

6. *Водород*. Свойства, получение, хранение, транспортировка, применение: Справочное издание / Д. Ю. Гамбург, В. П. Семенов, Н. Ф. Дубовнин и др. – М.: Химия, 1989. – 672 с.
7. *Канторович З. Б.* Основы расчёта химических машин и аппаратов: Изд. третье / З. Б. Канторович. – М.: Машиностроение, 1960. – 738 с.

Поступила в редакцию  
05.12.11

УДК 621.43.662.61

**П. М. Канило**, д-р техн. наук  
**К. В. Костенко**

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

## **СНИЖЕНИЕ КАНЦЕРОГЕННОСТИ ОТРАБОТАВШИХ ГАЗОВ ТРАНСПОРТНЫХ СРЕДСТВ**

*Проанализировано влияние вида моторных топлив и содержания в них ароматических углеводородов на канцерогенность отработавших газов транспортных средств с двигателями внутреннего сгорания. Изложены основы минимизации их канцерогенной опасности.*

*Проаналізовано вплив виду моторних палив і вмісту в них ароматичних вуглеводнів на канцерогенність відпрацьованих газів транспортних засобів з двигунами внутрішнього згорання. Викладено основи мінімізації їхньої канцерогенної небезпеки.*

### **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) транспортных средств с двигателями внутреннего сгорания (ДВС), содержат различные экологически опасные компоненты, регламентируемые Европейскими нормами (Евро-V, 2008 г.): оксид углерода (СО), несгоревшие углеводороды (СН), оксиды азота (NO<sub>x</sub>) и твердые частицы (ТЧ), включающие в основном сажистые частицы (СЧ). Присутствуют в ОГ также оксиды серы, которые регламентируются уровнем содержания серы в УВТ. Кроме перечисленных ингредиентов, в продуктах сжигания УВТ содержится широкий спектр высокостойких супертоксиантов, в том числе канцерогенных полициклических ароматических углеводородов (ПАУ), которые представляют собой группу веществ, состоящих из молекул, содержащих два и более бензольных колец. Отмеченные канцерогенные углеводороды (КУ), а также их производные – нитроканцерогенные ингредиенты, обладающие мутагенными свойствами, могут обуславливать для живых клеток и организмов: иммунотоксичность, генотоксичность, канцерогенность, репродуктивную токсичность (оказывающую негативное воздействие на потомство). Под канцерогенными для человека веществами понимаются вещества, способные вызывать образование у человека доброкачественных или злокачественных опухолей. Мутагенность – это фактор окружающей среды (ОС), способный нарушать генетические программы клеток и вызывать в организме изменение наследственных свойств. Многочисленные эпидемиологические, лабораторные и клинические наблюдения свидетельствуют о наличии причинно-следственной связи между загрязнением ОС и повреждением генетической информации организма человека. По мнению медиков, именно доля КУ в атмосфере больших городов примерно на 80% определяет риск возникновения злокачественных опухолей у людей [1, 2].

### Проблема канцерогенно-мутагенного загрязнения окружающей среды

Проблема канцерогенного загрязнения ОС представляется одной из наиболее острых и наименее решенных среди всех экологических проблем. Считается, что более 90% техногенных КУ, содержащихся в ОС, приходится на источники, обусловленные процессами горения. Значимый вклад в загрязнение среды канцерогенными ингредиентами вносят: стационарные тепло-электроэнергетические установки, транспортные средства с ДВС, крупные и мелкие отопительные системы, коксохимические комбинаты, предприятия черной металлургии, заводы по производству алюминия и т.д. Однако основным техногенным источником, определяющим загрязнение атмосферы больших городов предельно опасными канцерогенно-мутагенными ингредиентами, а также – мелкодисперсными ТЧ, является автотранспорт [3–7]. Существенным является то, что основная масса ПАУ и нитроПАУ, выбрасываемых в ОС, адсорбируются на мелкодисперсных ТЧ (сажа, зола, пыль и т. д.) диаметром менее 1 мкм, т. е. на наночастицах, которые плохо улавливаются в электрофильтрах, циклонах, скрубберах и т. д. При этом автомобили с дизельными ДВС выбрасывают с ОГ в 10 раз и более ТЧ по массе, чем автомобили с бензиновыми двигателями, причем наночастицы в ОГ дизелей составляют более 90% от общего числа частиц и ~20% их общей массы. Одна из главных причин длительной стойкости ПАУ в ОС – низкая водорастворимость, которая увеличивает их сорбцию к почвенным частицам и ограничивает готовность к разложению микроорганизмами. Большинство ПАУ является также токсичными для бактерий, т. е. замедляется их биологическое разложение.

В связи с вышеуказанным внимание к проблеме канцерогенного загрязнения ОС во всем мире растет, но, к сожалению, еще быстрее расширяется само присутствие в экосистемах стойких органических загрязнителей (СОЗ), включая канцерогенные ПАУ. В ряде стран Европы и США приняты государственные программы по существенному снижению канцерогенности продуктов сжигания топлив. Так, федеральное ведомство по охране ОС в ФРГ способствовало тому, что правительством была сформулирована задача: в ближайшие несколько лет уменьшить обусловленные автотранспортом выбросы КУ на 90% [8]. Стокгольмская конвенция (2007 г.), цель которой – охрана здоровья человека и ОС от СОЗ, включая канцерогенные ПАУ, направлена на снижение их выбросов, а также – отработку технологий их дальнейшего уничтожения. Мировой опыт и отечественные научно-технические разработки по созданию технологий уничтожения СОЗ (КУ) свидетельствуют, что доминирующими остаются методы термической (высокотемпературной) деструкции (по методу окисления). Они реализуются в трех основных направлениях: в действующих промышленных тепловых агрегатах; в установках специального назначения для сжигания с различными конструктивно-технологическими решениями (сжигание в кипящем слое, с использованием ракетных двигателей и т.д.); а также – в плазменно-дуговых и СВЧ-плазменных установках.

В международной практике индикатором присутствия приоритетной группы КУ (14 КУ) в ОГ транспортных средств с ДВС принято считать бенз(а)пирен (БП –  $C_{20}H_{12}$ ). В рамках протокола по СОЗ ЕЭК ООН в качестве индикатора уровней инвентаризации эмиссий КУ используется 4 ПАУ, среди которых и БП, являющийся наиболее активным и стойким канцерогеном и для которого установлены нормы предельно допустимых среднесуточных концентраций в воздухе населенных мест ( $[ПДК_{БП}]_{CC} = 10^{-6} \text{ мг/м}^3$ ) и в рабочей зоне ( $[ПДК_{БП}]_{PЗ} = 0,00015 \text{ мг/м}^3$ ). Установлены также положительные корреляционные связи между суммарной канцерогенной активностью приоритетной группы КУ (с учетом индекса канцерогенной активности (ИКА)  $i$ -го КУ) и БП (ИКА = 1) в ОГ автомобилей с ДВС [6]

$$\sum_{i=1}^{14} \bar{m}_{КУ(i)} \cdot ИКА_i \cong 1,3 \cdot \bar{m}_{БП},$$

где  $\bar{m}_{БП}$ ,  $\bar{m}_{КУ(i)}$  – усредненная масса уровней выбросов БП и  $i$ -го КУ с ОГ автомобиля при его испытании по Европейскому городскому ездовому циклу, г/км.

По данным работы [4] 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 превышает 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  $[ПДК_{БП}]_{СС} \sim$  на два порядка [3, 4, 6, 7].

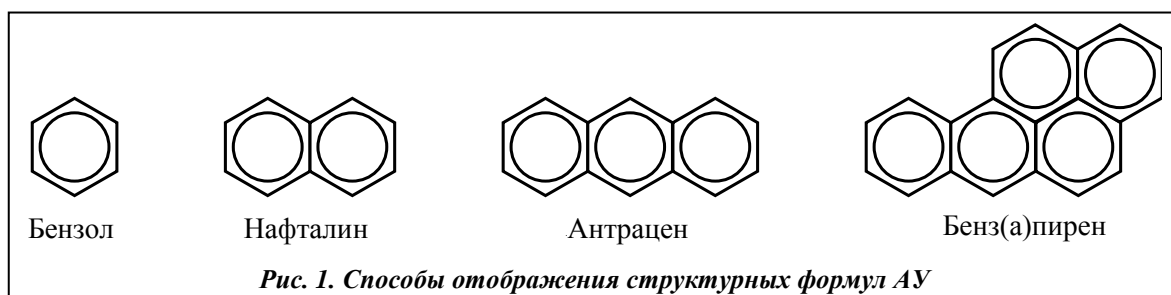
Следует особо учитывать, что экоканцерогенная опасность (ЭКО)<sub>j</sub> транспортных средств с ДВС в основном (на 90% и более) определяется двумя парами супертоксикантов: КУ+ТЧ и КУ+NOx [3, 6, 7]. Пористая поверхность ТЧ способна сорбировать микрочастицы других соединений, в первую очередь КУ. При этом КУ, адсорбируемые ТЧ, значительно интенсивнее воздействуют на живые организмы. Предельно опасными являются совместные воздействия КУ и NOx, которые в условиях ОС синтезируют нитроканцерогенные соединения, обладающие мутагенными свойствами. Таким образом, (ЭКО)<sub>j</sub> топливосжигающих установок, в том числе транспортных средств с ДВС, в основном определяется канцерогенно-мутагенным воздействием на человека. Особо следует отметить, что с повышением уровней содержания ТЧ в ОГ автомобилей, например оборудованных дизелями, оценка их (ЭКО)<sub>j</sub> может оказаться существенно заниженной (при традиционном зондофильтрационном отборе проб ОГ для анализа) из-за неполноты определения уровней БП в составе ТЧ, осевших на фильтрах. В работе [9] экспериментально установлено, что часть БП (возможно до 90 %) остается в ТЧ в связанном состоянии и не выделяется даже при интенсивной экстракции в органическом растворе (бензол). Поэтому создание комплексных методик по реальной оценке (ЭКО)<sub>j</sub> топливосжигающих установок с учетом суммарной канцерогенности продуктов сгорания УВТ, отработка методов снижения выбросов КУ и их уничтожения приобретает особую актуальность.

### Структурная классификация углеводородных топлив

Классификацию углеводородных топлив проводят по следующим структурным признакам: строению углеродной цепи (углеродного скелета) и наличию в цепи кратных связей между атомами углерода, двойных С=C и тройных С≡С (степень насыщенности). В зависимости от строения углеродной цепи выделяются две группы: ациклические (или алифатические) углеводороды с открытой цепью атомов и циклические углеводороды с замкнутой.

Алифатические углеводороды с одинарными связями между атомами углерода называются предельными (алканы или парафины) и объединяются общей формулой  $C_nH_{2n+2}$ . К ним относятся метан ( $CH_4$ ) и его гомологи: этан ( $C_2H_6$ ), пропан ( $C_3H_8$ ), бутан ( $C_4H_{10}$ ) и т.д. Кроме нормальных алканов, существуют их изомеры (изоалканы или изопарафины), т.е. соединения, которые имеют одинаковый состав (одинаковую молекулярную формулу), но различное строение, например изобутан.

Непредельные алифатические углеводороды характеризуются наличием двойных С=C и тройных С≡С связей. Среди них выделяют алкены (или олефины), содержащие в молекуле одну двойную связь (С=C) и объединяемые общей формулой  $C_nH_{2n}$ , например: этилен ( $C_2H_4$ ), пропилен ( $C_3H_6$ ); или алкадиены (диены), содержащие две двойные связи и объединяемые формулой  $C_nH_{2n-2}$ , например – дивинил ( $C_4H_6$ ). Непредельные алифатические углеводороды, содержащие одну тройную связь, называются алкинами (или ацетиленовыми углеводородами), к ним относятся: ацетилен ( $C_2H_2$ ), пропилен ( $C_3H_4$ ) и др.



Алканы от других видов углеводородных топлив отличаются более высокими значениями отношения водород/углерод и при сгорании значительно слабее способствуют образованию твердых (сажистых) частиц. Для углеводородов ацетиленового ряда характерны наименьшие значения отношений водород/углерод в молекуле среди алифатических углеводородов и, как следствие, наибольшая склонность к сажеобразованию. Ацетилен (как представитель группы алкинов) является наиболее распространенным и стойким продуктом пиролиза исходного углеводородного топлива в послепламенной зоне при сжигании топлив с недостатком кислорода (т. е. в условиях, характерных для первичных зон камер сгорания, например камер газотурбинного типа). Поэтому ему отводится важное место в кинетических схемах, описывающих процессы горения и синтеза канцерогенных составляющих.

Среди циклических углеводородов выделяют нафтеновые и ароматические углеводороды (АУ). Молекулы нафтенов имеют кольцевую структуру, состоящую из атомов углерода, все свободные валентности которых замещены атомами водорода. Общая структурная формула нафтеновых углеводородов, состоящих из одного кольца,  $C_nH_{2n}$ . Атомы углерода в них соединены простыми одинарными связями, как и в молекулах парафинов, что делает нафтены сходными по свойствам с насыщенными углеводородами.

В состав молекул АУ входит одно или несколько бензольных колец с шестью атомами углерода и тремя двойными связями. Структурная формула –  $C_nH_{2n-6}$ . Первым углеводородом ароматического ряда является бензол. Углеводороды, образованные на основе соединения более двух бензольных колец в молекуле, объединяются в класс ПАУ. Широкий спектр ПАУ группируется по принципу соединения бензольных колец: с расположением бензольных колец в один ряд (нафталин, антрацен и т. д.) или с угловым расположением колец, например БП (см. рис. 1). В ПАУ содержится меньше водорода, чем в остальных углеводородных топливах, при этом разрыв двойных связей в ПАУ возможен только при высокой температуре, поэтому у подобных соединений более высокая склонность как к образованию сажистых частиц, так и синтезу канцерогенных соединений.

С точки зрения воздействия на ОС весь класс углеводородов относится к загрязняющим веществам. Вместе с тем степень неблагоприятного воздействия отдельных групп углеводородов существенно отличается, а их сравнительную оценку можно провести по утвержденным санитарным нормам – предельно допустимым концентрациям  $[ПДК_i]_j$ . Наименьшими токсическими свойствами обладают предельные алифатические углеводороды: на уровне  $[ПДК_i]_j = 60 - 300 \text{ мг/м}^3$ , класс опасности – 4; далее следуют непредельные алифатические и нафтеновые углеводороды, а также – ароматические углеводороды с числом колец до двух включительно ( $[ПДК_i]_{CC} = 0,003 - 3,0 \text{ мг/м}^3$ ,  $[ПДК_i]_{P3} = 15 - 100 \text{ мг/м}^3$ , класс опасности – 2–4). Для ПАУ (фенантрен, пирен) установлены еще более низкие  $[ПДК_i]_{P3} = 0,03 - 0,8 \text{ мг/м}^3$ . Особое место в этом списке, как отмечалось ранее, занимает БП, для которого установлены предельно низкие  $[ПДК_{БП}]_{CC}$  и  $[ПДК_{БП}]_{P3}$ , класс опасности – 1.

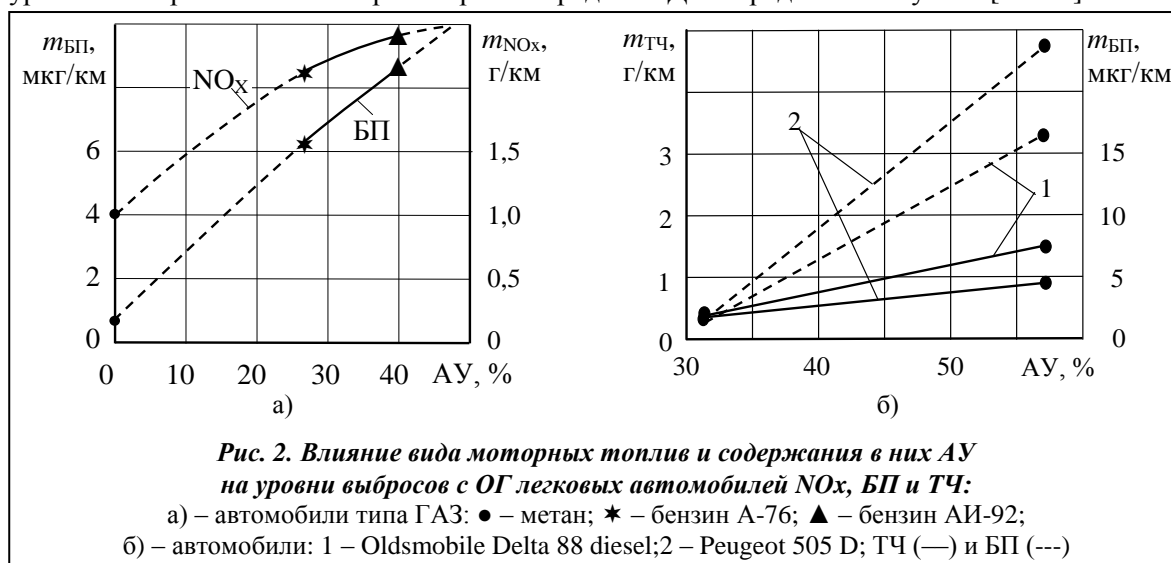
В ряде работ [3, 4, 6, 7] подчеркивается особая роль БП в приоритетной группе ПАУ, т. к. это соединение достаточно стабильно, что позволяет ему накапливаться в ОС в течение длительного времени и переноситься на значительные расстояния. Кроме того, ни в одном исследовании не было обнаружено отсутствия БП при наличии других ПАУ. Вся совокупность свойств БП послужила причиной для его идентификации как индикатора присутствия канцерогенных ПАУ в продуктах сгорания топлив и объектах ОС.

**Влияние химического состава и структуры топлив на уровни выбросов БП**

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 КУ. 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<sub>2</sub>H<sub>2</sub>). 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 заморожены.

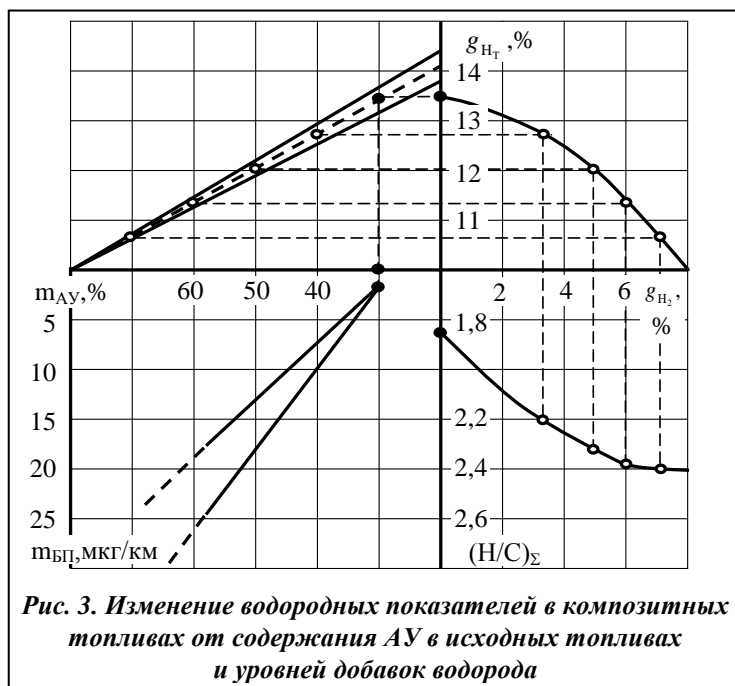
Следует отметить, что существенное влияние на уровни образования БП при сжигании конкретного топлива оказывает неоднородность горючей смеси и связанные с ней локальные пульсации коэффициента избытка воздуха ( $\alpha_{л}$ ) относительно своего среднего значения ( $\bar{\alpha}$ ), которые приводят к лавинообразному увеличению концентрации БП в областях, где  $\alpha_{л} \leq 0,6$ , 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 данного 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 преобладающим. 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, с сорбируемыми на ней КУ не успевает окислиться, и увеличение режима работы ДВС сопровождается ростом дымности ОГ двигателей.

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 предельно актуален [10–13].



**Рис. 2. Влияние вида моторных топлив и содержания в них АУ на уровни выбросов с ОГ легковых автомобилей NOx, БП и ТЧ:**

а) – автомобили типа ГАЗ: ● – метан; ★ – бензин А-76; ▲ – бензин АИ-92;  
 б) – автомобили: 1 – Oldsmobile Delta 88 diesel; 2 – Peugeot 505 D; ТЧ (—) и БП (---)



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 ( $\Delta g_{H_2}$ ) по отношению к исходному ароматизированному топливу может быть оценена по зависимости  $\Delta g_{H_2} = \{[g_{H_T}]_{эф} - g_{H_T(эф)}\}/100$ .

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).

На рис. 3 приведена расчетная номограмма взаимосвязей между водородными показателями ( $g_{H_T}$ ) исходных широкофракционных топлив с  $g_{AU} \geq 30\%$  и необходимыми минимальными добавками водорода ( $\Delta g_{H_2}$ ) 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.

Экспериментально было установлено, что небольшие добавки водорода к обедненной углеводородной горючей смеси существенно повышают эффективность их сгорания. Кроме того, обнаружено ингибирующее воздействие водорода на процессы образования КУ (БП). При этом следует отметить, что в качестве носителя водорода могут быть также использованы, в первую очередь, в стационарной энергетике, природный, коксовый, шахтный газ, а также продукты газификации углей. Из представленных результатов следует, что использование топлив с повышенным содержанием водорода (природный газ, бензоводородные смеси и др.) приводит к снижению уровней выбросов NOx, БП и ТЧ с ОГ автомобилей.

На основе многочисленных экспериментальных данных [3, 6, 7, 12] предложен удельный интегральный показатель (ЭКО)<sub>j</sub> легковых автомобилей и критерий его соответствия международным нормам  $K_j = (\text{ЭКО})_j / [(\text{ЭКО})_j]$  с учетом: санитарно-гигиенических нормативов для токсичных и канцерогенных ингредиентов  $[ПДК_i]_{cc}$ , а также суммарной канцерогенности ОГ. Чтобы учесть эффект 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, 12]. При этом интегральные показатели (ЭКО)<sub>j</sub> автомобилей и допускаемые по европейским требованиям  $[(\text{ЭКО})_j]$  могут быть представлены следующим образом:

$$\begin{aligned}
 (\text{ЭКО})_j &= \left\{ 3 \cdot \left( \frac{0,9 \cdot m_{\text{NO}_x}}{[\text{NO}]_{\text{cc}}} + \frac{0,1 \cdot m_{\text{NO}_x}}{[\text{NO}_2]_{\text{cc}}} \right) + 5,2 \frac{m_{\text{БП}}}{[\text{БП}]_{\text{cc}}} + 2 \frac{m_{\text{ТЧ}}}{[\text{ТЧ}]_{\text{cc}}} \right\}, \\
 [\text{ЭКО}]_j &= \left\{ 3 \cdot \left( \frac{0,9 \cdot [m_{\text{NO}_x}]}{[\text{NO}]_{\text{cc}}} + \frac{0,1 \cdot [m_{\text{NO}_x}]}{[\text{NO}_2]_{\text{cc}}} \right) + 5,2 \frac{[m_{\text{БП}}]}{[\text{БП}]_{\text{cc}}} + 2 \frac{[m_{\text{ТЧ}}]}{[\text{ТЧ}]_{\text{cc}}} \right\}.
 \end{aligned}$$

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

$$3 \cdot \left( \frac{0,9 \cdot [m_{\text{NO}_x}]}{[\text{NO}]_{\text{cc}}} + \frac{0,1 \cdot [m_{\text{NO}_x}]}{[\text{NO}_2]_{\text{cc}}} \right) \approx 5,2 \frac{[m_{\text{БП}}]}{[\text{БП}]_{\text{cc}}}. \quad (1)$$

Принятые обозначения:  $m_i$ ,  $[m_i]$  – экспериментально полученные и допустимые уровни выбросов ВВ с ОГ автомобиля, г/км;  $[\text{ПДК}_{\text{NO}}]_{\text{cc}} = 0,06$ ;  $[\text{ПДК}_{\text{NO}_2}]_{\text{cc}} = 0,04$ ;  $[\text{ПДК}_{\text{БП}}]_{\text{cc}} = 1 \cdot 10^{-6}$ ;  $[\text{ПДК}_{\text{ТЧ}}]_{\text{cc}} = 0,05$  мг/м<sup>3</sup>; допустимые уровни выбросов токсичных веществ с ОГ легковых автомобилей по Евро-V (с октября 2008 г.):  $[m_{\text{NO}_x}]_{\text{Б}} = 0,06$ ;  $[m_{\text{NO}_x}]_{\text{Д}} = 0,2$ ;  $[m_{\text{ТЧ}}]_{\text{Б,Д}} = 0,005$  г/км; условно допускаемые уровни выбросов БП с ОГ легковых автомобилей, определяемые в соответствии с (1), составляют для Евро-V:  $[m_{\text{БП}}]_{\text{Б}} = 0,6 \cdot 10^{-6}$ ;  $[m_{\text{БП}}]_{\text{Д}} = 2 \cdot 10^{-6}$  г/км; Б – бензиновые 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 (АУ  $\approx 40$  %) установлено:  $m_{\text{NO}_x} = 2,4$ ;  $m_{\text{БП}} = 9 \cdot 10^{-6}$  г/км;  $m_{\text{ТЧ}} \approx 0,01$  г/км;  $m_{\text{NO}_x}/[m_{\text{NO}_x}] \approx 40$ ;  $m_{\text{БП}}/[m_{\text{БП}}] \approx 15$ ;  $m_{\text{ТЧ}}/[m_{\text{ТЧ}}] = 2$ . При этом удельный интегральный показатель экологоканцерогенной опасности автомобиля соответствовал  $(\text{ЭКО})_{\text{Б}} \approx 200$ ,  $[\text{ЭКО}]_{\text{Б}} \approx 6$ , а  $K_{\text{Б}} = (\text{ЭКО})_{\text{Б}} / [\text{ЭКО}]_{\text{Б}} \approx 33$ , т. е. нормы Евро-V превышены более чем в 30 раз.

Экспериментальные исследования автомобиля типа ГАЗ с дизелем ГАЗ-560 (дизельное топливо, АУ  $\approx 45$ %) показали:  $m_{\text{NO}_x} = 2,0$ ;  $m_{\text{БП}} = 32 \cdot 10^{-6}$ ;  $m_{\text{ТЧ}} = 0,6$  г/км;  $m_{\text{NO}_x}/[m_{\text{NO}_x}] \approx 10$ ;  $m_{\text{БП}}/[m_{\text{БП}}] \approx 16$ ;  $m_{\text{ТЧ}}/[m_{\text{ТЧ}}] \approx 100$ . При этом удельный интегральный показатель  $(\text{ЭКО})_{\text{Д}} \approx 300$ ,  $[\text{ЭКО}]_{\text{Д}} \approx 21$ , т. е.  $K_{\text{Д}} = (\text{ЭКО})_{\text{Д}} / [\text{ЭКО}]_{\text{Д}} \approx 14$ . Таким образом, легковой автомобиль типа ГАЗ с дизелем по сравнению с указанным выше автомобилем загрязняет ОС более существенно: твердыми частицами  $\sim$  в 60 раз, а канцерогенными составляющими  $\sim$  в 4 раза (при практическом равенстве выбросов  $\text{NO}_x$  с ОГ). Однако при этом его критерий соответствия международным экологическим нормам ( $K_{\text{Д}}$ ) по сравнению с ( $K_{\text{Б}}$ ) 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.

## Выводы

1. Экологохимическая опасность топливосжигающих установок в основном (на 90 % и более) определяется двумя парами супертоксикантов:  $\text{NO}_x + \text{КУ}$  и  $\text{КУ} + \text{ТЧ}$ .
2. Показано, что с увеличением в современных моторных топливах уровней содержания АУ (выше 30%), и особенно ПАУ, резко возрастают выбросы КУ и ТЧ с ОГ транспортных 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 экокancerогенной 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. *Шабод Л. М.* О циркуляции канцерогенов в окружающей среде / Л. М. Шабод. – М.: Медицина, 1973. – 367 с.
2. *Гигиена и экология человека* / Н. А. Матвеева, А. В. Леонов, М. П. Грачева и др. – М.: Издательский центр «Академия», 2005. – 304 с.
3. *Канило П. М.* Автомобиль и окружающая среда / П. М. Канило, И. С. Бей, А. И. Ровенский. – Харьков: Прапор, 2000. – 304 с.
4. *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.
5. *Энергия. Экология. Будущее* / В. П. Семиноженко, П. М. Канило, В. Н. Остапчук, А. И. Ровенский. – Харьков: Прапор, 2003. – 464 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.* 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.
8. *Петров Р. Л.* Германия: Экологический рейтинг автомобилей / Р. Л. Петров // Автомоб. пром-сть. – 2001. – № 7. – С. 35–39.
9. *Матвеев С. Г.* Взаимосвязь между выбросами сажи и бенз(а)пирена тепловыми двигателями на углеводородном топливе // Вестн. Самар. аэрокосм. ун-та. – 2009. – № 3 (19). – С. 210–214.
10. *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.
11. *Матвеев С. Г.* Влияние химического состава топлива на выброс бенз(а)пирена автомобилями / С. Г. Матвеев, М. Ю. Орлов, И. В. Четч // Вестн. Самар. аэрокосм. ун-та. – 2007. – № 2 (13). – С. 134–136.
12. *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.
13. *Канило П. М.* Минимизация канцерогенной опасности энергоустановок / П. М. Канило, А. Л. Шубенко // Пробл. машиностроения. – 2011. – Т. 14. – № 4. – С. 73–80.

Поступила в редакцию  
27.12.11