. Показано, что с увеличением в современных моторных топливах уровней содержания АУ, особенно ПАУ, резко возрастают выбросы КУ и ТЧ с ОГ автотранспортных средств.

3. Показано, что важнейшими путями минимизации канцерогенно-мутагенной опасности транспортных средств с ДВС (топливосжигающих установок) являются:

- ограничение в моторных топливах не только уровней содержания АУ, но в первую очередь ПАУ;
- повышение качества распыливания топлива и смесеобразования; использование предварительного (даже частичного) смесеобразования и форкамерно-факельного воспламенения обедненных горючих смесей; применение адиабатных КС и газообразных топлив, в том числе водорода в качестве дополнительного энергоносителя.

4. Предложена методика интегральной оценки экологохимической опасности транспортных средств с ДВС (с учетом суммарной канцерогенности ОГ) и определения показателя их соответствия международным нормам.

Подготовка и публикация материалов проводилась при содействии гранта УНТЦ «НВЧ-плазмо-водневі технології знешкодження екологічно небезпечних канцерогенно-мутагенних сполук».

Литература

1. Шабад Л. М. О циркуляции канцерогенов в окружающей среде / Л. М. Шабад. – М.: Медицина, 1973. – 367 с.
2. Канило П. М. Автомобиль и окружающая среда / П. М. Канило, И. С. Бей, А. И. Ровенский. – Харьков: Прапор, 2000. – 304 с.
3. Лукачев С. В. Образование и выгорание бенз(а)пирена при сжигании углеводородных топлив / С. В. Лукачев, С. Г. Матвеев, А. А. Горбатко. – М.: Машиностроение, 1999. – 152 с.

4. *Энергия. Экология. Будущее* / В. П. Семиноженко, П. М. Канило, В. Н. Остапчук, А. И. Ровенский. – Харьков: Прапор, 2003. – 464 с.
5. *Лукачев С. В.* Выброс канцерогенов при сжигании углеводородных топлив / С. В. Лукачев, С. Г. Матвеев, М. Ю. Орлов. – Самара: Изд-во Самар. аэрокосм. ун-та, 2007. – 160 с.
6. *Канило П. М.* Эколого-химические показатели автомобильных ДВС с учетом канцерогенности отработавших газов / П. М. Канило, М. В. Шадрин // Двигатели внутреннего сгорания. – 2006. – № 2. – С. 154–159.
7. *Канило П. М.* Пути улучшения экологических показателей автомобилей при использовании высокоароматизированных нефтяных топлив / П. М. Канило, К. В. Костенко, М. В. Сарапина // Автомоб. транспорт: Сб. науч. тр. – Харьков: Харьк. нац. автомоб.-дор. ун-т. – 2008. – Вып. 22. – С. 31–37.
8. *Матвеев С. Г.* Влияние химического состава топлива на выброс бенз(а)пирена автомобилями / С. Г. Матвеев, М. Ю. Орлов, И. В. Чечет // Вестн. Самар. аэрокосм. ун-та. – 2007. – № 2(13). – С. 134–136.
9. *Канило П. М.* Проблемы загрязнения атмосферы городов канцерогенно-мутагенными супертоксикантами / П. М. Канило, В. В. Соловей, К. В. Костенко // Вестн. Харьк. нац. автомоб.-дор. ун-та. – 2011. – Вып. 52. – С. 47–53.
10. *Петров Р. Л.* Германия: Экологический рейтинг автомобилей / Р. Л. Петров // Автомоб. пром-сть. – 2001. – № 7. – С. 35–39.
11. *Матвеев С. Г.* Взаимосвязь между выбросами сажи и бенз(а)пирена тепловыми двигателями на углеводородном топливе / С. Г. Матвеев // Вестн. Самар. аэрокосм. ун-та. – 2009. – № 3(19). – С. 210–214.

Поступила в редакцию
11.09.11