



Анализ сокращения выбросов черного углерода и полициклических ароматических углеводородов, в результате применения мер по снижению выбросов твердых частиц

Справочный неофициальный технический документ

ЦГ ТЭВ

Декабрь 2020

Подготовлено Citera (Научно-технический секретариат ЦГ ТЭВ)  
Бертран Бессанье и Надин Аллеманд

Анализ сокращения выбросов черного углерода и  
полициклических ароматических углеводородов, в  
результате применения мерاميпо снижению выбросов  
твердых частиц

Декабрь 2020

Дополнительная информация

Научно-технический секретариат ЦГ ТЭВ

Надин Аллеманд (руководитель научно-технического  
секретариата ЦГ ТЭВ)

Бертран Бессанье

Citepa

42 Rue de Paradis

75010 Paris

[bertrand.bessagnet@citepa.org](mailto:bertrand.bessagnet@citepa.org)

[nadine.allemand@citepa.org](mailto:nadine.allemand@citepa.org)

**Благодарности:**

Изалин Фрабуле (INERIS)

Сесиль Равентос (INERIS)

# Содержание

Содержание.....	3
Список таблиц.....	5
Список рисунков.....	7
Список основных сокращений и аббревиатур.....	13
Краткое содержание.....	17
1 Введение.....	24
2 Правовая база.....	25
2.1 Гетеборгский протокол.....	25
2.2 Правовая база ЕС.....	27
2.3 Загрязнение воздуха и изменение климата: серая зона международного экологического права?.....	30
3 Научные сведения.....	31
3.1 Черный углерод и элементарный углерод.....	31
3.2 Бурый углерод.....	33
3.3 Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ).....	36
3.4 Концепция «Конденсируемых веществ».....	37
3.5 Сверхтонкие частицы.....	46
3.6 Обзор выбросов ЧУ/ПАУ/ТЧ <sub>2,5</sub> в странах ЕМЕП.....	47
3.7 Сопутствующие выгоды улучшения качества воздуха и смягчения последствий изменения климата через сокращение выбросов ЧУ.....	50
4 Меры по снижению выбросов ТЧ и их воздействие на выбросы ЧУ и ПАУ.....	56
4.1 Малые установки для сжигания в жилом секторе.....	57
4.1.1 Общий обзор мер по сокращению выбросов ТЧ и ЧУ.....	57
4.1.2 Производительность современных устройств по сравнению с традиционными в реальных условиях эксплуатации.....	63
4.1.3 Воздействие условий сжигания на выбросы твердых частиц (ТЧ) и черного углерода (ЧУ).....	68
4.1.4 Инновационные решения для снижения выбросов.....	78
4.1.5 Воздействие типа и качества древесины на выбросы.....	81
4.1.6 Электростатические фильтры (ESP).....	88
4.1.7 Каталитические горелки.....	91
4.1.8 Другие технологии или условия эксплуатации для крупных установок сжигания.....	94

4.1.9	Ключевые выводы.....	100
4.2	Дорожный транспорт .....	102
4.2.1	Системы доочистки выхлопных газов .....	102
4.2.2	Состав углеродных компонентов выхлопных газов .....	105
4.2.3	Влияние систем последующей обработки на выбросы твердых частиц	107
4.2.4	Увеличение роли бензиновых автомобилей в выбросах частиц (массы и числа)	114
4.2.5	Влияние возобновляемых видов топлива на выбросы .....	121
4.2.6	Воздействие реальных условий вождения.....	123
4.2.7	Выбросы от износа тормозов и шин.....	124
4.2.8	Стандарты после Евро-6.....	127
4.2.9	Основные выводы .....	129
4.3	Сжигание попутного газа в факелах.....	131
4.3.1	Определение и использование сжигания попутного газа в факелах.....	131
4.3.2	Выбросы, связанные с деятельностью по сжиганию попутного газа в факелах	132
4.3.3	Коэффициенты выбросов ЧУ при сжигании попутного газа в факелах.	136
4.3.4	Меры по снижению выбросов от сжигания попутного газа в факелах ..	139
4.3.5	Технологии сокращения объемов сжигания попутного газа в факелах .	140
4.3.6	Факелы с паровой поддержкой .....	143
4.3.7	Другие оптимизированные системы сжигания – передовые конструкции факелов	146
4.3.8	Множественные наконечники для снижения образования сажи .....	147
4.3.9	Подходы к моделированию .....	148
4.3.10	Основные выводы.....	151
5	Заключение .....	153
6	Список использованных источников .....	154



## Список таблиц

Таблица 1: Рекомендуемые предельные значения выбросов пыли, образующихся при сжигании твердого топлива в новых установках с номинальной тепловой мощностью < 500 кВт*ч, для использования в соответствии со стандартами на продукцию (Примечание: Базовое содержание O <sub>2</sub> : 13%).....	27
Таблица 2: Предельные значения выбросов Евро-6 для легковых автомобилей и легких коммерческих автомобилей, таблица из (Rodríguez et al., 2019).....	29
Таблица 3: Классы летучести летучих органических соединений (Donahue et al., 2012; Murphy et al., 2014). † ЛОС или NMVOC не указаны как явные аббревиатуры, так как они являются надмножествами, например, обычно IVOC и некоторые SVOC. ....	39
Таблица 4: Резюме экспериментов и условий в камере до включения света (после этапа гомогенизации и стабилизации). MCE обозначает модифицированное КПД сжигания топлива, THC – общее содержание углеводородов (Bertrand et al., 2018).....	45
Таблица 5: Секторальные выбросы твердых частиц в 2010 году, ECLIPSE V5a, Гг/год (Klimont et al., 2017). (a) Значения представляют собой средние оценки на основе диапазонов, указанных в (Stettler et al., 2013; Yim et al., 2015), а также на основе глобального потребления топлива и диапазонов коэффициентов выбросов из (Kinsey, 2009). (b) GFED3.1 без учета сжигания сельскохозяйственных отходов, которое включено в оценки GAINS в категории «Сельское хозяйство»; значение ТЧ10 основано на TPM (total particulate matter); данные по ТЧ1 в GFED отсутствуют – здесь предполагается равенство с ТЧ2,5. Ссылка на (Randerson et al., 2017) для последней версии GFED. ....	47
Таблица 6: Десять основных секторов-эмитентов черного углерода в странах ЕС2848	
Таблица 7: Типичные коэффициенты выбросов ТЧ для различных типов установок работающих на древесном топливе, выраженные как твердые частицы, отобранные на горячих фильтрах (без учета конденсируемых органических соединений), в условиях реальной эксплуатации (слева) и достижимые уровни выбросов ТЧ при лучших практиках эксплуатации в идеальных условиях (справа). *Только при работе на полной мощности, что не всегда гарантируется для обогрева помещений (Nussbaumer, 2010a).....	57
Таблица 8: Средние показатели эффективности и выбросов от очага из трёх камней (TSF) и модульной печи 431 (MOD), а также процентное изменение каждого показателя от TSF к MOD (Caubel et al., 2018).....	79
Таблица 9: Используемые виды топлива пользователями с одним типом топлива (Wöhler et al., 2016).....	81
Таблица 10: Коэффициент выбросов (в мг/МДж) для традиционных устройств (камины и дровяные печи) (Querol et al., 2016) с ссылками: [1] (Gonçalves et al., 2011), [2] (Martins, 2012), [3] (Duarte, 2011), [4] (Vicente, 2013). Примечание: Калорийность топлива – 18,5 МДж/кг .....	82
Таблица 11: Коэффициент выбросов в мг/МДж для дровяных печей с экологической маркировкой (Fernandes et al., 2011).....	83
Таблица 12: Коэффициент выбросов в мг/МДж для печей на пеллетах (Querol et al., 2016).....	83
Таблица 13: Средние коэффициенты выбросов (КВ) и концентрации некоторых	

углеродсодержащих газообразных и твердых компонентов, полученные в ходе регулярных экспериментов по сжиганию (современная каменная печь: бук, береза и ель; котел для пеллет: пеллеты из хвойных пород) и экспериментов по сжиганию с медленным розжигом (современная каменная печь: ель* и береза*). Обозначения b.l.q. указывают на коэффициенты выбросов ниже предела количественного определения (Czech et al., 2018). IP: Индено(1,2,3-cd)флуорантен, BaP: Бензо(а)пирен. ....	84
Таблица 14: Содержание и процентные доли форм углерода в выбрасываемой золе (Koniecznyński et al., 2017). ND означает «нет данных». *CFB – циркулирующий кипящий слой.....	87
Таблица 15: Коэффициенты выбросов ТЧ <sub>2,5</sub> , распределение ТЧ на элементарную массу (ЧУ) и органическую массу (ОМ) из работы (Ntziachristos and Samaras, 2019). Примечание: Значения взяты из доступных литературных данных и инженерных оценок воздействия конкретных технологий (катализаторы, DPF и т. д.) на выбросы. Оценки также предполагают использование низкосернистых видов топлива (<50 ppm). Таким образом, вклад сульфатов в выбросы ТЧ обычно низок. В случаях использования передовых систем доочистки (например, катализированных DPF), суммы ЕС и ОМ могут быть меньше 100 %. Остальная часть предполагается как зола, нитраты, сульфаты, вода и соли аммония. Категория L - мопеды и мотоциклы. ....	106
Таблица 16: Диапазоны коэффициентов выбросов для транспортных средств от двухколесных до легких транспортных средств большой грузопъемности согласно методологии Tier 2 (Ntziachristos and Boulter, 2019).....	124
Таблица 17: Резюме рекомендаций для стандартов послеЕвро-6 согласно (Rodríguez et al., 2019). Жирным шрифтом выделены утверждения, относящиеся к выбросам твердых частиц.....	129
Таблица 18: Сравнение выбросов от сжигания газа в Африке по данным (Doumbia et al., 2019), ECLIPSEv5a, EDGARv4.2 за 2005 год. Для (Doumbia et al., 2019) приведен диапазон выбросов с использованием минимальных и максимальных коэффициентов выбросов. Единица измерения – килотонны (тыс. т /год). ....	135
Таблица 19: Коэффициенты выбросов для категории источников «1.B.2.c Вентиляция и сжигание на факелах» (Plejdrup et al., 2019). * Уровень Tier 2 и ** Уровень Tier 1.....	138
Таблица 20: Сводка свойств типов факелов по (Fawole et al., 2016) .....	144
Таблица 21: Сравнение выбросов сажи по данным (Wang и др., 2016) .....	149

## Список рисунков

- Рисунок 1: Средние факторы выбросов NO<sub>x</sub> на горячем двигателе для легковых автомобилей и легких коммерческих транспортных средств на бензиновом (слева) и дизельном (справа) топливе представлены в зависимости от года выпуска. Усы представляют собой 95%-ный доверительный интервал по сравнению со средним значением. Добавлены предельные значения официального утверждения типа для легковых автомобилей от Евро-1 до Евро-5 в течение цикла омологационных испытаний, действующие в соответствующем году (Chen and Borcken-Kleefeld, 2014). ..... 29
- Рисунок 2: Состав основных химических компонентов ТЧ<sub>2,5</sub>, собранных в ходе зимних кампаний в Лондоне (Северный Кенсингтон), Пекине и Дели. (Цветная версия доступна онлайн) (Laskin et al., 2015) ..... 32
- Рисунок 3: Оптическая и термохимическая классификация углеродсодержащих твердых частиц в атмосфере. Материал ВгС представляет собой совокупность светопоглощающих (окрашенных) органических соединений с разнообразными молекулярными структурами и характерными для каждой молекулы оптическими свойствами. (Перепечатано с разрешения из работы (Pöschl, 2005). Copyright 2005 Wiley-VCH Verlag GmbH & Co.) (Laskin et al., 2015)..... 34
- Рисунок 4: Путь формирования сажи по данным (Frenklach and Wang, 1991; Omidvarborna et al., 2015; Pang et al., 2013) ..... 37
- Рисунок 5: Схематическое описание старения выбросов в атмосфере ..... 40
- Рисунок 6: Нормализованный коэффициент выбросов органических аэрозолей в зависимости от нагрузки органических аэрозолей от выбросов двигателя на дизельном топливе при 300 К (Robinson et al., 2007)..... 41
- Рисунок 7: Синоптическое описание углеродсодержащих веществ от графитового углерода (EC) до NMVOC..... 42
- Рисунок 8: Сравнение отбора проб ТЧ с ТЧ в окружающей среде (Nussbaumer, 2010a). SP: Фильтр (Метод а), который приводит к измерению твердых частиц (ТЧ, ОБЧ). SPC: Фильтр + импинджер (Метод b), который приводит к измерению твердых частиц и конденсируемых веществ (SPC). DT: Туннель разбавления (Метод c) с типичным коэффициентом разбавления (DR) порядка 10, который приводит к измерению ТЧ, включая SPC и большинство или все конденсируемые вещества (C). DT эквивалентен или немного меньше SPC + C из-за потенциально неполной конденсации, зависящей от коэффициента разбавления и температуры пробоотбора (так как разбавление снижает не только температуру, но и парциальное давление загрязняющих веществ). DS: Разбавляющий пробоотборник с высоким коэффициентом разбавления (DR > 100). ТЧ<sub>10</sub>: Суммарные твердые частицы с диаметром <10 мкм, присутствующие в окружающей среде, включая SP и вторичные органические аэрозоли (SOA). SOA: Вторичные органические аэрозоли, состоящие из конденсируемых веществ (C) в окружающей среде и SOA, образующихся в результате вторичных реакций, таких как фотохимическое окисление. \*SO<sub>2</sub> и другие растворимые газообразные соединения в отходящих газах могут растворяться в импинджерах. \*\*В случае определения общего органического углерода (TOC) в импинджерах масса O, H, N, S и других элементов, содержащихся в органических конденсируемых веществах, должна учитываться отдельно. \*\*\*Органические соединения, которые являются жидкими или твердыми при парциальном давлении в отходящих отходящих газах и температуре окружающей среды, но становятся летучими при отборе проб из-за уменьшенного парциального давления и температуры выше окружающей. .... 43

Рисунок 9: Сравнение площади поверхности частиц разного диаметра. Диаграмма предполагает, что все частицы в каждой категории являются идеальными сферами, имеют одинаковую плотность и представлены одинаковой массой. Масса, количество частиц и площадь поверхности крупных частиц произвольно обозначены как 1. Другие числа приведены относительно крупной частицы. Большая площадь поверхности и способность проникать в кровообращение – два наиболее значимых свойства сверхтонких частиц, делающих их более токсичными по сравнению с более крупными частицами (Kwon et al., 2020).....	46
Рисунок 10: Официальные выбросы в странах ЕС28 за 2018 год, в килотоннах или тоннах в год (Гг или Мг) для ЧУ, ТЧ <sub>2,5</sub> и ПАУ (включая сумму бензо(а)пирена, бензо(б)флуорантена, бензо(к)флуорантена и индено(1,2,3-сd)пирена) по основным секторам-эмитентам НО (см. Таблицу 6). Секторы расположены в порядке убывания объемов выбросов ЧУ, рассчитанных по базе данных ЕМЕП (ЕМЕР/СЕИР, 2020).....	49
Рисунок 11: Соотношение ЧУ/ТЧ <sub>2,5</sub> для официальных выбросов в странах ЕС28 за 2018 год, рассчитанное по базе данных ЕМЕП (ЕМЕР/СЕИР, 2020).....	49
Рисунок 12: Потенциал в сравнении с усилиями для смягчения воздействия отдельных загрязняющих веществ (Samset et al., 2020).....	52
Рисунок 13: Снижение выбросов в рамках политических сценариев. Законодательство 2018 года включает все меры контроля, принятые до 2018 года (Amann et al., 2020). .....	53
Рисунок 14: Выбросы Финляндии в 2010 году (Мг СО <sub>2</sub> -эквивалентов), взвешенные с учетом различных глобальных метрик, описанных в (Kurjainen et al., 2019). СО <sub>2</sub> выделен отдельно, а чистое воздействие неконденсирующихся выбросов обозначено звездочкой.....	55
Рисунок 15: Боксплотное резюме всех точек данных (число указано в скобках) для каждого типа устройств сжигания древесины. *категория содержит выбросы свыше 1000 мг/МДж (Tytgat et al., 2017) .....	65
Рисунок 16: Визуальное обобщение выводов (Lai et al., 2019) .....	66
Рисунок 17: Сравнение коэффициентов выбросов ТЧ <sub>2,5</sub> и сверхтонких частиц при бытовом сжигании топлива. При сжигании трех различных видов угля использовалась одна и та же печь. Ошибки представлены в виде стандартных отклонений в серии повторных экспериментов. Bit, Ant и SC обозначают соответственно битуминозный уголь, антрацит и полукокс (Wang et al., 2020). .....	67
Рисунок 18: Визуальное представление воздействия условий сгорания на выбросы органических загрязняющих веществ (Bhattu et al., 2019) .....	69
Рисунок 19: Средние удельные выбросы (КВ, г/кг древесины) для газовых (СН <sub>4</sub> , СО, NO и NMVOC) и твердых соединений (ЧУ) для устройств 1–7 во всех исследованных условиях (1: Котел на пеллетах, 2: Котел на дровах, 3: Промышленный котел с подвижной колосниковой решеткой для древесной щепы, 4: Печь на пеллетах, 5: Одноступенчатая дровяная печь, 6: Двухступенчатая дровяная печь, 7: Двухступенчатая дровяная печь) (Bhattu et al., 2019) .....	70
Рисунок 20: Средние выбросы твердых частиц дровяными печами при номинальных и высоких скоростях горения в мг и мг/МДж для трех фаз горения и полного цикла. Ошибки измерений представлены в виде диапазона наблюдений (n = 2) (Eriksson et al., 2014).....	71
Рисунок 21: Динамика выбросов рефракционного черного углерода и ПАУ в течение цикла горения (Nielsen et al., 2017) .....	72
Рисунок 22: Коэффициенты выбросов за полный цикл для органических аэрозолей (ОА),	

- рефракционного черного углерода (rBC), полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) и показателя  $m/z$  60 для номинальной (NB), высокой (HB) и очень высокой (VNB) скорости горения, выраженные в мг на кг топлива партии, где кг топлива партии относится к сухому весу всей партии. Результаты основаны на 7, 6 и 3 циклах соответственно. Вклад в выбросы за полный цикл приведен для трех фаз: добавление топлива, промежуточная фаза и завершение горения. Ошибки указаны в виде стандартной ошибки среднего значения полного цикла (Nielsen et al., 2017)..... 73
- Рисунок 23: Коэффициенты выбросов видов UFP (мг/кг топлива). (PF: пеллетная печь – пеллеты из пихты; PB: пеллетная печь – пеллеты из бука; WF: дровяная печь – дрова из пихты; WB: дровяная печь – дрова из бука) (Ozgen et al., 2017). ..... 77
- Рисунок 24: Коэффициенты выбросов первичных и вторичных углеродсодержащих аэрозолей, рассчитанные для трех типов печей (усредненные по повторениям). Коэффициенты выбросов для вторичных выбросов были определены при воздействии  $OH = 5 \times 10^6$  молекул  $см^{-3}$  в час. Верхние рисунки иллюстрируют изменчивость результатов. На графике (а) прямоугольник охватывает минимальные и максимальные значения коэффициентов выбросов POA и ЧУ, нормализованных к среднему значению. Среднее значение указано жирной линией в центре прямоугольника. Фактическое значение отмечено сверху. На графике (b) прямоугольник охватывает минимальные и максимальные значения коэффициента усиления OA (темно-зеленый цвет). Печь А – дровяная печь до 2002 года, печь В – дровяная печь 2010 года, а печь С – автоматическая пеллетная печь 2010 года – (Bertrand et al., 2017). ..... 78
- Рисунок 25: Дровяная печь и модернизированные элементы: А – дровяная печь в исходном состоянии (WSref); В – дровяная печь с кольцевым дымоходом (WSMC1); С – топка дровяной печи с компонентом для подачи вторичного воздуха (18 форсунок) (Carvalho et al., 2018). ..... 80
- Рисунок 26: Ежемесячная частота использования отопительных приборов (Wöhler et al., 2016) – дровяные печи (FWS), кафельные печи (TIS), плиты (СОК) и другие отопительные приборы на дровах (oFH). ..... 81
- Рисунок 27: Диаграммы размаха, показывающие общие выбросы ОН-ПАУ (мг/МДж топлива) для образцов с номинальным горением (NB) и интенсивным горением (HB) для различных типов древесины. Нижняя и верхняя границы коробки представляют первый и третий квартили, линия внутри коробки – медиану (второй квартиль), концы «усов» – минимальное и максимальное значения всех данных, черный квадрат обозначает среднее значение (Avagyan et al., 2016). ..... 84
- Рисунок 28: Коэффициенты выбросов ПАУ, измеренные методом SPE/PTFE (твердофазная экстракция с использованием тефлонового фильтра), где (G) и (A) обозначают газовую и аэрозольную фазы соответственно, исключая нафталин, а также его производные с заместителями C1 и C2 (Stewart et al., 2020)..... 86
- Рисунок 29: Эффективность электрофильтра в % в зависимости от размера частиц по сравнению с другими вторичными методами. (Ghafghazi et al., 2011) ..... 89
- Рисунок 30: Концентрация частиц ЕС, ОС и неклассифицированных веществ. In. = До ESP. Out. = После ESP (Bäfver et al., 2012). ..... 90
- Рисунок 31: Сравнение измеренных распределений частиц по размерам на всех трех электростанциях, работающих на биомассе, оснащенных электростатическим фильтром (ESP: ElectroStatic Precipitator) из работы (Mertens et al., 2020)..... 91
- Рисунок 32: Результаты испытаний горения. Пористый керамический элемент (CFE), пористый керамический элемент с каталитическим покрытием (CCFE), катализатор в форме сот (HC), DYI и DYII – тестовые устройства (Wöhler et al., 2017) ..... 92

Рисунок 33: Среднее распределение массы твердых частиц (ТЧ) по размерам при сжигании с использованием каталитического конвертера (CAT) и без него (NCAT), измеренное с помощью низкого давления импактора Dekati (DLPI). Количество параллельных образцов: для NCAT – четыре, для CAT – три (Hukkanen et al., 2012). .....	93
Рисунок 34: Пропорции различных соединений ПАУ в общей концентрации 14 ПАУ (Kaivosoja et al., 2012).....	94
Рисунок 35: Установка для тестирования рукавных фильтров (Brandelet et al., 2020).....	95
Рисунок 36: Схематическая диаграмма трех стадий процесса повторного сжигания биомассы (Oluwoye et al., 2020). .....	96
Рисунок 37: Схематическая диаграмма систем без теплового накопителя (TES) и с тепловым накопителем (TES) по данным (Wang et al., 2019). .....	97
Рисунок 38: (а) Динамика коэффициентов выбросов ПАУ в обработанной древесины (общие коэффициенты выбросов для трех фаз: твердая, конденсированная и газообразная); (b) распределение количества циклов общих выбросов ПАУ (данные выражены в мкг/кг <sub>dw</sub> ); и (с) распределение количества циклов общих выбросов ПАУ, выраженных в токсическом эквиваленте (данные выражены в мкг экв. Бензо[а]пирена/ кг <sub>dw</sub> ) – из (Schmidt et al., 2018).....	99
Рисунок 39: Пределы выбросов КВА. Предельные значения выбросов для легковых автомобилей (верхний левый угол). Подробный вид норм ЕВРО 3–6 для легковых автомобилей (верхний правый угол). Предельные значения для коммерческих автомобилей (нижний правый угол). Проникновение новых предельных значений выбросов для легковых автомобилей (Fiebig et al., 2014). .....	108
Рисунок 40: Схематический обзор эффективности GPF из работы (Guan et al., 2015). (а) Предложение по выбросам транспортных средств для ЕВРО 6 (Piock et al., 2011); (b) Сравнение выбросов количества частиц и массы частиц для бензиновых и дизельных двигателей (Whitaker et al., 2011); (с) Набор данных в пространстве PN-ТЧ для европейских легковых автомобилей (* только дизель, ** дизель и двигатели с искровым зажиганием прямого впрыска) (Braisher et al., 2010); (d) PN-выбросы по NEDC и эффективность фильтрации GPF (Richter et al., 2012), Пробы оценивались в режиме NEDC на автомобиле с турбированным двигателем GTDI объемом 2,0 л и на высокочастотном моторном стенде. Система ссылок: Система 1) тестовая система с неокрашенным GPF в подкузовном положении, Система 2) тестовая система с окрашенным GPF в подкузовном положении, Система 3) тестовая система с разделенным близкорасположенным TWC (трёхкомпонентным катализатором) и окрашенным GPF в подкузовном положении. ....	109
Рисунок 41: Корреляция ЧУ/PN и ЧУ/ТЧ <sub>10</sub> для бензиновых (а и b) и дизельных автомобилей (с и d). ЧУ: черный углерод; ЧН: число частиц; ТЧ <sub>10</sub> : масса частиц с диаметром частиц менее 10 мкм .....	110
Рисунок 42: (Слева) Сравнение коэффициентов выбросов ПАУ (КВ) для дизельных автомобилей (красная полоса) и данных (Polo Rehn, 2013) (синяя полоса) и (Pillot et al., 2006) (зеленая полоса). Сравнение коэффициентов выбросов альдегидов (КВ) для бензиновых автомобилей (в центре) и дизельных автомобилей (справа) (красная полоса) с данными (Polo Rehn, 2013) (синяя полоса) и (Caplain et al., 2006) (зеленая полоса). Источник: (Louis et al., 2016b). .....	111
Рисунок 43: коэффициенты выбросов для трех дизельных автомобилей (D1, D3 и D4) и четырех бензиновых автомобилей (CHBT1, CHBT3, PF14, CHBT5) стандарта Евро-5: коэффициенты выбросов ЧУ выражены в мг/км, а для органических вещества, ПАУ, сульфатов, аммония и нитратов значения выражены в мкг/км. Рассматриваются два	

- цикла: ARTEMIS и WLTC. Бензиновые автомобили представлены сплошными столбцами, а дизельные – узорчатыми. Ошибки отображены в виде стандартного отклонения  $\pm 1\sigma$  (Kostenidou et al., 2020). ..... 112
- Рисунок 44: Влияние законодательства на выбросы ТЧ, включая формирование вторичных органических аэрозолей (SOA) (Drozd et al., 2019). Транспортные средства классифицируются по стандарту сертификации выбросов. Тестовый парк включает: одно транспортное средство стандарта Tier 0 (T0), одно с низким уровнем выбросов (LEV I), два транспортных средства стандарта Tier 2 LEV II, пять транспортных средств с ультранизким уровнем выбросов (ULEV), пять транспортных средств с суперультранизким уровнем выбросов (SULEV) и шесть транспортных средств с частичными нулевыми выбросами (PZEV). Поскольку для PZEV и SULEV предусмотрены одинаковые стандарты выбросов, их результаты объединены и обозначены как SULEV..... 113
- Рисунок 45: Коэффициенты выбросов от используемых транспортных средств для первичных (POA), вторичных органических аэрозолей (SOA) и черного углерода (ЧУ) в г/кг. SOA образуются через 5 часов старения. По данным (Chirico et al., 2010)..... 114
- Рисунок 46: Количество различных типов частиц в выбросах от автомобилей с двигателем ЧНВТ в различных режимах работы на единицу сгоревшего топлива, включая холодный запуск, горячий запуск, стабилизированный горячий режим, холостой ход и ускорение. Данные представлены как среднее значение  $\pm$  стандартное отклонение, N=3 (Xing et al., 2020). ..... 116
- Рисунок 47: (А) Химический состав дизельного топлива, бензина и испарений бензина, (В) выход вторичных органических аэрозолей (SOA) для каждого профиля выбросов, представленный как сумма вкладов SOA; оба графика представлены в зависимости от класса соединений и числа атомов углерода. Распределение продуктов окисления рассчитано при концентрации органических аэрозолей  $10 \text{ мкг/м}^3$  после  $\sim 6$  часов фотохимического старения. Примечание: «разветвленные циклоалканы» относятся к соединениям с более чем одной линейной алкильной заместительной группой (Gentner et al., 2017). ..... 117
- Рисунок 48: Совокупный и взвешенный генотоксический потенциал выбросов от автомобилей с двигателями ЧНВТ и дизельных автомобилей (нг TEQ на  $\text{м}^3$ ) в холодном режиме (верхний график), горячем режиме WLTC (средний график) и режиме Start / Stop Coasting (SSC) (нижний график). Средние значения ( $\pm$  стандартное отклонение) для парка автомобилей с двигателями ЧНВТ ( $n = 7$ ) и эталонного дизельного автомобиля с DPF выделены серым и красным цветами. Приведено увеличение данных для режима SSC (внизу) из (Muñoz et al., 2018). ..... 119
- Рисунок 49: (а) Результаты выбросов черного углерода (ЧУ) для автомобилей стандартов Евро 3, 5 и 6 в пяти различных режимах NIER. (b) Выбросы ЧУ для автомобилей Евро 3 в режиме CVS-75 и Евро 4, 5 и 6 в режиме NEDC, представленные в (Park et al., 2020). 120
- Рисунок 50: Первичные и свежие коэффициенты выбросов выхлопных газов ( $\text{мг/км}$ ) для ЧУ (а) и бурого углерода (BrC) (b) в NEDC и WLTC при использовании различных видов топлива (MY diesel, EN590, Indian diesel). Коэффициенты выбросов были рассчитаны на основе данных AE33 (880 нм для ЧУ и 370 нм для BrC). Примечание: cs и hs обозначают холодный и горячий циклы запуска соответственно (Pirjola и др., 2019), в дополнительном материале. .... 122
- Рисунок 51: Черный углерод (ЧУ) в сравнении с одновременными измерениями ТЧ<sub>1</sub> для тормозных материалов с содержанием графита 5% и 13% , включая результаты линейной регрессии (Lyu and Olofsson, 2020). ..... 125

Рисунок 52: Схематическая блок-схема общей системы приподнятого факельного ствола на промышленном объекте .....	132
Рисунок 53: Сжигание попутного газа в факелах на этапах добычи в 2019 году – миллионы кубических метров газа, сжигаемого в факелах, млн м <sup>3</sup> /год (GGFR, 2016). .....	133
Рисунок 54: Топ-30 стран по объёмам сжигания газа по данным Всемирного банка (GGFR, 2016).....	134
Рисунок 55: Моды размеров частиц ТЧ, определенные с помощью сканирующего спектрометра подвижности частиц (SMPS), представлены в зависимости от эффективности удаления загрязняющих веществ (DRE) в диапазоне от 60 до 100% для факелов с паровым и воздушным вспомогательным сжиганием. Пропен/TNG – 80% пропена и 20% природного газа Tulsa Natural Gas (TNG), а смесь пропана и TNG содержит 80% пропана и 20% природного газа TNG. Во всех случаях SMPS проводил сканирование в диапазоне подвижных диаметров от 15 до 500 нм. ....	137
Рисунок 56: Средние значения и 95% доверительные интервалы измеренных выходов ЧУ в массе на объем в зависимости от объемного значения высшей теплотворной способности (Conrad and Johnson, 2017). .....	138
Рисунок 57: Глобальная карта средних значений KVflare, ЧУ для различных регионов сжигания газа по данным (Huang and Fu, 2016). Гистограмма KVflare, ЧУ представлена в левом нижнем углу рисунка. Аббревиатуры некоторых регионов расшифровываются следующим образом: USA – Соединенные Штаты Америки; CONUS – Континентальные Соединенные Штаты; UK – Соединенное Королевство Великобритании и Северной Ирландии; DR Congo – Демократическая Республика Конго; UAE – Объединенные Арабские Эмираты. ....	139
Рисунок 58: Индексы выбросов пламени природного газа с подачей воздуха или пара. Данные включают погрешности, учитывающие распространение неопределенности измерений при расчете индексов выбросов и массовых расходов по методикам, описанным в (Ahsan et al., 2019). .....	145
Рисунок 59: Вид сверху на факел с несколькими наконечниками (слева: n=4, справа: n=6).148	
Рисунок 60: Выход сажи при различном количестве ветвей и диаметрах (по данным Mostafayei and Rashidi, 2020). .....	148



## Список основных сокращений и аббревиатур

АС	Арктический Совет (Arctic Council)
АСАР	Рабочая Группа по Устранению Загрязнения Арктики (Arctic Contaminants Action Program)
AGP	Гётеборгский протокол с поправками 2012 года (Amended Gothenburg Protocol)
АМС (AMS)	Аэрозольный масс-спектрометр (Aerosol Mass Spectrometer)
ПНГ (APG)	Попутный нефтяной газ (Associated Petroleum Gas)
КВ (AQ)	Качество воздуха (Air Quality)
ARTEMIS	Оценка и надежность моделей транспортных выбросов и систем кадастры (Assessment and Reliability of Transport Emission Models and Inventory Systems)
BaP	Бензо(а)пирен (Benzo(a)pyrene)
НДТ (BAT)	Наилучшая доступная техника (Best Available Technology)
ВВ	Сжигание биомассы (Biomass Burning)
ЧУ (BC)	Черный углерод (Black Carbon)
BrC	Бурый углерод (Brown Carbon)
СНДТ (BREF)	Справочный документ по наилучшим доступным техникам (Best Available Technologies Reference document)
ВТЕХ	Бензол, толуол, этилбензол и ксилол (Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylenes)
СС	Climate Change)
CDPF	Катализированный дизельный сажевый фильтр (Catalyzed Diesel Particulate Filter)
СЕ	КПД сжигания топлива (Combustion Efficiency)
СЕН	Европейский комитет по стандартизации (Comité Européen de Normalisation <i>in French</i> - European Committee for Standardization <i>in English</i> )
СЕИР	Центр по кадастрам и прогнозам выбросов (Centre on Emission Inventories and Projections)
CFD	Вычислительная гидродинамика (Computational Fluid Dynamic)
КТЗВБР (CLRTAP)	Конвенция о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution)
СО	Монооксид углерода (Carbon monoxide)
СО <sub>2</sub>	Диоксид углерода (Carbon dioxide)
DI	Дизельное топливо (Diesel)
DOC	Дизельный окислительный каталитический нейтрализатор (Diesel Oxidation Catalyst)
DPF	Дизельный сажевый фильтр (Diesel Particulate Filter)
DRF	Прямое радиационное воздействие (Direct Radiative Forcing)
DT	Туннель разбавления (Dilution Tunnel)
ИО (EB)	Исполнительный орган (Executive Body)

eBC	Эквивалент ЧУ (Equivalent BC)
EC	Европейская комиссия или элементарный углерод (European Commission or Elemental Carbon)
ECE	Европейская экономическая комиссия (Economic Commission for Europe)
ВЕКЦА (ЕЕССА)	Восточная Европа, Кавказ и Центральная Азия (Eastern Europe, Caucasus and Central Asia)
ЕЕА	Европейское агентство по охране окружающей среды (European Environmental Agency)
КВ (EF)	Коэффициент выбросов (Emission Factor)
EGR	Рециркуляция выхлопных газов (Exhaust Gas Recirculation)
ELV	Предельные уровни/значения выбросов (Emission Limit Values)
ЕМЕП (EMEP)	Европейская программа мониторинга и оценки (European Monitoring and Evaluation Programme)
ESP	Электростатический фильтр (Electrostatic Precipitator)
ЕС (EU)	Европейский Союз (European Union)
FP	Мелкодисперсные частицы (Fine Particle)
GAINS	Модель взаимодействия и синергии парниковых газов и загрязнения воздуха (GAINS, IIASA model), Greenhouse Gas-Air pollution Interactions and Synergies (IIASA model)
СНВТ (СНВТ)	Система непосредственного впрыска топлива (Gasoline Direct Injection)
GF	Сжигание попутного газа в факелах (Gas Flaring)
GFED	Глобальная база данных по выбросам от пожаров (Global Fire Emissions Database)
ПГ (GHG)	Парниковые газы
GPF	Бензиновый фильтр твердых частиц (Gasoline Particle Filter)
НС	Углеводороды (Hydrocarbons)
HDV	Транспортное средство большой грузоподъемности (High Duty Vehicle)
HVO	Гидрированное растительное масло (Hydrotreated vegetable oil)
IP	Индено(1,2,3-сд)флуорантен (Indeno(1,2,3-cd)fluoranthene)
IVOC	Летучие Органические Соединения Средней летучести (Intermediary Volatility Organic Compounds)
IR	Инфракрасное излучение (InfraRed)
ISP	Точка дымления (Incipient Smoke Point)
LCV	Легкий коммерческий автомобиль (Light Commercial Vehicle)
LDV	Легкий грузовой автомобиль (Light Duty Vehicle)
LLE	Потери продолжительности жизни (Loss of Life Expectancy)
СПГ (LNG)	Сжиженный природный газ (Liquefied Natural Gas)
LPG	Сжиженный нефтяной газ (Liquefied Petroleum Gas)
ТЗВБР (LRTAP)	Трансграничное загрязнение воздуха на большие расстояния (Long-range Transboundary Air Pollution)

MCE	Измененное КПД сжигания топлива (Modified Combustion Efficiency)
MPI	Многоточечный впрыск (Multi-Point-Injection)
m/z	Отношение масса/заряд (Mass/Charge ratio)
ОНУВ (NDC)	Определяемые на национальном уровне вклады (Nationally Determined Contributions)
NEDC	Новый европейский ездовой цикл (New European Driving Cycle)
НО (NFR)	Номенклатура для отчетности (Nomenclature For Reporting)
NH <sub>3</sub>	Аммиак (Ammonia)
NMVOС	Неметановые летучие органические соединения (Non-Methane Volatile Organic Compounds)
NO <sub>x</sub>	Оксиды азота (Nitrogen Oxides)
NP	Наночастицы (Nanoparticles)
OC	Органический Углерод (Organic Carbon)
OGC	Органический углерод газообразных выбросов (Organic Gas Carbon)
OM	Органическое вещество (Organic Matter)
OOA	Окисленный органический аэрозоль (Oxidized organic aerosol)
O <sub>3</sub>	Озон (Ozone)
ПАУ (PAH)	Полициклические ароматические углеводороды (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons)
PAM	Потенциальная масса аэрозоля (Potential Aerosol Mass)
PC	Пассажирский автомобиль (Passenger Car)
ПХДД/Ф (PCDD/F)	Полихлорированные дибензо-р-диоксины и дибензофураны (Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran)
PFI	Система распределённого впрыска (Port Fuel Injection)
ТЧ (PM)	Твердые частицы (Particulate Matter)
ТЧ <sub>x</sub> (PM <sub>x</sub> )	Твердые частицы с аэродинамическим диаметром ниже x мкм (x=0.1, 1, 2,5, 10)
POA	Первичные органические аэрозоли (Primary Organic Aerosols)
POP (CO <sub>3</sub> )	Стойкий органический загрязняющее вещество (Persistent Organic Pollutant)
PUF	Пенополиуретан (Polyurethane foam)
rBC	Рефракционный черный углерод (Refractory BC)
RWC	Сжигания древесины бытовыми установками (Residential Wood Combustion)
СКВ (SCR)	Селективная каталитическая нейтрализация (Selective Catalyst Reduction)
ЦУР (SDG)	Цель устойчивого развития (Sustainable Development Goal)
SLCP	Короткоживущие загрязняющие вещества климата (Short-Lived Climate Pollutants)
ИНИЗВ (SNAP)	Избранная номенклатура для источников загрязнения воздуха (Selected Nomenclature for Air Pollution)

SOA	Вторичный органический аэрозоль (Secondary Organic Aerosol)
ТЧ (PM)	Твердые частицы (Particulate Matter)
ТЧ <sub>x</sub> (PM <sub>x</sub> )	Твердые частицы с аэродинамическим диаметром ниже x мкм (x=0.1, 1, 2,5, 10)
POA	Первичные органические аэрозоли (Primary Organic Aerosols)
POP (CO3)	Стойкий органический загрязняющее вещество (Persistent Organic Pollutant)
PUF	Пенополиуретан (Polyurethane foam)
rBC	Рефракционный черный углерод (Refractory BC)
RWC	Сжигания древесины бытовыми установками (Residential Wood Combustion)
СКВ (SCR)	Селективная каталитическая нейтрализация (Selective Catalyst Reduction)
ЦУР (SDG)	Цель устойчивого развития (Sustainable Development Goal)
SLCP	Короткоживущие загрязняющие вещества климата (Short-Lived Climate Pollutants)
ИНИЗВ (SNAP)	Избранная номенклатура для источников загрязнения воздуха (Selected Nomenclature for Air Pollution)
SOA	Вторичный органический аэрозоль (Secondary Organic Aerosol)
SO <sub>x</sub>	Оксиды серы (Sulphur Oxides)
SVOC	Полулетучие органические соединения (Semi-Volatile Organic Compounds)
ЦГ ТЭВ (TFTEI)	Целевая группа по технико-экономическим вопросам (Task Force on Techno-Economic Issues)
ТНС	Общее количество углеводородов (Total HC)
ОВЧ/СВДВ (TSP)	Общее содержание взвешенных частиц/Совокупное взвешенное дисперсное вещество (Total Suspended Particles)
TWC	Трехкомпонентный катализатор (Three Way Catalyst)
UFP	Сверхтонкая частица (Ultrafine particle)
ООН (UN)	Организация Объединенных Наций (United Nations)
ЕЭК ООН (UNECE)	Европейская экономическая комиссия Организации Объединенных Наций (United Nations Economic Commission for Europe)
РКИК ООН (UNFCCC)	Рамочная конвенция Организации Объединенных Наций об изменении климата (United Nations Framework Convention on Climate Change)
UV	Ультрафиолетовое излучение (UltraViolet)
ЛОС (VOC)	Летучие органические соединения (Volatile Organic Compounds)
ВОЗ (WHO)	Всемирная организация здравоохранения (World Health Organization)
ВМО (WMO)	Всемирная метеорологическая организация (World Meteorological Organization)
WLTC	Всемирно согласованный цикл испытаний транспортных средств малой грузоподъемности (Worldwide harmonized Light vehicles Test Cycles)
ZRF	Нулевое сжигание (Zero Routine Flaring)

## Краткое содержание

Чёрный углерод (ЧУ) является компонентом твердых частиц (ТЧ), оказывающим краткосрочное воздействие на здоровье и являющимся активным веществом, усиливающим глобальное потепление благодаря своей способности поглощать солнечное излучение. Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) представляют собой большую группу органических соединений с несколькими соединёнными ароматическими кольцами, оказывающих воздействие на здоровье. Более тяжёлые ПАУ находятся в твёрдом состоянии, а соединения с меньшим количеством колец могут быть летучими и присутствовать в газообразной форме в атмосфере. ТЧ включают широкий спектр компонентов, таких как пыль, ЧУ, органические соединения, сульфаты, нитраты, аммоний и другие. Эти компоненты могут оказывать как согревающее, так и охлаждающее воздействие на атмосферу.

Для снижения рисков для здоровья и борьбы с изменением климата необходимы точные знания о физических и химических свойствах твердых загрязняющих веществ, особенно углеродосодержащих веществ, а также об их преобразовании, транспорте и трансформации в окружающей среде. Ключевыми источниками ЧУ и связанных с ним ПАУ в атмосферу являются потребление ископаемого топлива на стационарных и мобильных источниках, сжигание биомассы (ВВ) и промышленные выбросы. Так как ЧУ имеет короткий жизненный цикл, экологическую нагрузку можно относительно легко сократить путём уменьшения или контроля его выбросов.

Вторичные процессы в атмосфере также являются значительным источником ТЧ. Недавние исследования (Daellenbach et al., 2020) показали, что концентрация окислительного потенциала в основном связана с антропогенными источниками, в частности с вторичными органическими аэрозолями в мелкодисперсной фракции, происходящими в значительной степени от сжигания биомассы в жилых домах, а также с металлами крупнодисперсной фракции от выбросов транспортных средств.

Снижение выбросов ЧУ и ПАУ связано со снижением выбросов ТЧ. В данном отчёте представлен обзор выбросов ЧУ, ПАУ, а также сверхтонких частиц (UFP) и влияния мер по сокращению выбросов ТЧ на эти вещества. Исследование было дополнено, когда это было возможно, анализом полного спектра углеродсодержащих веществ, таких как вторичные органические аэрозоли (SOA) и бурый углерод (BrC), которые влияют на радиационный фон и массу твёрдых частиц. Были рассмотрены три целевых сектора: два из них – мелкие источники сжигания и дорожный транспорт, поскольку они являются основными источниками ЧУ, и сжигание попутного газа в факелах (GF), которое является важным источником загрязняющих веществ, оказывающих воздействие как на качество воздуха, так и на климат в арктических регионах.

Этот документ дополняет руководящий документ по определению приоритетности мер (ECE, 2020), предоставляя подробный анализ возможностей методов для реального сокращения ЧУ и ПАУ. Это послужит основой для пересмотра ELV (предельных значений выбросов), указанных в приложении X к AGP (Гетеборгскому протоколу с поправками 2012 года) в 2021 году.

**Сжигание древесного топлива в жилом секторе остаётся серьёзной проблемой**, и для снижения выбросов ТЧ и ЧУ потребуется много усилий. Использование современных или экологически сертифицированных печей и котлов позволяет уменьшить выбросы ТЧ и ЧУ. Важными факторами являются качество и тип древесины, причём рекомендуется использование сухой древесины. Также важны правильные эксплуатационные практики, такие как те, которые изложены в «Кодексе надлежащей практики, касающейся

сжигания древесного топлива и малых установок для сжигания» (разработанном ЦГ ТЭВ, 2019). Многие политические меры способствовали эффективному сокращению выбросов ТЧ и ЧУ в жилом секторе. Однако, несмотря на снижение выбросов ЧУ, вызывает вопросы увеличение количества частиц (PN) при разбавлении выбросов. Уменьшение массы, доступной для конденсации, и снижение температуры могут способствовать процессам нуклеации, что, в свою очередь, увеличивает количество частиц.

Определение коэффициентов выбросов ТЧ с использованием более надёжных стандартов является важной задачей. Методы должны предоставлять информацию о фильтруемых и **конденсируемых фракциях частиц**, чтобы более точно определять реальные выбросы ТЧ от малых установок для сжигания древесного топлива и разрабатывать кадастры выбросов, которые будут более актуальны для моделирования. Эти данные помогут разработать стратегии для политиков, направленные как на сокращение загрязнения воздуха, так и на снижение неблагоприятных климатических последствий.

С переходом к более строгим стандартам, применяемым к дорожным транспортным средствам, выбросы ТЧ и всех частиц, включая ЧУ, из выхлопных труб, вероятно, будут снижаться. В результате, **выбросы от шин и тормозов могут стать доминирующими** источниками, а также источником ЧУ, даже если эти частицы преимущественно находятся в крупной фракции (диаметр > 2,5 мкм). Сверхтонкие частицы также могут выделяться при использовании тормозов. Основным техническим способом снижения выбросов является выбор материала тормозных колодок, однако возможно использование устройств отсоса, чтобы удалить большую часть частиц от тормозов.

По меньшей мере 90% углеродсодержащих частиц в отходящих отходящих газах газовых факелов составляют черный углерод. **Факелы с паровым усилением** являются **наиболее эффективными** с точки зрения снижения выбросов сажи. Однако факелы с усилением за счёт высокого давления также могут быть эффективным решением, если на месте отсутствует вода. Новые модели, основанные на нейронных сетях (продвинутое статистические методы), могут способствовать улучшению управления операциями факельного сжигания для более эффективного контроля образования сажи.

Для более эффективного решения задач, связанных с изменением климата и качеством воздуха, не только сокращение выбросов ЧУ имеет значение, но и выбросов бурого углерода (BrC). BrC представляет собой поглощающую свет фракцию твёрдых частиц, которая в основном выделяется при сжигании биомассы или образуется позднее при разбавлении отходящих шлейфов. На данный момент эта категория частиц недостаточно изучена, и существует много неопределённостей, связанных со свойствами радиационного воздействия, приписываемыми им в климатических моделях.

## **Основные выводы**

### ***Сжигание топлива в малых устройствах***

- Воздействие загрязнения как атмосферного воздуха, так и воздуха в помещениях известно своими негативными последствиями для здоровья дыхательной и сердечно-сосудистой систем. Недавние исследования также указывают на его воздействие на когнитивные функции. Открытые камины, традиционные печи и плиты, являющиеся источниками загрязнения воздуха внутри и вне помещений, могут быть причиной экологических неравенств (связанных с полом и возрастом), особенно в развивающихся странах. Устранение проблем, связанных с бытовым

сжиганием древесины, имеет явное преимущество, позволяя снизить вредное воздействие на здоровье (и сопутствующие расходы), а также в короткие сроки принести пользу для климата, даже если это воздействие значительно меньше, чем у других парниковых газов.

- Выбросы ЧУ (черного углерода) от сжигания дровдревесного топлива в жилом секторе являются крупнейшим источником загрязнения на глобальном уровне. В странах ЕС27 и Великобритании в 2018 году выбросы ЧУ от стационарного сжигания в три раза превысили выбросы ЧУ от пассажирских автомобилей. Эти выбросы в основном обусловлены сжиганием биомассы, в частности древесины.
- Концентрации ЧУ в отходящих газах обычно определяются с помощью термооптических методов, которые, вероятно, учитывают и долю органических соединений. Органическое вещество (ОМ) обычно выводится на основе измерений органического углерода (ОС), полученных термическими методами.
- Твёрдые частицы, выделяемые при сжигании биомассы в малых отопительных устройствах, в основном состоят из углеродсодержащих соединений (элементарного углерода (ЕС) и органического вещества (ОМ)). Большинство частиц являются мелкодисперсными, с диаметром менее 2,5 мкм. Вторичное образование частиц наблюдается при разбавлении дымового шлейфа и в дальнейшем в атмосферных условиях.
- Берёза, ель и сосна часто демонстрируют самые высокие коэффициенты выбросов ТЧ, ЧУ и ПАУ. Сырая пихта является значительным источником выбросов ПАУ. Дуб выделяет наименьшее количество ЧУ. Сжигание сырой древесины не рекомендуется, как указано в «Кодексе надлежащей практики, касающейся сжигания древесного топлива и малых установок для сжигания» (ЦГ ТЭВ, 2019). Однако некоторые исследования показали более высокие выбросы ТЧ1, ПАУ и ЧУ при использовании очень сухой древесины (влажность 11%) по сравнению с сырой древесиной (влажность 18%), хотя количество частиц (PN) для сухой древесины меньше.
- Использование современных печей, оснащённых передовыми методами снижения выбросов загрязняющих веществ, таких как каталитические горелки, древесные гранулы и каменные печи, позволяет соответствовать стандартам выбросов, установленным в ЕС последними стандартами экодизайна. Запрет на использование печей, не отмеченных экологической сертификацией, считается наиболее эффективным в некоторых недавних исследованиях. Однако применение каталитических горелок может привести к увеличению выбросов ПХДД/Ф (диоксинов и фуранов) из-за воздействия катализатора. Современные печи также значительно снижают выбросы органических газов, что потенциально положительно влияет на сокращение вторичного органического аэрозоля (SOASOA).
- Автоматическая подача топлива и улучшение ступенчатого сжигания воздуха значительно повышают СЕ. Низкозатратные стратегии модернизации традиционных печей путём установки систем впрыска воздуха могут уменьшить выбросы ТЧ и ЧУ. Следует избегать высоких скоростей горения, так как они связаны с увеличением выбросов загрязняющих веществ.
- Печи на древесных гранулах выделяют в 2–3 раза меньше ТЧ, ЧУ и ПАУ, чем современные печи использующие поленья. Однако их эффективность в снижении количества частиц (PN) не столь высока, как ожидалось.
- Электростатические фильтры (ESP) могут быть эффективной стратегией для

сокращения выбросов частиц. В установках сжигания достигается эффективность более 99%. Однако на практике эта технология не подходит для бытовых устройств. Эффективность ESP для снижения уровня наночастиц пока остаётся неясной. При благоприятных условиях сгорания после ESP во время охлаждения отходящих газов может образовываться органическое вещество, состоящее из конденсируемых соединений.

- Дополнительные стратегии, такие как системы аккумулирования тепловой энергии, могут способствовать оптимизации цикла нагрева на стадиях запуска и завершения работы. Фаза запуска является критической, так как именно в этот период наблюдаются повышенные выбросы загрязняющих веществ.
- Образование твёрдых частиц сильно зависит от расстояния подачи вторичного воздуха и равномерности его распределения в модулях подачи воздуха. Ступенчатая подача воздуха может существенно снизить выбросы загрязняющих веществ. Однако, использование стратегии ступенчатой подачи воздуха в сочетании с технологией дожигания для снижения выбросов NO<sub>x</sub> может привести к образованию нитро-ПАУ, которые обладают высокой канцерогенной активностью.
- Согласно (ЦГ ТЭВ, 2019), был определен следующий список новых технологий, которые можно рекомендовать: новые современные печи, оснащенные более совершенными системами регулирования воздушного потока, теплоотражающими материалами и двумя топочными камерами; новые «умные» печи с автоматическим регулированием подачи воздуха и горения, термостатическим управлением, с подключением к Wi-Fi для сбора и отправки данных о процессе горения производителю в целях повышения качества обслуживания; новые современные каменные печи с высоким КПД и низким уровнем выбросов; новые современные котлы, работающие на пеллетах: полностью автоматизированные котлы (с электронным регулированием подачи воздуха, датчиками остаточного кислорода), конденсационные котлы на стандартизированных пеллетах; котлы карбюраторного типа, работающие на дровах или древесной щепе; теплоаккумулирующее оборудование, позволяющее снизить частоту прекращения горения/розжига и работы при частичной нагрузке, что приводит к большим выбросам, чем при полной нагрузке; рециркуляция отходящих газов, обратное сжигание, газификация отходящих
- В настоящее время процедуры тестирования для сертификации бытовых приборов не позволяют оценить реальные условия их эксплуатации. Для этого полезно разработать новые стандартизированные методы тестирования, учитывающие реальные условия использования малых установок для сжигания (запуск, завершение работы).
- Необходимы гармонизированные методы определения концентраций ТЧ и ЧУ в выбросах. Для ТЧ существуют методы, учитывающие конденсируемые соединения, такие как туннели разбавления.

### ***Дорожный транспорт***

Дизельные сажевые фильтры (DPF) используются в автомобильной промышленности уже десятилетиями и признаны экономически эффективными, включая их вклад в снижение преждевременной смертности и других проблем со здоровьем. Одновременно с этим, по мере снижения выбросов ТЧ и ЧУ за счет эффективных систем последующей очистки, доля выбросов ТЧ от шин и тормозов продолжает расти. На основе последнего обзора литературы можно выделить следующие утверждения:



- ТЧ, образующиеся при сгорании и выбрасываемые из выхлопной трубы, в основном являются мелкодисперсными частицами диаметром менее 2,5 мкм и состоят преимущественно из углеродосодержащих соединений.
- Выбросы ТЧ, ЧУ, количества частиц (PN) и ПАУ эффективно снижаются с помощью систем последующей очистки, таких как дизельных сажевых фильтров (DPF) или для бензиновых фильтров твердых частиц (GPF). Для большинства твердых частиц наблюдается снижение на 90–100 %.
- Для примера, коэффициенты выбросов ТЧ<sub>2,5</sub> для транспортных средств большой грузоподъемности (HDV) снижаются от 333–491 до 0,5–1,3 мг/км при переходе от традиционных стандартов к Евро VI. Доля ЧУ в ТЧ варьируется от 10 до 20 % у HDV, соответствующих стандарту Евро VI.
- Поскольку коэффициенты выбросов твердых частиц снизились как минимум на два порядка, сопутствующим эффектом является увеличение доли органического вещества (OM) из-за процессов охлаждения и разбавления, приводящих к образованию преимущественно органических конденсируемых веществ.
- Тем не менее, с внедрением последовательных стандартов Евро абсолютные выбросы конденсируемых веществ снижаются, несмотря на эффекты охлаждения и разбавления в выхлопных шлейфах. Системы последующей очистки снижают выбросы летучих органических соединений средней летучести (IVOC), однако существует множество пробелов в знании этих соединений и их химической трансформации после выброса и в условиях окружающей среды.
- С уменьшением выбросов ТЧ бензиновые автомобили, даже современные, могут генерировать больше частиц. Использование GPF является ключевой технологией для снижения PN и ТЧ. Однако, одно исследование сообщило о более высоких выбросах генотоксичных ПАУ от бензиновых автомобилей (особенно с прямым впрыском топлива), даже оборудованных GPF, по сравнению с дизельными автомобилями с DPF (на два порядка выше).
- Последние исследования показывают, что различные технологии последующей очистки оказывают важное воздействие на уровень и химический состав выбрасываемых частиц, подчеркивая важность условий работы фильтров и их регулярной проверки для поддержания оптимальной эффективности.
- Для дизельных автомобилей без фильтров использование биотоплива может снизить выбросы ЧУ на 30 % и стать вариантом для более быстрого достижения установленных законодательством пороговых значений качества воздуха.
- Даже если выбросы от шин, тормозов и износа дорог в основном состоят из крупных частиц, значительная доля мелкодисперсных ТЧ остается неизменной. Выбросы ОВЧ на км превышают текущие выбросы по стандартам Евро 6/VI, и аналогичная доля ЧУ наблюдается как в выхлопных, так и в выбросах ТЧ, не связанных со сжиганием топлива. Тормоза также приводят к образованию ультратонких частиц, металлов и ПАУ; температура значительно влияет на выбросы ТЧ. Выбросы ЧУ от тормозов тесно связаны с выбросами ТЧ1.
- В настоящее время не существует широко используемых систем последующей очистки для контроля выбросов от тормозов, шин и износа дорог. Тип материалов и поведение водителя часто упоминаются как ключевые коэффициенты для снижения выбросов. Некоторые компании разработали системы сбора частиц тормозов, которые могут уменьшить массу и количество выбросов на 80–90 %.
- Взвешанные ТЧ на дорогах также значительны. Эти выбросы составляют большую долю от общих выбросов дорожного движения. Они зависят от

метеорологических условий (ветра, температуры, влажности, осадков) и климата местности (характера использования земель в окрестностях).

### *Сжигание попутного газа в факелах (GF)*

- Выбросы чёрного углерода (ЧУ) нефтегазовой промышленностью через факелы являются важным источником загрязнения, особенно в районах, прилегающих к Арктической зоне, так как они влияют на радиационный баланс и ускоряют таяние снега. Россия, США, страны Африки и некоторые страны Ближнего Востока входят в число крупнейших источников выбросов.
- Обычно не менее 90% углеродосодержащих веществ в отходящих отходящих газах при жигании попутного газа в факелах представляют собой чёрный углерод.
- Коэффициенты выбросов (КВ) для GF являются неопределёнными, так как условия сгорания могут сильно варьироваться и недостаточно контролируются. Коэффициенты выбросов могут изменяться на несколько порядков, обычно находясь в диапазоне от 0,2 до 2,27 г/м<sup>3</sup>.
- Кадастры выбросов, основанные на этих КВ, содержат много неопределённостей и часто заполняются данными с пробелами или оцениваются по данным спутниковых наблюдений.
- Обычное сжигание, вызванное отсутствием возможностей для утилизации газа, является наиболее важным и крупным источником выбросов ЧУ от сжигания попутного газа в факелах. Тем не менее, периодическое сжигание и непрерывное сжигание по эксплуатационным причинам также могут быть значительными источниками ЧУ.

Обзор возможных способов сокращения выбросов ЧУ от сжигания попутного газа в факелах можно разделить на несколько типов вариантов:

- Использование попутного газа для локальных нужд или экспорта (энергия, тепло, производство газа) является естественным решением для сокращения выбросов ЧУ и других выбросов от факельного сжигания за счёт предотвращения выбросов отходящих газов. Использование попутного газа практически устраняет выбросы ЧУ, однако факельное сжигание и низкие уровни утилизации газа часто характерны для первых лет добычи на новых месторождениях, так как решения о строительстве инфраструктуры для газа обычно принимаются только после начала добычи. Кроме того, даже если экономически выгодно использовать попутный нефтяной газ (ПНГ), обычно сохраняется определённая степень факельного сжигания по соображениям безопасности или по другим эксплуатационным причинам. Наконец, в некоторых случаях решения по утилизации газа могут быть недоступны или считаться неприемлемыми.
- В таких условиях существуют другие варианты минимизации выбросов ЧУ: извлечение тяжёлых компонентов из потока газа, направляемого на факельное сжигание.
- Факел с несколькими наконечниками представляется хорошим примером, показывающим высокую эффективность в сокращении выбросов ЧУ.
- Факелы с паровой подачей однозначно являются наиболее эффективными с точки зрения подавления образования сажи. Однако факелы с высокой подачей давления могут быть эффективной техникой, если на объекте нет воды. Факелы с паровой подачей демонстрируют более низкие выбросы очень мелких частиц (менее 50 нм) по сравнению с факелами с воздушно-паровой подачей.

- Оптимизация конструкции факела и условий горения является возможностью благодаря использованию вычислительной гидродинамикой (CFD). Модели и системы управления могут быть использованы для мониторинга характеристик отходящих газов и контроля входных параметров.
- Новые модели, основанные на методах искусственного интеллекта, могут быть использованы для установки оптимизированных входных параметров, чтобы уменьшить выбросы от факельного сжигания и, следовательно, сократить выбросы ЧУ.

# 1 Введение

Загрязнение атмосферного воздуха является одним из основных глобальных рисков для здоровья, вызывая повышенную смертность и потери продолжительности жизни (LLE), особенно в результате сердечно-сосудистых заболеваний. Это приводит к LLE, сравнимому с курением табака. Среднемировой показатель потери продолжительности жизни (LLE) от загрязнения воздуха значительно превышает аналогичный показатель от насилия (всех форм), то есть на порядок выше (LLE составляет 2,9 и 0,3 года соответственно), согласно данным (Lelieveld et al., 2020), основанным на расчётах воздействия озона (O<sub>3</sub>) и твёрдых частиц ТЧ<sub>2,5</sub>. Стремление сократить выбросы, улучшить качество воздуха и уменьшить воздействие на здоровье населения и окружающую среду, с одной стороны, и вопросы стоимости, технической осуществимости и социальной приемлемости, с другой стороны, как описано в (Monks and Williams, 2020), являются ключевым вопросом.

Конвенция о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (КТЗВБР) ЕЭК ООН (Европейской экономической комиссии Организации Объединенных Наций), подписанная в 1983 году, является первым международным документом, направленным на сокращение выбросов загрязняющих веществ в атмосферу и уменьшение их воздействия на здоровье человека и экосистемы. В рамках КТЗВБР было принято несколько протоколов, и последний из них, Протокол о борьбе с подкислением, эвтрофикацией и приземным озоном, или Гетеборгский протокол с поправками, внесенными в 2012 году, вступил в силу 7 октября 2019 года. В соответствии со статьей 10 Протокола, он находится на рассмотрении в соответствии с решением Исполнительного органа (ИО), принятым в декабре 2019 года. Процесс рассмотрения должен быть завершен в декабре 2022 года.

Целевой группе по технико-экономическим вопросам (ЦГ ТЭВ) было поручено провести ряд работ, направленных на содействие процессу обзора.

В соответствии с Решением 2018/7 (ЕСЕ, 2018а) Исполнительного органа по КТЗВБР (тридцать восьмая сессия (ЕСЕ, 2019), Женева, 10-14 декабря 2018 г.), пересмотренным мандатом Целевой группы по технико-экономическим вопросам (ЦГ ТЭВ), Целевая группа продолжит выполнять, среди прочих задач, следующие:

- i. Изучение сопутствующих выгод и компромиссов между технологиями сокращения выбросов и рассматриваемой политикой в области борьбы с загрязнением воздуха, изменением климата и биоразнообразием;
- ii. Выполнять задачи, предусмотренные для него в двухгодичных планах работы, утвержденных Исполнительным органом, и отчетываться по ним перед Рабочей группой по стратегиям и обзору, информируя при этом Рабочую группу по воздействию и Руководящий орган Совместной программы мониторинга и оценки распространения загрязняющих веществ воздуха на большие расстояния в Европе о своей деятельности;
- iii. Выполнять другие задачи, порученные Исполнительным органом Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния или Рабочей группой по стратегиям и обзору, при условии наличия адекватных финансовых и человеческих ресурсов;

Двухгодичный план работы (2020-2021 годы) по осуществлению Конвенции направлен на воплощение видения и стратегических приоритетов, изложенных в долгосрочной стратегии для Конвенции (2020-2030 годы и последующий период (ЕСЕЕСЕ, 2018b), в

перечень мероприятий, которые должны осуществляться соответствующими органами в рамках Конвенции в соответствии с положениями их пересмотренные мандаты, утвержденные Исполнительным органом на его тридцать восьмой и тридцать девятой сессиях. План работы также содержит дополнительные мероприятия целевых групп и центров, не упомянутые в мандатах, которые время от времени, по мере необходимости, решаются Исполнительным органом. Необходимо было рассмотреть следующий доклад:

*Разработка руководства по приоритетному сокращению выбросов твердых частиц в источниках, которые также являются значительными источниками черного углерода*

Он был подготовлен Международной целевой группой по атмосферным моделям при поддержке ЦГ ТЭВ (ЕСЕ, 2020).

Этот документ, подготовленный ЦГ ТЭВ, представляет собой обзор последних данных о воздействии сокращения выбросов ТЧ на сокращение выбросов черного углерода (ЧУ) и полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) для ключевых секторов деятельности. Исследование было расширено, когда это было возможно, на весь спектр углеродсодержащих веществ, таких как вторичные органические аэрозоли (SOA) и бурый углерод (BrC), которые оказывают воздействие на радиационный фон и массу твердых частиц.

Этот документ дополняет руководящий документ по определению приоритетности мер (ЕСЕ, 2020), предоставляя подробный анализ возможностей методов для реального сокращения ЧУ и ПАУ. Это послужит основой для пересмотра ELV (предельных значений выбросов), указанных в приложении X к AGP (Гетеборгскому протоколу с поправками 2012 года) в 2021 году.

Кроме того, настоящий отчет соответствует выводам Долгосрочной стратегии (ЕСЕ, 2018b), таким как:

- (a) Продолжая использовать наилучшие имеющиеся научные данные и развивая подход, основанный на учете большого количества загрязняющих веществ и множественных воздействий;
- (b) Стремление к комплексному подходу к разработке экологической политики, который включает взаимодействие приземного озона, азота, климата и биоразнообразия; комплексное регулирование содержания азота, включая его воздействие на здоровье; сопутствующие выгоды от политики и мер по борьбе с загрязнением воздуха в связи с изменением климата; и воздействие климатической политики на загрязнение воздуха.

## 2 Правовая база

### 2.1 Гетеборгский протокол

4 мая 2012 года, в ходе тридцатой сессии Исполнительного органа (ИО) (30 апреля – 4 мая 2012 года), Стороны Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (КТЗВБР) приняли решения о внесении поправок в Гётеборгский протокол и его приложения (ЕСЕ, 2013), как указано ниже:

- Решение 2012/1 о внесении поправок в приложение I к Протоколу;

- Решение 2012/2 о внесении поправок в текст Протокола и приложения II-IX к нему и добавлении новых приложений X и XI;

Цель настоящего Протокола состоит в том, чтобы ограничить и сократить выбросы серы, оксидов азота, аммиака, летучих органических соединений и дисперсного вещества, которые вызваны антропогенной деятельностью и могут стать причиной негативного воздействия на здоровье человека и окружающую среду, природные экосистемы, материалы, сельскохозяйственные культуры и климат в краткосрочной и долгосрочной перспективе, вызванного подкислением, эвтрофикацией, дисперсным веществом или приземным озоном в результате трансграничного атмосферного переноса на большие расстояния, и обеспечить, по возможности, чтобы в долгосрочном плане и в результате применения поэтапного подхода, а также с учетом достижений науки, атмосферные осадения или концентрации не превышали предельные значения для целевых регионов, определенные в Приложении I к измененному Гетеборгскому протоколу с поправками 2012 года (AGP).

Национальные обязательства по сокращению выбросов ТЧ определены для ТЧ<sub>2,5</sub> (частиц диаметром менее 2,5 мкм). Черный углерод (ЧУ) является основным компонентом ТЧ, в то время как полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) являются примесями, обладающими потенциальным канцерогенным действием. Хотя ПАУ не упоминаются в AGP, ЧУ в основном упоминается без обязательных решений, но с рекомендациями по мониторингу содержания этого вещества в окружающем воздухе и в выбросах. Также рекомендуется принимать комплексные меры по сокращению как ТЧ, так и ЧУ как для (i) сдерживания последствий изменения климата, так и (ii) улучшения качества воздуха. Некоторые ПАУ подпадают под действие Орхусского протокола с поправками о стойких органических загрязнителях (ЕСЕ, 2010). В приложении X к AGP, приведены предельные значения выбросов (ELV) твердых частиц от стационарных источников, применимые к другим Сторонам, помимо Канады и Соединенных Штатов Америки. В настоящем приложении ELV определены для “пыли”, выраженной в мг/м<sup>3</sup>, при стандартных условиях для температуры и давления сухого газа (объем при 273,15 К, 101,3 кПа) под «пылью» и «совокупным взвешенным дисперсным веществом» (СВДВ) понимается масса частиц любой формы, структуры или плотности, диспергированных в газовой среде в условиях пункта отбора проб, которые могут собираться путем фильтрации при определенных условиях после проведения анализа репрезентативной пробы газа и которые остаются перед фильтром и на фильтре после высушивания при определенных условиях.

Для установок сжигания с номинальной тепловой мощностью <50 МВтт предусмотрены только рекомендуемые ELV, а именно:

*Выбросы из новых бытовых отопительных печей и котлов с номинальной тепловой мощностью < 500 кВт<sub>т</sub> могут быть сокращены за счет применения:*

- *товарных стандартов, соответствующих стандартам ЕКС (на- пример, EN 303–5) и эквивалентным товарным стандартам, действующим в Соединенных Штатах и Канаде. Страны, применяющие такие товарные стандарты, могут установить дополнительные национальные требования с учетом, в частности, роли выбросов конденсирующихся органических соединений в формировании РМ в окружающем воздухе; или*
- *экоэтикеток с указанием критериев эффективности, которые, как правило, предполагают более жесткие требования по сравнению с минимальными требованиями к эффективности, установленными в то- варных стандартах EN или национальных регламентах.*

Например, в таблице 12, взятой из приложения X к AGP, приведены ELV для особенно малых установок сжигания, особенно используемых в домашних хозяйствах.

**Таблица 1: Рекомендуемые предельные значения выбросов пыли, образующихся при сжигании твердого топлива в новых установках с номинальной тепловой мощностью < 500 кВт\*ч, для использования в соответствии со стандартами на продукцию (Примечание: Базовое содержание O<sub>2</sub>: 13%).**

	<b>Пыль (мг/м<sup>3</sup>)</b>
<i>Открытые/закрытые камины и дровяные печи</i>	75
<i>Котлы, работающие на древесных поленьях (с резервуаром для горячей воды)</i>	40
<i>Печи и котлы, работающие на пеллетах</i>	50
<i>Печи и котлы, в которых используются все другие виды топлива, за исключением древесины</i>	50
<i>Автоматические установки для сжигания</i>	50

*Выбросы существующих бытовых печей и котлов для сжигания топлива могут быть сокращены за счет следующих первоочередных мер:*

- a. *Программ по информированию и повышению осведомленности общественности в отношении:*
  - i) *надлежащей эксплуатации печей и котлов;*
  - ii) *использования только не обработанной химикатами древесины;*
  - iii) *выдерживания древесины до нужной влажности;*
    - o *принятия программы направленной на поощрение замены наиболее устаревших существующих котлов и печей современными приборами; или*
    - o *обязательной замены или переоборудования старых приборов*

## **2.2 Правовая база ЕС**

**Директива о национальных выбросах** (ЕС, 2016) - представляет собой общую основу, которая переносит обязательства Гётеборгского протокола с поправками 2012 года (AGP) на уровень Европейской комиссии (ЕС), определяя, например, национальные сокращения выбросов основных загрязняющих веществ среди множества мер по борьбе с загрязнением воздуха.

Согласно (ALPINE SPACE, 2019), сжигание твердого топлива в домашних хозяйствах составляет около 2,6% от общего потребления энергии в ЕС. Однако его доля превышает 46% от общего объема выбросов мелких твердых частиц. Директива по экодизайну (ЕС, 2009; ETC/АСМ, 2016) является рамочной директивой: она не устанавливает обязательные требования к продуктам сама по себе, а предусматривает реализацию мер, принимаемых в каждом конкретном случае для каждой группы продуктов. Перечень групп продуктов, которые должны быть решены с помощью мер по внедрению, определен в так называемом периодическом рабочем плане. Директива содержит перечень мер по экодизайну для конкретных видов директивы по продуктам для

использования энергии, которые в случае отопления жилых помещений включены в Регламент Комиссии по местным отопительным приборам на твердом топливе (ЕС, 2015a) и по котлам (ЕС, 2015b). Эти регламенты реализуют Директиву (ЕС, 2009) Европейского союза, Европейского парламента и Совета в отношении требований к экодизайну отопительных приборов помещений и комбинированных отопительных приборов (ЕС, 2009). Затем в Регламенте Комиссии по местным обогревателям на твердом топливе (ЕС, 2015a) указывается, что:

*“Твердые частицы (ТЧ) не должны превышать заявленное значение более чем на 20 мг м<sup>-3</sup> при 13 % O<sub>2</sub> для местных отопительных приборов помещений на твердом топливе с открытой фронтальной частью, местных отопительных приборов помещений на твердом топливе с закрытой фронтальной частью, использующих твердое топливо, отличное от прессованной древесины, в виде пеллет и кухонных плит, и на 10 мг м<sup>-3</sup> при 13 % O<sub>2</sub> для местных отопительных приборов помещений на твердом топливе с закрытой фронтальной частью, использующих прессованную древесину в виде пеллет, при измерении в соответствии с методом, описанным в приложении III, пункт 4(a)(i)(1) или более чем на 1 г/кг при измерении в соответствии с методом, описанным в пункте 4(a)(i)(2) приложения III, или более чем на 0,8 г/кг при измерении в соответствии с методом, описанным в пункте 4(a)(i)(3) приложения III;”*

Предельные значения, определенные в директиве по экодизайну, являются более перспективными по сравнению с требованиями Гётеборгского протокола с поправками 2012 года (AGP). Недавнее исследование, проведенное в Дании, показывает, что большинство видов регулирования существующих установок приводят к значительным чистым выигрышам в благосостоянии, однако наибольшую выгоду дает введение дифференцированного налога или общего запрета на печи, не имеющие экологической маркировки (Vjørner et al., 2019).

(Savolahti et al., 2014) изучали воздействие директивы по экодизайну в Финляндии. В этом исследовании оценивалось воздействие такого законодательства на парк приборов бытовой техники в Финляндии и на сокращение выбросов парниковых газов в стране к 2030 году. Экодизайн повлияет только на появление на рынке новой бытовой техники, и из-за длительного срока службы широко используемых плит в Финляндии существует заметное отставание между вступлением в силу законодательства и достижением видимых результатов в области сокращения выбросов. Согласно изученному базовому сценарию, внедрение экодизайна с начала 2022 года приведет к сокращению выбросов ТЧ<sub>2,5</sub> на 6% и выбросов черного углерода на 4% в 2030 году. Хотя это является шагом в правильном направлении, требуется длительное время, чтобы законодательство оказало заметное воздействие на выбросы, и, по мнению авторов, оно также не затрагивает самый важный тип бытовой техники в Финляндии – печи для сауны. Это исследование означает, что необходимы дополнительные меры для сокращения выбросов в этом секторе с учетом национальных особенностей.

Для автомобильного транспорта, который по-прежнему выделяет большое количество твердых частиц (ТЧ) (Eastwood, 2008), так называемые европейские правила являются правовой основой в Европейской комиссии (ЕС) для установления предельных значений выбросов (ELV) для всех типов транспортных средств. Как указано в сводке для легковых автомобилей и легких коммерческих автомобилей (LCV), предельные значения для последнего регламента ЕВРО-6 (ЕС, 2007) предусматривают предельные значения выбросов (ELV) для твердых частиц (ТЧ) в мг/км, а также для количества твердых частиц (ТЧ) в #/км.

Выбросы черного углерода (ЧУ) являются одной из основных проблем политики регулирования во всех трех отраслях, однако, политические деятели еще не уделили им должного внимания (Brewer, 2019).

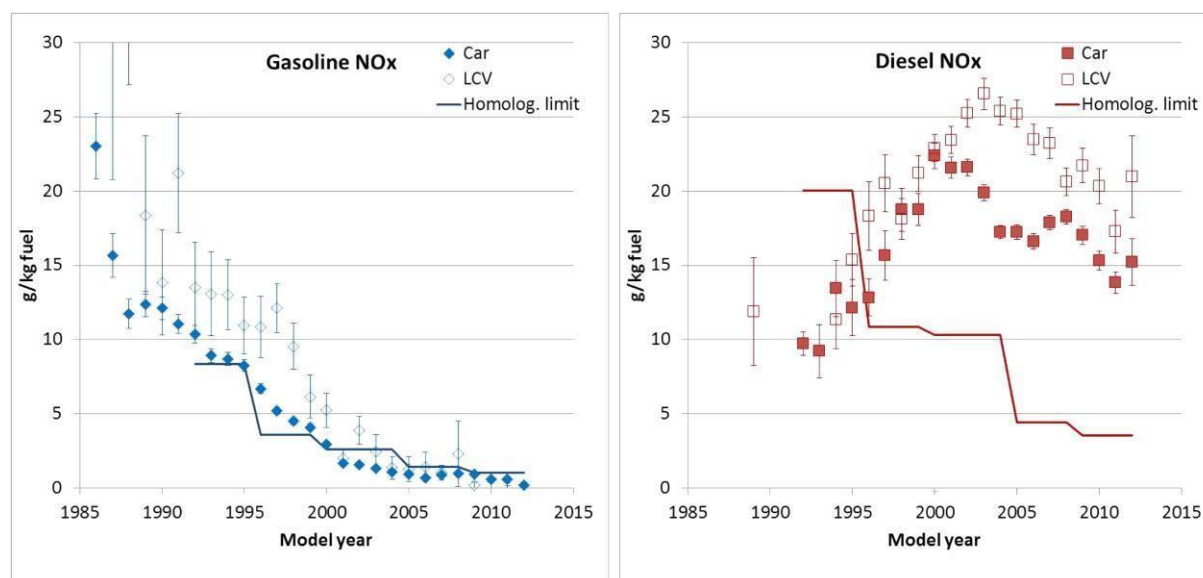


**Таблица 2: Предельные значения выбросов Евро-6 для легковых автомобилей и легких коммерческих автомобилей, таблица из (Rodríguez et al., 2019)**

	LDV, LCV Класс 1 <sup>(a)</sup>		LCV Класс 2		LCV Класс 3	
	Бензин <sup>(b)</sup>	Дизель <sup>(c)</sup>	Бензин	Дизель	Бензин	Дизель
<i>NMHC</i> *	68	-	90	-	108	-
<i>THC</i> *	100	-	130	-	160	-
<i>NOx</i> *	60	80	75	105	82	125
<i>THC+NOx</i> *	-	170	-	195	-	215
<i>CO</i> *	1000	500	1810	630	2270	740
<i>TC</i> *	4,5 <sup>(d)</sup>	4,5 <sup>(d)</sup>	4,5 <sup>(d)</sup>	4,5	4,5 <sup>(d)</sup>	4,5
<i>TC</i> **	6×10 <sup>11</sup> <sup>(d)</sup>	6×10 <sup>11</sup> <sup>(d)</sup>	6×10 <sup>11</sup> <sup>(d)</sup>	6×10 <sup>11</sup>	6×10 <sup>11</sup> <sup>(d)</sup>	6×10 <sup>11</sup>

Примечания: (a) Классы с 1 по 3 относятся к весовым категориям. (b) Бензин используется в качестве условного обозначения двигателей с принудительным воспламенением (PI). (c) Дизельное топливо используется в качестве условного обозначения двигателей с воспламенением от сжатия (CI). (d) Применимо к двигателям с непосредственным впрыском топлива. \* единица измерения в мг/км, \*\* единица измерения в # км<sup>-1</sup>.

Способ расчета выбросов во многом зависит от актуальности цикла вождения, используемого для расчета выбросов, как это было описано в (Chen and Borken-Kleefeld, 2014) для выбросов оксида азота (NOx) за несколько лет до скандала с “Дизельгейтом” (Archer, 2016). Для дизельных автомобилей наблюдалось явное расхождение в реальных значениях выбросов и предельных значениях омологации (рис. 1).



**Рисунок 1: Средние факторы выбросов NOx на горячем двигателе для легковых автомобилей и легких коммерческих транспортных средств на бензиновом (слева) и дизельном (справа) топливе представлены в зависимости от года выпуска. Усы представляют собой 95%-ный доверительный интервал по сравнению со средним значением. Добавлены предельные значения официального утверждения типа для легковых автомобилей от Евро-1 до Евро-5 в течение цикла омологационных испытаний, действующие в соответствующем году (Chen and Borken-Kleefeld, 2014).**

## 2.3 Загрязнение воздуха и изменение климата: серая зона международного экологического права?

(Yamíneva и Romppanen, 2017) выявили «серую зону», которая охватывает связь между загрязнением воздуха и изменением климата. Существует множество связей между политикой в области загрязнения воздуха и изменения климата, но они слабо интегрированы в международное право, и потенциальные синергии практически не учитываются. В последнее время всё больше внимания уделяется SLCP (короткоживущим загрязняющим веществам климата), некоторые из которых способствуют как загрязнению воздуха, так и глобальному потеплению (например, ЧУ и СН<sub>4</sub>). Сокращение выбросов черного углерода и метана особенно важно в контексте SLCP, но международное право пока не даёт четких ответов относительно регулирования таких выбросов. Выбросы метана традиционно регулируются в рамках климатического режима ООН и являются частью национальных отчетов. Киотский протокол включает метан в свою группу из шести парниковых газов, однако географический охват его действий по сокращению выбросов ограничен. Парижское соглашение, которое требует, чтобы все страны вносили вклад в смягчение последствий изменения климата, не уточняет, какие парниковые газы оно охватывает. Оно основано на подходе «снизу вверх», при котором отдельные страны определяют действия, которые они будут предпринимать, и сообщают об этом через определяемые на национальном уровне вклады (ОНУВ). В этих вкладах потенциально может быть включён любой парниковый газ или вещество. Фактически, многие страны включили метан в свои предполагаемые ОНУВ, некоторые упомянули SLCP, а такие страны, как Мексика и Чили, конкретно отметили черный углерод. В то же время основной акцент климатического режима ООН делается на сокращение выбросов углекислого газа, метану уделяется меньше внимания, а черный углерод (рассматриваемый как аэрозоль, а не как парниковый газ) практически не обсуждается.

Выбросы ЧУ наиболее полно охвачены в Северном полушарии. Поправки 2012 года к Гётеборгскому протоколу к КТЗВБР (Конвенция о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния) включают целевые показатели по сокращению выбросов мелкодисперсных ТЧ<sub>2,5</sub>, компонентом которых является черный углерод. Хотя компонент ЧУ не указан отдельно, Сторонам рекомендуется при реализации мер по достижению их национальных целевых показателей в отношении твёрдых частиц уделять приоритетное внимание, в той мере, в какой они считают это целесообразным, мерам по сокращению выбросов, которые также значительно уменьшают ЧУ. Это обеспечивает преимущества для здоровья человека и окружающей среды и способствует смягчению краткосрочных последствий изменения климата (статья 2.2). Стороны также обязаны сообщать о своих текущих выбросах ЧУ и прогнозах. Гётеборгский протокол с поправками 2012 года вступил в силу 7 октября 2019 года.

Кроме того, меры по сокращению выбросов ЧУ (и метана) были приняты Арктическим советом, включая Рамочную программу действий по усиленному сокращению выбросов сажи и метана, а также первую коллективную региональную цель по сокращению выбросов ЧУ. Однако решения Арктического совета не имеют обязательной юридической силы. В итоге, в регулировании выбросов ЧУ существует явный пробел, так как в настоящее время отсутствует глобальная правовая база, охватывающая это загрязняющее вещество.

### 3 Научные сведения

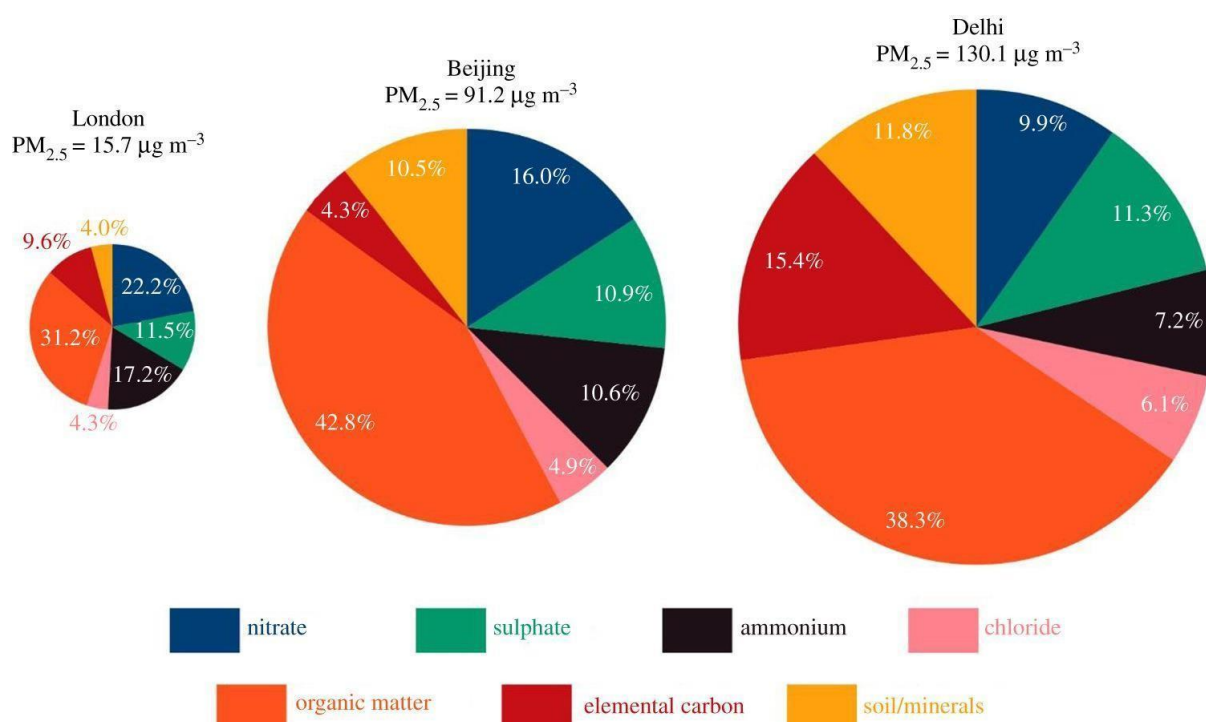
Для лучшего понимания отчёта в этом разделе представлены определения и научные сведения, основанные на недавнем обзоре литературы.

#### 3.1 Черный углерод и элементарный углерод

Взвешенные в воздухе твердые частицы (ТЧ) являются загрязняющим веществом, вызывающим озабоченность не только из-за их неблагоприятного воздействия на здоровье человека, но и из-за их способности ухудшать видимость и загрязнять здания и материалы. ТЧ можно рассматривать как совокупность загрязняющих веществ, поскольку они охватывают очень широкий спектр размеров частиц и обладают разнообразным химическим составом. Исторически большая часть ТЧ образовывалась при сжигании угля и измерялась как черный дым. Однако во второй половине двадцатого века в развитых странах наблюдалось сокращение выбросов черного дыма от сжигания угля, и в составе ТЧ постепенно стали преобладать углеродсодержащие частицы, выделяемые выхлопными газами автотранспорта, а также вторичные загрязняющие вещества – соли аммония и вторичный органический углерод.

Примером этого может служить состав мелких частиц (ТЧ<sub>2,5</sub>), измеренный в Лондоне, Дели и Пекине (рис. 2). Постепенно, по мере того как стратегии контроля затрагивали более доступные для регулирования источники выбросов, начали выявляться ранее нетрадиционные источники, которые вносят значительный вклад в повышение концентрации ТЧ в воздухе. К таким источникам относятся частицы, не образующиеся непосредственно при дорожном движении, аэрозоли, образующиеся при приготовлении пищи, и древесный дым.

Фракционный состав взвешенных в воздухе твердых частиц чрезвычайно разнообразен: от вновь образованных частиц размером всего в несколько нанометров до частиц диаметром в десятки микрометров. В последнее время наблюдается повышенный интерес к сверхтонким (наночастицам) из-за подозрений в их повышенной токсичности. Снижение выбросов от дорожного движения как источника приводит к тому, что региональные процессы зарождения частиц стали гораздо более значимыми по количеству частиц, но не в отношении их массы (Harrison, 2020).



**Рисунок 2: Состав основных химических компонентов ТЧ<sub>2,5</sub>, собранных в ходе зимних кампаний в Лондоне (Северный Кенсингтон), Пекине и Дели. (Цветная версия доступна онлайн) (Laskin et al., 2015)**

Углеродсодержащие компоненты, такие как черный углерод (ЧУ) или элементарный углерод (ЕС), в зависимости от метода отбора проб (соответственно, с использованием чистого или термооптического метода и чисто термического метода), а также органический углерод (ОС), являются основными соединениями ТЧ, независимо от их местоположения в мире. ЧУ – это общий термин, описывающий широкий спектр углеродсодержащих веществ: от частично обугленных растительных остатков до высокографитизированной сажи (т.е. с высокоупорядоченными молекулярными углеродными структурами, как в графите), возникающей в процессе неполного сгорания. Общепринятого химического определения термина «черный углерод» не существует. Его часто называют сажой, графитовым углеродом и/или элементарным углеродом. Некоторые определения ЧУ сосредоточены на его химических и/или физических свойствах (например, светопоглощающих), тогда как другие основаны на практических принципах и отражают результаты измерений и оценок (Chow et al., 2018; Long et al., 2013).

ЧУ и ОС оказывают противоположное воздействие на радиационный баланс Земли (Laskin et al., 2015). **Органические аэрозоли** описываются как «белые», поскольку они эффективно **рассеивают видимое излучение**. Однако значительная и сильно варьирующая доля **углеродсодержащих и органических аэрозолей поглощает излучение**. Наиболее известным типом светопоглощающего углеродсодержащего аэрозоля является ЧУ, представляющий собой сажеобразные частицы, возникающие при сжигании ископаемого топлива и биомассы. ЧУ поглощает солнечное излучение в широком спектральном интервале, от ультрафиолетового (UV) до инфракрасного (IR). Воздействие ЧУ особенно существенно в регионах, где активно применяется сжигание биомассы и угля. Большинство соединений ОС сильно поглощают IR- и UV-излучение, но относительно прозрачны для видимого (vis, 400–700 нм) и ближнего инфракрасного (700–2500 нм) диапазонов длин волн. Однако некоторые типы ОС эффективно поглощают излучение в ближнем UV (300–400 нм) и видимом диапазоне. В недавней научной литературе появился новый термин «бурый углерод» (BrC), который используется для описания аэрозолей, характеризующихся спектром поглощения, который постепенно увеличивается от видимого диапазона к UV.

Помимо их прямого воздействия на видимое излучение, как ЧУ, так и BrC, погруженные в облачные капли, поглощают свет, способствуют испарению воды и рассеиванию облаков. Этот дополнительный косвенный эффект противодействует охлаждающему эффекту образования облачных капель аэрозолями.

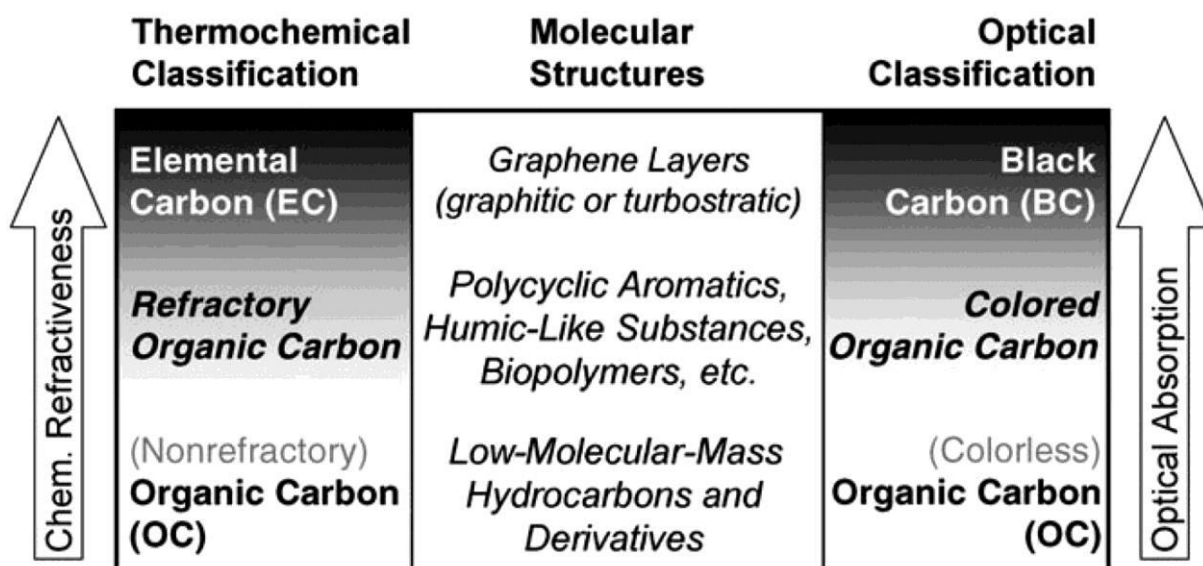
В литературе упоминаются два других понятия, которые обсуждались в (Lack et al., 2014): (i) **Эквивалент черного углерода (eBC)**: Ряд коммерческих приборов, измеряющих коэффициент поглощения частиц, выводят массовую концентрацию ЧУ с использованием константы преобразования, называемой массовым коэффициентом поглощения (МКП). Чтобы уточнить, что измеряемая величина не может быть на 100% ЧУ, иногда рекомендуется использовать термин eBC для обозначения массы углерода, рассчитанной на основе коэффициента поглощения. (ii) **Рефрактерный черный углерод (rBC)**: Масса углерода, полученная методом индуцированного лазером накаливания (ЛИ), называется рефрактерным черным углеродом, так как она определяется путем измерения теплового излучения углеродного компонента частицы, который поглощает энергию лазера.

Термин «сажистый углерод» или частицы «сажи» также используется (Petzold et al., 2013). Этот термин относится к углероду с морфологическими и химическими свойствами, типичными для частиц сажи, образующихся при сжигании ископаемого топлива. Частицы сажистого углерода формируются из агломератов сфер, состоящих из графитоподобных микрокристаллитов. Они состоят почти исключительно из углерода с небольшим количеством водорода и кислорода. Важно отметить, что данное определение исключает любые органические вещества, которые могут присутствовать в виде покрытия на сферах.

### 3.2 Бурый углерод

На рисунке 3 из работы (Laskin et al., 2015) представлен спектр углеродсодержащих соединений, содержащихся в атмосфере, разделенных на классы на основе их функционального определения и наиболее распространенных методов анализа твердых частиц (ТЧ). В верхней части схемы соединения черного углерода (ЧУ) характеризуются самой низкой летучестью и наибольшей способностью к поглощению света. Несмотря на сложность структуры ЧУ, его базовая химическая организация и оптические свойства достаточно хорошо изучены. В черном углероде атомы углерода формируют двумерные графитовые слои с ячеистой структурой, уложенных друг на друга перпендикулярно плоскости слоев. Большое количество делокализованных электронов вдоль расширенной сети графитовых слоев определяет сильные широкополосные абсорбционные свойства материала ЧУ с незначительной спектральной зависимостью коэффициента поглощения, описываемой законом  $(\lambda-1)$ . Нижняя часть диаграммы соответствует летучим органическим соединениям с характерным поглощением в ультрафиолетовом (UV) диапазоне. Эти органические вещества имеют важное значение для атмосферных фотохимических процессов, однако практически не оказывают прямого воздействия на радиационный баланс, определяемый поглощением видимого излучения. Между двумя крайними точками диаграммы находится широкий диапазон умеренно летучих (рефрактерных) органических соединений с различными и недостаточно изученными молекулярными структурами. Среди них выделяется подмножество окрашенных соединений с оптическими свойствами, характерными для бурого углерода (BrC). В отличие от ЧУ, коэффициент поглощения света BrC показывает сильную зависимость от длины волны, при этом поглощение резко увеличивается от видимого (vis) к ультрафиолетовому (UV) диапазону. Сложность светопоглощающих органических соединений и вариации их относительных концентраций затрудняют характеристику их молекулярного состава и определение типов молекул или молекулярных агрегатов, которые диктуют оптические свойства BrC. Одна из целей данного обзора – оценить текущее состояние знаний о молекулярных структурах этих соединений BrC на основе анализа последних полевых и лабораторных исследований.





**Рисунок 3: Оптическая и термохимическая классификация углеродсодержащих твердых частиц в атмосфере. Материал BrC представляет собой совокупность светопоглощающих (окрашенных) органических соединений с разнообразными молекулярными структурами и характерными для каждой молекулы оптическими свойствами. (Перепечатано с разрешения из работы (Pöschl, 2005). Copyright 2005 Wiley-VCH Verlag GmbH & Co.) (Laskin et al., 2015)**

Существует недостаточное понимание изменения оптических свойств частиц – особенно вклада черного углерода (ЧУ) и бурого углерода (BrC) – изменяются при фотохимическом старении дыма. (Carra et al., 2020) проанализировали изменения оптических свойств и химического состава частиц, образующихся при сгорании широкого спектра биомасс, преимущественно из западных регионов США. Дым проходил процесс фотохимического старения в реакционной камере в течение атмосферных эквивалентных временных шкал от 0,25 до 8 дней. В США, в сельской местности, (Washenfelder et al., 2015) обнаружили, что большая часть массы бурого углерода связана со сжиганием биомассы, а меньшая доля – с биогенно производным вторичным органическим аэрозолем.

BrC представляет ключевую проблему. Из-за неопределенности, связанной с источниками и свойствами BrC, а также его тенденции к совместному выбросу и смешиванию с ЧУ, эти аэрозоли недостаточно учитываются в моделях атмосферной химии и климата. Включение BrC в популяцию органического углерода (OC) изменяет общий эффект OC с рассеивающего на близкий к нулю, особенно в регионах с интенсивным сжиганием биомассы (McNeill, 2017). Недавнее исследование для Китая (Sun et al., 2020) подтверждает доминирующую роль BrC в общем поглощении при сжигании биомассы. Таким образом, BrC является не дополнительным, а обязательным компонентом при рассмотрении энергетического баланса климата, особенно для выбросов от сжигания биомассы (как в контролируемых, так и в неконтролируемых условиях).

(Xie et al., 2017) измерили светопоглощение метанол-экстрагируемого OC, полученного при сжигании биомассы (BB) и выбросах бензиновых транспортных средств, которое демонстрировало сильную зависимость от длины волны, с коэффициентами поглощения Å (коэффициент поглощения света на заданной длине волны), значительно выше 2. OC, образующийся при BB при высоких температурах или пламенном горении, демонстрирует сильное светопоглощение; тип биомассы также может играть роль в светопоглощающих свойствах OC, образующегося при BB, однако степень этого

влияния остается неопределенной и требует дальнейшего изучения. Автомобили с бензиновыми двигателями, как правило, выбрасывают более светопоглощающий ОС зимой, чем летом. По сравнению с выбросами от горения биомассы, светопоглощение ОС из автомобильных выбросов было схожей величины, но слабее, что подчеркивает значимость бензиновых автомобилей как источника BrC в городских районах. Неэкстрагируемый ОС составил значительную часть (~25%) от общего ОС в автомобильных выбросах, что указывает на необходимость дальнейших исследований его потенциальных светопоглощающих свойств. **Игнорирование светопоглощения органическими аэрозолями приведет к недооценке радиационного эффекта органических аэрозолей**, особенно в городских районах, где выбросы автотранспорта составляют значительную часть аэрозолей. BrC, образующийся при бытовом сжигании древесины, также был выявлен как основной источник углеродистых соединений во Франции зимой (Y. Zhang et al., 2020).

Эффекты линзирования и фотобледнения – два важных процесса, связанных с BrC, в радиационном балансе Земли (Yan et al., 2018). **Эффект линзирования** оказывает радиационное воздействие в атмосфере, зависящее от типа материала, покрывающего частицы. Радиационное воздействие внутренней смеси черного углерода (ЧУ) и бурого углерода (BrC) выше, чем у внутренней смеси ЧУ и несветопоглощающего органического углерода (ОС), при изменении длины волны поглощения от 365 до 470 нм. Таким образом, эффект линзирования, вызванный внутренним смешением ЧУ и BrC, нельзя игнорировать, и его необходимо учитывать в глобальных климатических моделях. **Фотобледнение** вызывает значительные изменения в светопоглощающих свойствах аэрозолей BrC, что, в свою очередь, влияет на радиационное воздействие атмосферы. Вторичный BrC может образовываться в процессе старения первичного BrC, при этом он подвергается быстрому фотобледнению (Wong et al., 2017; Zhao et al., 2015). Недавнее моделирование глобального радиационного эффекта бурого углерода (A. Zhang et al., 2020) показало потенциально более значительный источник нагрева в свободной тропосфере тропических регионов по сравнению с черным углеродом.

Однако включение BrC в климатические модели может приводить к парадоксальным эффектам, как это показано в (Sunlin et al., 2017). Действительно, аэрозоль BrC вносит положительное радиационное воздействие (нагрев) над яркими поверхностями на протяжении временных шкал атмосферного старения, исследованных в (Sunlin et al., 2017). Однако с увеличением времени нахождения аэрозоля в атмосфере от 0 до 4,5 PED (PAM Equivalent Day, эквивалентный день PAM для реактора массы потенциального аэрозоля) интегрированная эффективность прямого радиационного воздействия (DRF) уменьшается примерно на 27%, с  $40,4 \pm 1,7$  до  $29,4 \pm 2,8$  Вт/м<sup>2</sup>. PED представляет собой время в днях, необходимое для достижения максимальной массы аэрозоля в реакторе PAM. Соответствующее снижение эффективности DRF над поверхностью земли составляет около 5%, с  $-4,0 \pm 0,0$  до  $-4,3 \pm 0,1$  Вт/м<sup>2</sup> для старения частиц от свежих до 4,5 PED. Хотя примерно половина энергии солнечного спектра распределена в диапазоне 400–700 нм, радиационное воздействие в диапазоне 375–532 нм обладает значительным потенциалом нагрева над арктическими территориями, что способствует дополнительному климатическому дисбалансу. Однако изменения оптических свойств при более длительном старении подразумевают, что оценки нагрева из-за **светопоглощения BrC на основе моделей могут быть завышены.**

Учитывая повсеместное распространение тлеющих пожаров на бореальных торфяниках, данное исследование подчеркивает важность учета атмосферных процессов, воздействующих на эти аэрозоли, для уточнения климатических моделей и алгоритмов спутниковой обработки данных.

### 3.3 Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ)

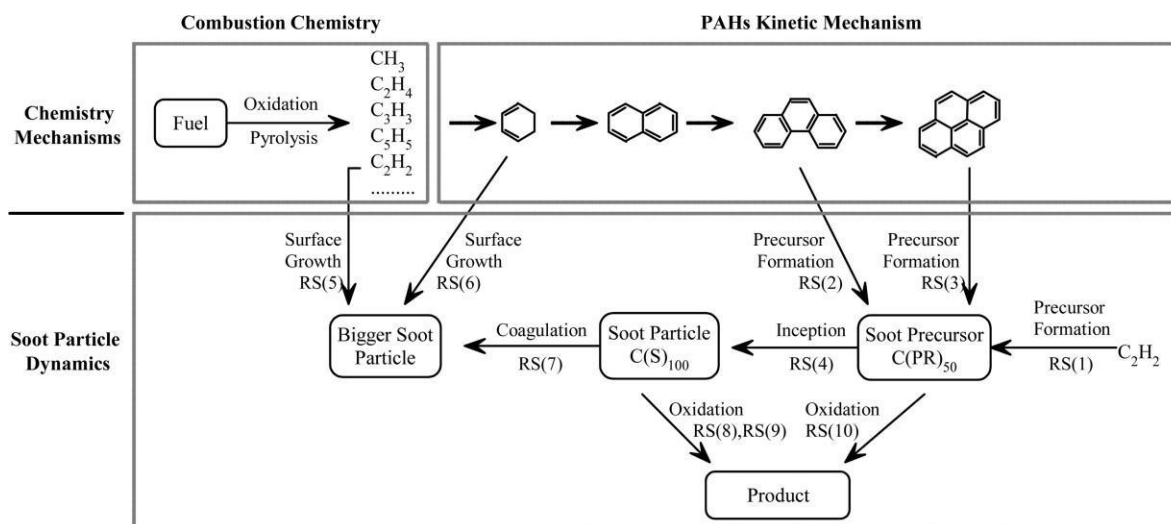
ПАУ, выделяющиеся совместно с черным углеродом (ЧУ) в процессе неполного сгорания, предположительно блокируются в матрице ЧУ и задерживаются в микропористой структуре ЧУ из-за высокого сродства ПАУ к плоской ароматической поверхности (Ali et al., 2020). ПАУ – это бесцветные, белые или бледно-желтые органические соединения. Они могут попадать в окружающую среду разными путями и часто встречаются в виде смеси. ПАУ представляют собой группу из нескольких сотен химически связанных соединений с различной структурой, токсичностью и устойчивостью. Эти соединения включают множество индивидуальных соединений, содержащих как минимум два конденсированных кольца. ПАУ характеризуются наличием нескольких ароматических колец с различными органическими составляющими, числом ароматических колец и функциональными группами, прикрепленными к этим кольцам. По молекулярной массе ПАУ делятся на две категории: соединения с менее чем четырьмя кольцами считаются низкомолекулярными, а соединения с четырьмя или более кольцами – высокомолекулярными.

Понимание связи между ЧУ и ПАУ критически важно для изучения их негативных эффектов, путей переноса и преобразования в окружающей среде. ЧУ считается повсеместно присутствующим в атмосфере и обладает высокой сорбционной способностью к органическим загрязняющим веществам, таким как стойкие органические загрязнители (СОЗ) и ПАУ. Было выявлено, что распределение ПАУ в различных компонентах окружающей среды зависит от распределения ЧУ, благодаря его высокой способности к сорбции ПАУ (Cornelissen et al., 2005).

ПАУ играют важную роль в формировании частиц сажи (Рисунок 4), хотя ранние стадии формирования сажи, такие как зарождение и рост, остаются предметом активных дискуссий и являются центральной темой многих текущих исследований в области горения. Процесс сгорания топлива начинается с реакций разложения молекул топлива, таких как пиролиз и окисление, за которыми следуют реакции рекомбинации и циклизации, приводящие к образованию полициклических ароматических углеводородов (ПАУ). Недавние результаты (Commodo et al., 2019) способствуют пониманию процесса формирования сажи, предоставляя основу молекул, которые решающим образом воздействуют на этот процесс, и тем самым углубляют знания о его химии на молекулярном уровне. В долгосрочной перспективе эта информация может способствовать улучшению технологий, основанных на сгорании топлива, с целью предотвращения образования вредных побочных продуктов.

Четыре ПАУ являются объектом особого внимания в законодательстве: бензо(а)пирен (BaP), бензо(б)флуорантен, бензо(к)флуорантен и индено(1,2,3-сd)пирен (Орхусский протокол по СОЗ). Бензо(а)пирен и нафталин внесли наибольший вклад в канцерогенную активность выбросов от сжигания биомассы (Samburova et al., 2016).





**Рисунок 4: Путь формирования сажи по данным (Frenklach and Wang, 1991; Omidvarborna et al., 2015; Pang et al., 2013)**

### 3.4 Концепция «Конденсируемых веществ»

Конденсируемые твердые частицы (КТЧ) представляют собой подкатегорию конденсируемых частиц, образующихся при температуре отходящих газов на выходе (Feng et al., 2018). Как напоминает (Evans, 2019), определение КТЧ, данное Агентством по охране окружающей среды (EPA), звучит так:

*«Материалы, находящиеся в парообразной фазе при условиях дымовой трубы, но конденсирующиеся и/или вступающие в реакцию при охлаждении и разбавлении в окружающем воздухе, образуя твердые или жидкие ТЧ сразу после выброса. Следует отметить, что все КТЧ считаются относящимися к фракции ТЧ<sub>2,5</sub>».*

КТЧ остаются в газообразной фазе при температуре отходящих газов до выброса, но сразу переходят в состояние твердых частиц после попадания в атмосферу. КТЧ образуются по механизму «испарение-конденсация», включающему два типа процессов формирования частиц: «гомогенное зарождение» и «гетерогенная конденсация». КТЧ принадлежат к классу ТЧ<sub>2,5</sub> и представляют угрозу для окружающей среды и здоровья человека. Методы тестирования КТЧ делятся на две категории: метод охлаждения с помощью импинджеров и метод разбавляющего охлаждения. В анализах состава КТЧ во многих секторах анализа состава выявлено, что КТЧ преимущественно состоят из неорганических компонентов, вызванных присутствием серы в топливе (Yang et al., 2018, 2015, 2014). Органические компоненты включают в себя главным образом алканы, сложные эфиры и другие сложные органические соединения (например, ПАУ). Неорганические компоненты КТЧ могут значительно способствовать образованию водорастворимых ионов в атмосферных ТЧ<sub>2,5</sub>. Концепция «конденсируемых веществ» имеет важное значение для понимания роли углеродсодержащих видов от выбросов (высокая температура и низкое разбавление) до окружающих условий (низкая температура и высокое разбавление). Для решения вопросов учета конденсируемых веществ в моделировании выбросов была организована специальная совместная инициатива по разработке новых и общих практик (Simpson, 2020).

Первичные биогенные аэрозоли (РОА) традиционно считались нелетучими и инертными в атмосферных аэрозольных моделях. Хотя эти предположения по-прежнему используются в большинстве моделей химического переноса, показано, что во многих случаях они неверны (Donahue et al., 2009). Большинство измерений концентрации органических аэрозолей в атмосфере демонстрируют значительные отрицательные

(испарение частиц после сбора на фильтре) и/или положительные артефакты/искажения (адсорбция паров на фильтре), указывая на полулетучую природу органических аэрозолей (Turpin et al., 2000).

На протяжении более двадцати лет разбавляющие пробоотборники использовались для измерения коэффициентов выбросов РОА. Использование этих пробоотборников было мотивировано полулетучим характером первичных выбросов. Хотя некоторые первичные выбросы действительно являются полулетучими, модели обычно рассматривают их как нелетучие. Подразумевается, что распределение, измеренное с помощью разбавляющего пробоотборника, представляет весь диапазон атмосферных условий, моделируемых в модели, и что полулетучая первичная масса составляет малую долю от общего объема РОА.

С учетом летучести РОА следует рассматривать в широком смысле как континуум органических соединений от легких ЛОС до твердой сажи. Можно выделить семь категорий, отсортированных по убыванию летучести:

- i. Метан (самый легкий ЛОС).
- ii. Неметановые ЛОС (NMVOC), обычно молекулы до 12 атомов углерода, хотя могут включаться и более тяжелые углеводороды.
- iii. Летучие органические соединения средней летучести (IVOC).
- iv. Полулетучие органические соединения (SVOC), которые могут быть разделены на SVOC и LVOC (низколетучие органические соединения).
- v. Нелетучие органические аэрозоли или крайне низколетучие органические соединения (ELVOC).
- vi. Элементарный углерод или черный углерод (ЧУ), состоящий преимущественно из углерода с небольшим количеством атомов водорода. Этот вид обычно не классифицируется как органический.

Категории (i) и (ii) всегда можно считать находящимися в газовой фазе, независимо от степени разбавления и температуры. Определение ЛОС варьируется от страны к стране. В некоторых случаях даже в рамках одной страны определение может различаться. Научное определение ЛОС – это органическое соединение, которое испаряется или переходит в парообразное состояние в обычных условиях. С правовой точки зрения определение ЛОС может отличаться. Например, в директиве о национальных выбросах (ЕС, 2016) ЛОС определяются как *«все органические соединения антропогенного происхождения, кроме метана, способные образовывать фотохимические окислители в реакциях с оксидами азота при наличии солнечного света»*.

Категории (iii) и (iv) распределяются между газовой и твердой фазами в зависимости от температуры и степени разбавления. Определение IVOC вызывает споры и будет рассматриваться далее в этом отчете. Соединения с концентрациями насыщения в диапазоне от  $10^3$  до  $10^6$  мкг/м<sup>3</sup>, определяются как летучие органические соединения средней летучести (IVOC) (Donahue et al., 2009). Самые тяжелые SVOC представляют собой карбоновые кислоты и длинные цепи алканов. Категория IVOC может пересекаться с ЛОС, так как их определения нечеткие. Недавние исследования (Stewart et al., 2020) проанализировали коэффициенты выбросов IVOC для различных видов бытового топлива, включая древесину.

Категории (v) и (vi) могут рассматриваться только в твердой фазе. Эта фаза состоит из тяжелых углеводородов и органических соединений.

Вещества из категорий (ii)–(iv) могут вступать в реакции в атмосфере, образуя аэрозольные частицы, продукты этих реакций относятся к категориям (iv)–(v) за счет

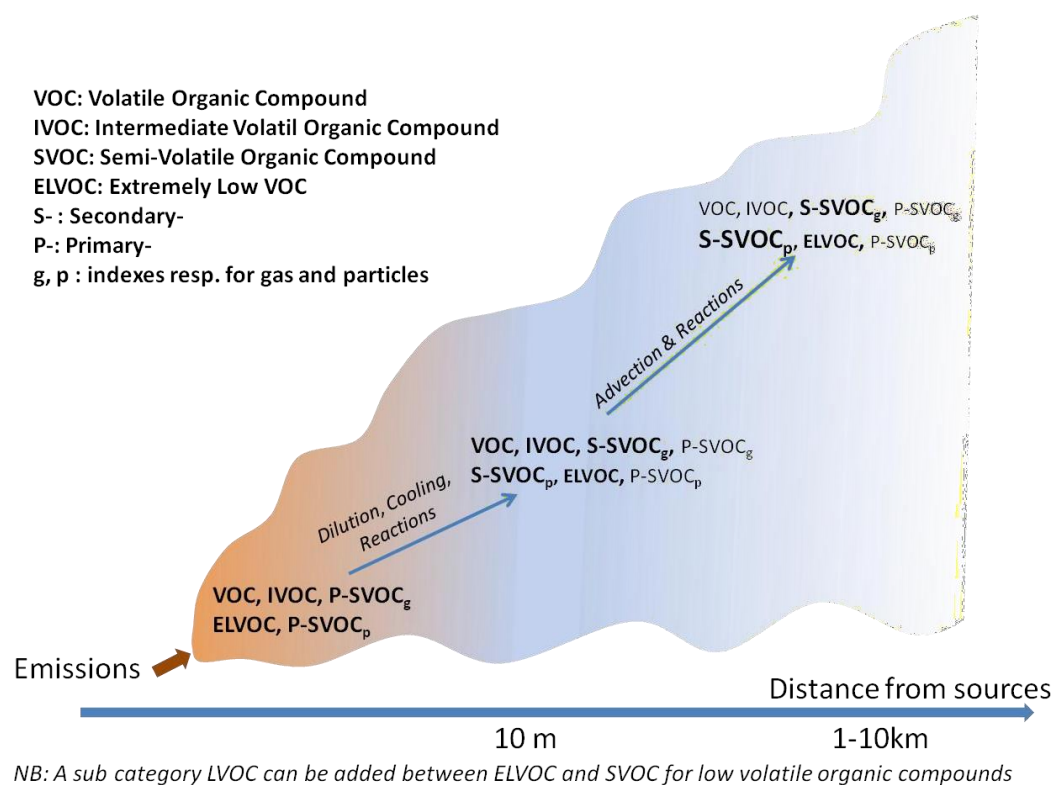
увеличения молекулярной массы, в основном благодаря добавлению атомов кислорода. (Donahue et al., 2012; Murphy et al., 2014) предложили деление по классам летучести на основе насыщенных концентраций (Таблица 3).

**Таблица 3: Классы летучести летучих органических соединений (Donahue et al., 2012; Murphy et al., 2014). † ЛОС или NMVOC не указаны как явные аббревиатуры, так как они являются надмножествами, например, обычно IVOC и некоторые SVOC.**

Описание	Аббрев.	Диапазон концентраций насыщения (мкг/м <sup>3</sup> ) при 298 К	Состояние в атмосфере
Крайне низкая летучесть	ELVOC	$< 3,2 \times 10^{-4}$	Частицы
Низкая летучесть	LVOC	$3,2 \times 10^{-4} - 3,2 \times 10^{-1}$	Преимущественно частицы
Полулетучие	SVOC	$3,2 \times 10^{-1} - 3,2 \times 10^2$	ТЧ и/или газовая фаза
Промежуточная летучесть	IVOC	$3,2 \times 10^2 - 3,2 \times 10^6$	Газовая фаза, легко окисляется до SVOC
Летучие†	-	$> 3,2 \times 10^6$	Газовая фаза

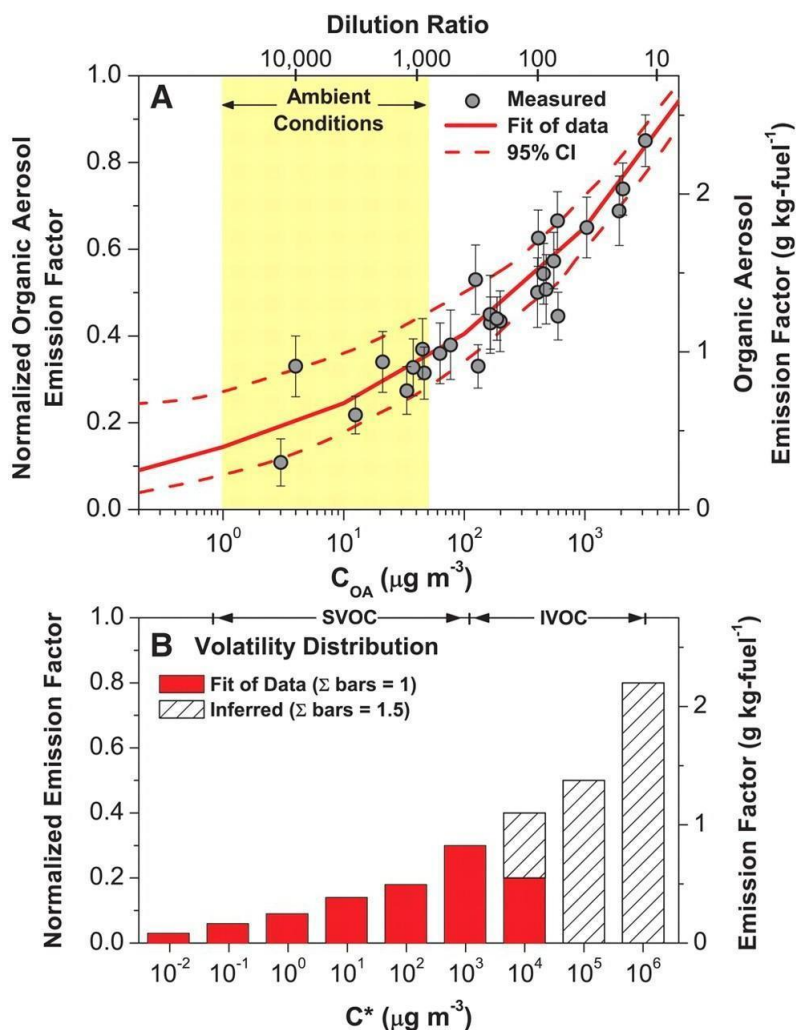
**Таким образом, органические конденсируемые вещества относятся к категориям ELVOC до SVOC, как первичные, так и вторичные (например, вторичные органические аэрозоли, SOA) по происхождению.** Что касается SOA, образующихся при сжигании древесины, (Akherati et al., 2020) демонстрируют необходимость учета кислородсодержащих ароматических соединений из выбросов при сжигании биомассы и их формирования в составе SOA в рамках химических механизмов.

В реальных атмосферных условиях изменение выбросов можно описать, как показано на рисунке 5. На первых сантиметрах и метрах только что выброшенные первичные органические вещества, как правило, испаряются из-за сильного разбавления, в то время как охлаждение температуры способствует их сохранению или конденсации в твердой фазе. Однако процесс разбавления оказывается гораздо более эффективным, чем снижение температуры, и в большинстве случаев этот процесс приводит к испарению первичных конденсированных веществ. В то же время реакции могут происходить очень быстро в шлейфе выбросов благодаря разбавлению свежим воздухом, насыщенным окислителями.



**Рисунок 5: Схематическое описание старения выбросов в атмосфере**

Терминология IVOC была введена для объединения соединений которые не могли быть учтены методами измерения ЛОС и одновременно были слишком летучими, чтобы быть захваченными фильтром для твердых частиц с использованием пробоотборника с PUF (Robinson et al., 2007). Однако IVOC могут быть измерены с помощью денудера (Schauer et al., 1999). Эти IVOC можно рассматривать как газофазные SVOC, которые не были захвачены фильтром для частиц. Действительно, (Schauer et al., 1999) использовали термин «газофазные SVOC» для обозначения тех же соединений. Таким образом, четкого разграничения между SVOC и IVOC не существует. Кроме того, количество SVOC, захваченных фильтром для частиц, зависит от некоторых экспериментальных условий (температуры и нагрузки органических аэрозолей), что означает, что разделение между SVOC и IVOC будет зависеть от этих условий. Рисунок 6 иллюстрирует зависимость содержания SVOC в твердой фазе от соотношения газ+твердая фаза SVOC (или отношения  $SVOC/(SVOC+IVOC)$ ) от органической нагрузки. На основании этого рисунка можно сделать вывод, что выбросы частиц зависят от экспериментальных условий, и часть выбросов SVOC может отсутствовать в кадастрах выбросов. Если известны кривые разбавления, они могут быть использованы моделистами для оценки соотношения SVOC/ПОА в коэффициентах выбросов, используя данные о температуре и нагрузке органической массы.



**Рисунок 6: Нормализованный коэффициент выбросов органических аэрозолей в зависимости от нагрузки органических аэрозолей от выбросов двигателя на дизельном топливе при 300 К (Robinson et al., 2007)**

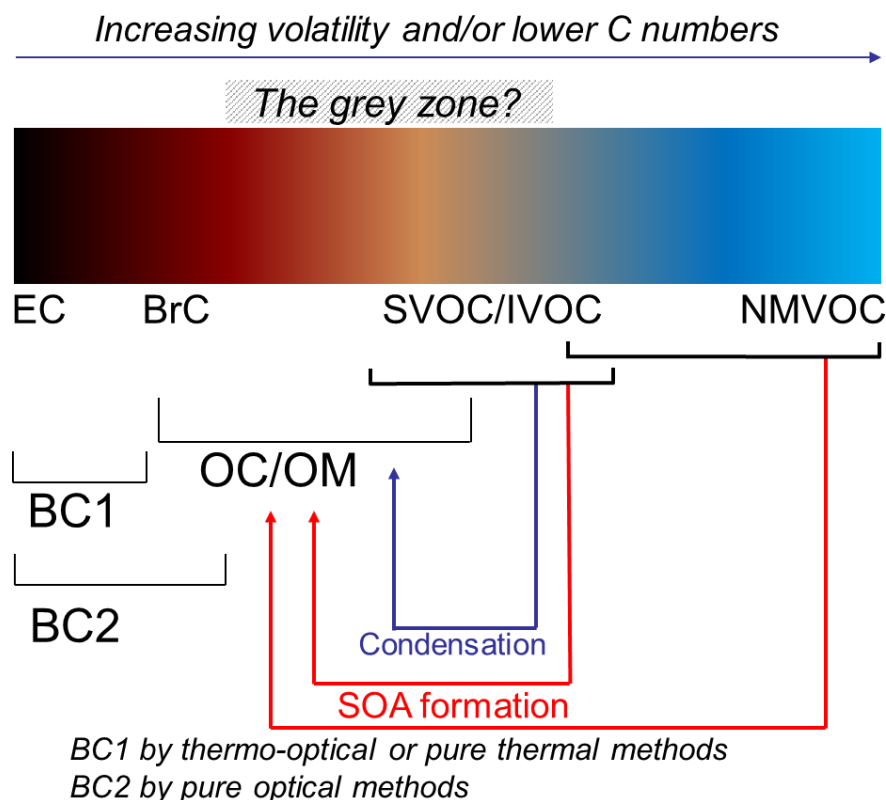
На основе предположения, что «газофазные SVOC» или IVOC отсутствуют в кадастрах выбросов, (Robinson et al., 2007) предложили соотношение IVOC/POA или соотношение газофазные SVOC/твердофазные SVOC для учета этих недостающих выбросов. В своей работе они сообщили о соотношении 2,8 для выбросов автомобилей с бензиновым двигателем, оборудованных катализатором, и 1,5 для выбросов от дизельных двигателей средней мощности, основываясь соответственно на данных (Schauer et al., 2002, 1999), и выбрали значение 1,5. Это соотношение 1,5 используется большинством исследовательских групп, занимающихся моделированием в этой области (Bergström et al., 2012; Chen et al., 2019; Couvidat et al., 2018a, 2018b; Denier van der Gon et al., 2015; Hodzic et al., 2010; Koo et al., 2014; Tsimpidi et al., 2010; Zhang et al., 2013). (Ots et al., 2016) предложили масштабировать выбросы IVOC на ЛОС на основе полевых исследований, проведенных на городской станции в Лондоне.

Эти результаты, опубликованные в работах Schauer (Schauer et al., 2002, 1999), отражают характеристики выбросов американских дизельных автомобилей конца 90-х годов и поэтому их трудно экстраполировать на современный автопарк европейских легковых автомобилей. Однако, используя измерения на французских легковых автомобилях, (Kim et al., 2016) пришли к выводу, что коэффициент 1,5 может быть вполне подходящим для легковых автомобилей во Франции. Тем не менее, **этот коэффициент 1,5 явно не подходит для представления всего современного автопарка.** Интересно отметить, что

руководство по кадастрам выбросов загрязняющих веществ в атмосферу ЕМЕП/ЕАОС накладывает единственное ограничение на коэффициент выбросов: его измерение должно производиться на фильтре при температуре ниже 52°C. Указанные коэффициенты выбросов могут включать значения, полученные при низких, средних и высоких температурах, а также коэффициенты выбросов, характеризующие различные соотношения газофазные SVOC/твердофазные SVOC.

Кроме того, с внедрением сажевых фильтров в дизельных легковых автомобилях количество выбросов органических аэрозолей значительно снизилось. Поэтому, согласно рисунку 6, доля SVOC в газовой фазе, вероятно, существенно увеличится из-за снижения нагрузки органических аэрозолей в разбавляющем пробоотборнике.

Бурый углерод может относиться к низколетучим органическим соединениям, которые могут выбрасываться или образовываться в процессе разбавления, либо формироваться позже в условиях окружающей среды (Рисунок 7), как обсуждается в (Kampf et al., 2016) для азотсодержащих SOA. «Серая зона» представляет собой перечень соединений, которые могут не захватываться методикой отбора проб, либо их можно отнести к летучим или нелетучим веществам. Динамика относительных соотношений между массовыми концентрациями. Эти соотношения варьировались в зависимости от типа топлива и демонстрировали обратную корреляцию с модифицированным КПД сжигания (MCE) топлива (Fortner et al., 2018), а также положительную корреляцию с процессом старения выбросов.



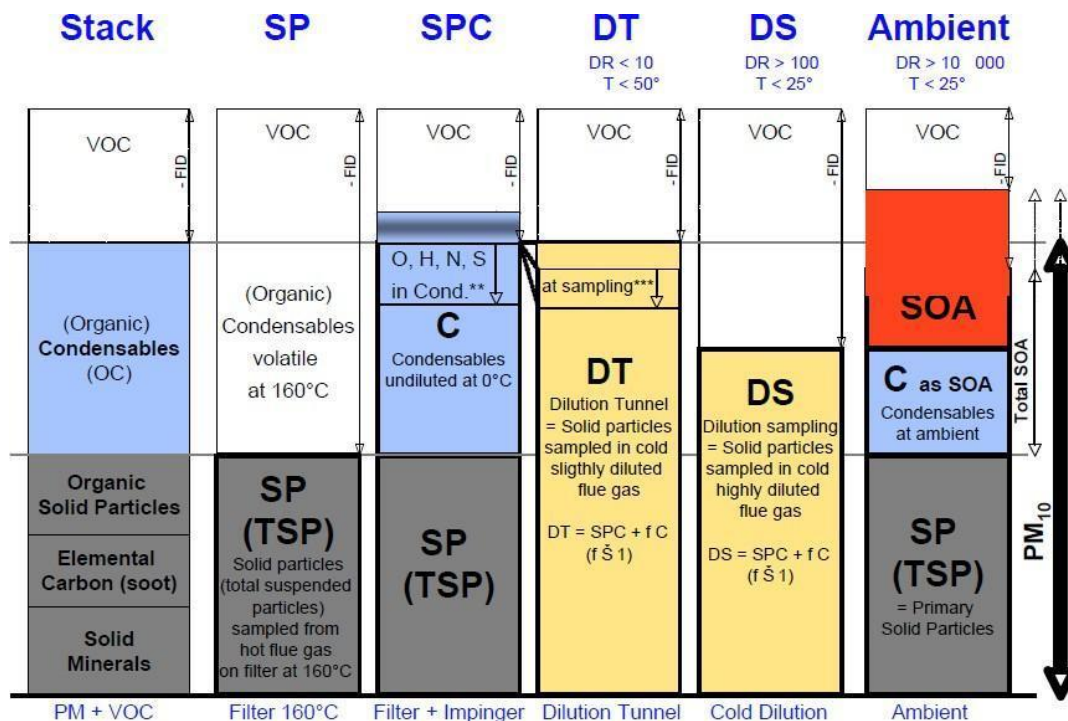
**Рисунок 7: Синоптическое описание углеродсодержащих веществ от графитового углерода (EC) до NMVOC**

В зависимости от цели измерения используются различные стратегии отбора проб, которые обычно применяются для тестирования продукции и исследований в области здравоохранения. Они представлены в (Nussbaumer, 2010a) и показывают влияние метода, используемого для оценки коэффициента выбросов ТЧ (КВ), а также того, как



конденсируемые вещества могут воздействовать на измерения (Таблица 10 и Рисунок 8). Воздействие физических явлений было проиллюстрировано в (Habib and Kumar, 2016), где был разработан портативный разбавляющий пробоотборник для измерения аэрозолей от стационарных и мобильных источников сгорания. Для выбросов ТЧ<sub>2,5</sub> при сжигании древесины в газогенераторной плите было отмечено умеренное снижение (13%) при увеличении коэффициента разбавления с 75:1 до 108:1 мг/км. Однако значительное снижение на 37% (с 221 до 139 мг/км) было зарегистрировано для легковых дизельных автомобилей при увеличении коэффициента разбавления с 39:1 до 144:1. Также было зафиксировано уменьшение уровня выбросов органического углерода, что свидетельствует о нехватке сорбционных органических веществ и недостаточном времени пребывания для конденсации, что ограничивает образование частиц из органических соединений в газовой фазе при высоких коэффициентах разбавления.

Один из важных выводов, сделанных (Giechaskiel, 2020), также подчеркивает значение конфигурации разбавляющего пробоотборника (например, открытая или закрытая труба передачи к туннелю разбавления; обе конфигурации допускаются текущим законодательством) для мотоцикла стандарта Евро 4. Более репрезентативными для реальных выбросов твердых частиц мотоцикла ( $3 \times 10^{11}$  #/км) оказались результаты для «открытой» конфигурации. Закрытая конфигурация показала более низкие выбросы твердых частиц из-за агломерации (30%), однако, что еще важнее, она привела к значительно более высоким общим выбросам частиц (включая летучие вещества) – более чем на порядок выше, из-за десорбции осевших материалов в трубе передачи к туннелю разбавления при движении на высокой скорости. Таким образом, для измерения выбросов мотоциклов следует отдавать предпочтение измерениям с использованием методов смешивания непосредственно у выхлопной трубы (например, открытая конфигурация или тройник для смешивания).



**Рисунок 8: Сравнение отбора проб ТЧ с ТЧ в окружающей среде (Nussbaumer, 2010a). SP: Фильтр (Метод а), который приводит к измерению твердых частиц (ТЧ, ОВЧ). SPC: Фильтр + импинджер (Метод б), который приводит к измерению твердых частиц и конденсируемых веществ (СПС). DT: Туннель разбавления (Метод с) с типичным коэффициентом разбавления (DR) порядка 10, который приводит к измерению ТЧ, включая СПС и большинство или все конденсируемые вещества (С). DT эквивалентен или**

немного меньше  $SPC + C$  из-за потенциально неполной конденсации, зависящей от коэффициента разбавления и температуры пробоотбора (так как разбавление снижает не только температуру, но и парциальное давление загрязняющих веществ). DS: Разбавляющий пробоотборник с высоким коэффициентом разбавления ( $DR > 100$ ). ТЧ<sub>10</sub>: Суммарные твердые частицы с диаметром  $< 10$  мкм, присутствующие в окружающей среде, включая SP и вторичные органические аэрозоли (SOA). SOA: Вторичные органические аэрозоли, состоящие из конденсируемых веществ (C) в окружающей среде и SOA, образующихся в результате вторичных реакций, таких как фотохимическое окисление. \*SO<sub>2</sub> и другие растворимые газообразные соединения в отходящих газах могут растворяться в импиджерах. \*\*В случае определения общего органического углерода (TOC) в импиджерах масса O, H, N, S и других элементов, содержащихся в органических конденсируемых веществах, должна учитываться отдельно. \*\*\*Органические соединения, которые являются жидкими или твердыми при парциальном давлении в отходящих отходящих газах и температуре окружающей среды, но становятся летучими при отборе проб из-за уменьшенного парциального давления и температуры выше окружающей.

Проблема конденсируемых веществ критична для расчета коэффициентов выбросов ТЧ. Недавно в рамках научного проекта был предложен тестовый метод EN-PMЕ в качестве временного метода тестирования твердых частиц (аналогично методу нагревательного фильтра) для отопительных систем на древесине (Kausch et al., 2020). Этот метод в настоящее время рекомендован в качестве тестового метода для стандарта EN16510, и ведется проект верификации для подтверждения этого метода. Прямое сравнение метода отбора проб EN-PMЕ и метода NS3058 (основанного на туннеле разбавления), проведенное в рамках текущей экспериментальной кампании, показало, что выбросы, измеренные с помощью NS, в 11 раз выше – 108 мг/МДж против 14 мг/МДж, измеренных методом EN-PMЕ. Различия варьируются от 2 до 60 раз, что в значительной степени связано с конденсируемыми веществами.

Для иллюстрации сложности явлений, происходящих сразу после выбросов, (Bertrand et al., 2018) использовали газовый хроматограф аэрозольного термодесорбционного анализа, соединенный с масс-спектрометром аэрозолей (TAG-AMC), подключенным к атмосферной камере. Эта установка позволяет количественно изучить воздействие условий сгорания и атмосферного старения на химический состав органических аэрозолей, образующихся при сжигании биомассы, на молекулярном уровне. Таблица 4 представляет результаты этих исследований, включающих три типа печей. Вторичное образование органических аэрозолей (OA) наиболее велико для печей на дровах, что обусловлено более или менее быстрым окислением доли первичных органических аэрозолей. Эти результаты согласуются с данными (Zhou et al., 2018), которые показывают, что коэффициенты выбросов реактивных кислородных соединений (EFROS) при плохих условиях сгорания были примерно в 2–80 раз выше, чем при оптимальных условиях. Также (Kodros et al., 2020) показали, что свежие выбросы от сжигания биомассы, подвергшиеся воздействию NO<sub>2</sub> и O<sub>3</sub> (предшественники радикала NO<sub>3</sub>), быстро формируют окисленные органические аэрозоли (OOA) в лабораторных условиях за несколько часов и без солнечного света.



**Таблица 4: Резюме экспериментов и условий в камере до включения света (после этапа гомогенизации и стабилизации). МСЕ обозначает модифицированное КПД сжигания топлива, THC – общее содержание углеводородов (Bertrand et al., 2018).**

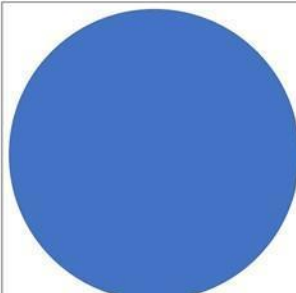
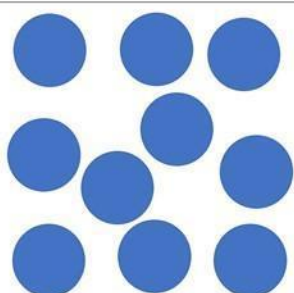
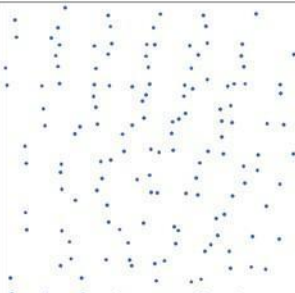
Печь	Экс п. №	МСЕ	№ TAG-AMC	*eBC мкг м <sup>-3</sup>	*POA мкг м <sup>-3</sup>	**OA мкг м <sup>-3</sup>	*NOx ppb	THC/NOx ppb/ppb	Cresol/NOx ppb/ppb
<i>Печь А (Бук как дрова)</i>	1	0,85	6	17	122	495	98	31,5	1,1 × 10 <sup>-1</sup>
	2	0,84	7	12	177	785	252	26,9	1,1 × 10 <sup>-1</sup>
	3	0,83	7	6	71	388	90	38,5	1,2 × 10 <sup>-1</sup>
	4	0,91	8	5	10	72	128	7,7	2,7 × 10 <sup>-2</sup>
<i>Печь В (Бук как дрова)</i>	5	0,80	7	5	41	143	50	47,2	1,2 × 10 <sup>-1</sup>
	6	0,87	7	13	38	202	119	18,1	5,0 × 10 <sup>-2</sup>
	7	0,82	6	6	45	289	114	24,3	7,2 × 10 <sup>-2</sup>
	8	0,90	7	4	9	53	80	19,6	4,5 × 10 <sup>-2</sup>
<i>Печь С (Пеллеты из хвойных)</i>	9	0,97	5	107	10	19	161	5,2	1,2 × 10 <sup>-3</sup>
	10	0,97	6	130	10	19	205	5,8	4,7 × 10 <sup>-4</sup>
	11	0,97	5	144	10	22	228	5,9	3,5 × 10 <sup>-4</sup>

Примечания: \*Значения измерены непосредственно перед включением света. \*\* Значения измерены с интегрированным воздействием ОН = 5 × 10<sup>6</sup> молекул см<sup>-3</sup> ч.

Как обсуждается в работе (Vicente and Alves, 2018), компиляция коэффициентов выбросов, представленная в следующих разделах, основана на свежем дыме, отобранном у источника, который обычно охлаждался до температуры окружающей среды, но подвергался минимальному фотохимическому старению. Достаточно мало исследований было посвящено обработке выбросов после их выделения, и, таким образом, данные для тестирования или ограничения химического механизма в моделях фотохимии дыма весьма ограничены. Фотохимическое окисление приводит к значительному образованию новых SOA. Лишь небольшая часть этих новых SOA может быть объяснена с использованием современных моделей вторичных органических аэрозолей и измеренным распадом традиционных прекурсоров SOA. Применение моделей, которые явно отслеживают распределение и старение низколетучих органических веществ, включая водорастворимые виды, следует сравнить с измерениями, выполненными с помощью набора приборов в камерах. Подобные модели использовались, например, в работе (Kim et al., 2016). Для установления связи между прошедшим временем после выброса и измеренными концентрациями ОС, конденсация SVOC между газовой и твердой фазами моделируется с помощью динамической аэрозольной модели. Результаты моделирования, представленные в (Kim et al., 2016), позволяют понять взаимосвязь между временем и концентрациями в газовой и твердой фазах. Они указывают, что характерное время для достижения термодинамического равновесия между газовой и твердой фазами может составлять до 8 минут. Таким образом, если время, прошедшее после выброса, меньше этого характерного времени для достижения равновесия, SVOC в газовой фазе не находятся в равновесии с твёрдой фазой. Это приводит к тому, что большая доля выделенных SVOC останется в газовой фазе по сравнению с оценками теории равновесия. Это, в свою очередь, приводит к **занижению выбросов ОС, если учитывать только твёрдую фазу или если SVOC в газовой фазе оцениваются по теории равновесия.**

### 3.5 Сверхтонкие частицы

Сверхтонкие частицы (UFP) – это аэрозоли с аэродинамическим диаметром 0,1 мкм (100 нм) или меньше. В сообществе специалистов в области общественного здравоохранения растет обеспокоенность по поводу вклада UFP в состояние здоровья человека. Несмотря на их небольшой размер и массу, они доминируют по числу частиц в окружающем воздухе. Особую озабоченность вызывают способности UFP достигать самых дальних отделов легких (альвеол) и обходить первичные механизмы защиты дыхательных путей. Более того, UFP имеют большую поверхность и способность адсорбировать значительное количество токсичных органических соединений. Вредные системные эффекты на здоровье человека ТЧ<sub>10</sub> или ТЧ<sub>2,5</sub> часто связаны с фракцией UFP. Источники сжигания являются основными источниками UFP (Corsini et al., 2019; Kwon et al., 2020).

	10 µm (Coarse)	2.5 µm (Fine)	0.1 µm (Ultrafine)
			
<b>Total mass</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<b>Particle number</b>	<b>1</b>	<b>64</b>	<b>1,000,000</b>
<b>Surface area per particle</b>	<b>1</b>	<b>0.0625</b>	<b>0.0001</b>
<b>Total surface area per mass</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>100</b>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Filtered in proximal airway</li> <li>• May irritate skin, mucosa</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reaches peripheral airway</li> <li>• Cannot enter systemic circulation</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Higher adsorbed toxic material on surface</li> <li>• May enter systemic circulation</li> </ul>

**Рисунок 9:** Сравнение площади поверхности частиц разного диаметра. Диаграмма предполагает, что все частицы в каждой категории являются идеальными сферами, имеют одинаковую плотность и представлены одинаковой массой. Масса, количество частиц и площадь поверхности крупных частиц произвольно обозначены как 1. Другие числа приведены относительно крупной частицы. Большая площадь поверхности и способность проникать в кровообращение – два наиболее значимых свойства сверхтонких частиц, делающих их более токсичными по сравнению с более крупными частицами (Kwon et al., 2020).

При вдыхании сверхтонкие частицы (UFP) с высокой эффективностью проникают через дыхательные пути до альвеол благодаря своему малому размеру. Небольшая часть UFP преодолевает альвеолярно-капиллярный барьер и может распространяться по организму через кровеносную систему. Именно из-за этой особенности UFPs внесистемные заболевания, связанные с воздействием PM, могут быть обусловлены воздействием UFPs. Кроме того, считается, что UFP более опасны, чем крупные ТЧ, из-за их большей удельной поверхности (общей площади поверхности на единицу массы). Большая площадь поверхности и высокая реактивность позволяют UFP адсорбировать, при

заданной массе ТЧ, большее количество опасных металлов и органических соединений, которые могут вызывать окислительный стресс (Рисунок 9).

На выходе из выхлопной трубы автомобилей или в выбросах отопительных систем UFP могут быстро изменяться или исчезать в результате процессов осаждения, конденсации и коагуляции, особенно для самых мелких частиц. В чистой среде нуклеация неорганических соединений (сульфат, нитрат, аммоний) и органических соединений может быть вторичным источником UFP (Bessagnet and Rosset, 2001; Kulmala et al., 2014). Размер частиц 80–100 нм является нижним пределом диапазона, в котором частицы обычно имеют наибольшее время нахождения в атмосфере, чаще всего в диапазоне от 0,1 мкм до 1 мкм. В этом диапазоне процессы осаждения считаются наименее эффективными.

### 3.6 Обзор выбросов ЧУ/ПАУ/ТЧ<sub>2,5</sub> в странах ЕМЕП

В глобальном масштабе выбросы ТЧ в основном обусловлены сжиганием биомассы, включая значительный вклад выбросов от бытового сжигания и природных пожаров (Klimont et al., 2017) (Таблица 5).

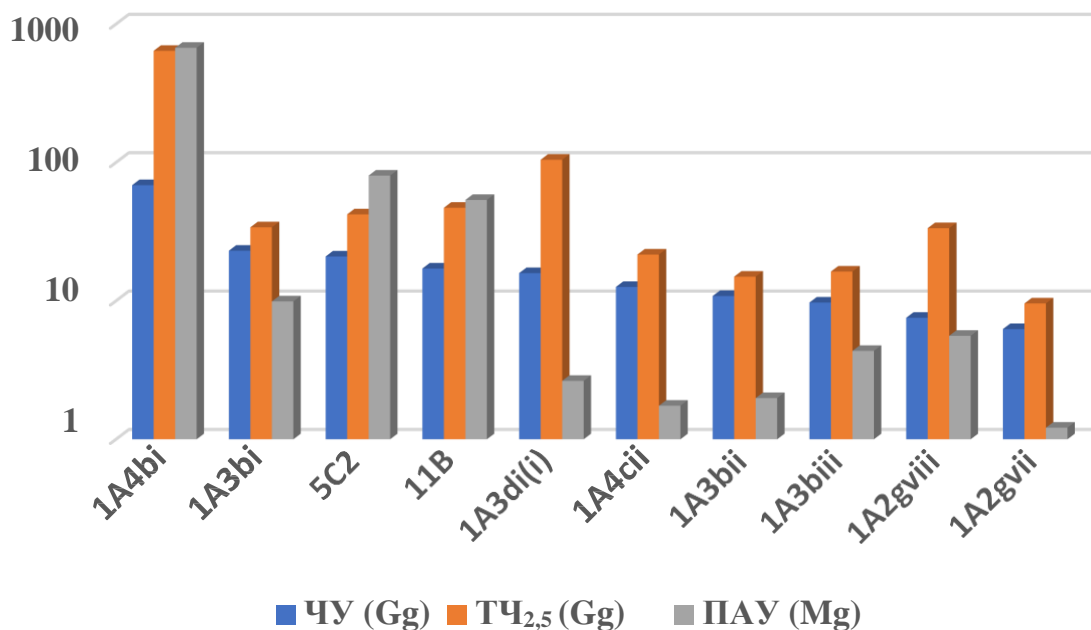
**Таблица 5: Секторальные выбросы твердых частиц в 2010 году, ECLIPSE V5a, Гг/год (Klimont et al., 2017). (a) Значения представляют собой средние оценки на основе диапазонов, указанных в (Stettler et al., 2013; Yim et al., 2015), а также на основе глобального потребления топлива и диапазонов коэффициентов выбросов из (Kinsey, 2009). (b) GFED3.1 без учета сжигания сельскохозяйственных отходов, которое включено в оценки GAINS в категории «Сельское хозяйство»; значение ТЧ<sub>10</sub> основано на TPM (total particulate matter); данные по ТЧ<sub>1</sub> в GFED отсутствуют – здесь предполагается равенство с ТЧ<sub>2,5</sub>. Ссылка на (Randerson et al., 2017) для последней версии GFED.**

	ТЧ <sub>10</sub>	ТЧ <sub>2,5</sub>	ТЧ <sub>1</sub>	ЧУ	ОУ	ОМ
<i>Сельское хозяйство</i>	6555	3848	2883	337	1313	2364
<i>Бытовое сжигание</i>	23078	21857	20742	4163	8852	15329
<i>Промышленные процессы</i>	12162	8340	4135	462	633	823
<i>Крупные сжигающие установки</i>	11561	6420	3812	136	164	248
<i>Нефть, газ, добыча</i>	1706	571	412	226	93	120
<i>Транспорт – дорожный</i>	3339	2925	2524	1349	1116	1451
<i>Транспорт – внедорожный</i>	861	823	795	363	217	283
<i>Отходы</i>	1388	1272	876	97	751	977
<i>Международное судоходство</i>	1856	1758	1612	120	398	517
<i>Международная авиация<sup>(a)</sup></i>	30	30	28	10	10	13
<i>Глобальные антропогенные источники</i>	62537	47843	37819	7264	13548	22125
<i>Пожары в лесах и саванне<sup>(b)</sup></i>	48207	33014	33014	2268	19489	31363
<i>Глобальный итог</i>	110 744	80858	70834	9532	33037	53489

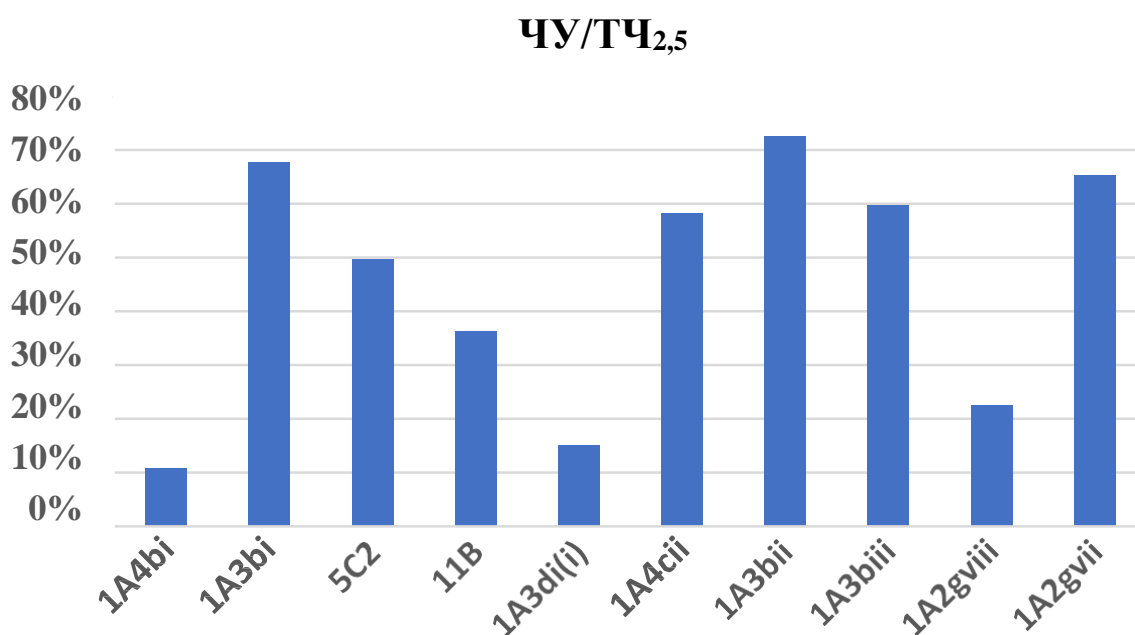
В странах ЕС28 основным источником выбросов является **сжигание в бытовом секторе**, за которым следуют **дорожный транспорт** и открытое сжигание отходов (Рисунок 10). Самое низкое соотношение ЧУ/ТЧ<sub>2,5</sub> также характерно для сектора бытового сжигания (Рисунок 11). Это соотношение, равное 10%, соответствует значению, предложенному в руководстве ЕЕА (Kuepen и Trozi, 2019; Klimont и др., 2017) для сжигания твердых видов топлива. Этот низкий коэффициент основан на исследованиях (Alves и др., 2011; Fernandes и др., 2011; Gonçalves и др., 2011) и базируется на методе измерения коэффициентов выбросов, который учитывает конденсируемые вещества. Для твердой биомассы, такой как древесина, соответствующий коэффициент выбросов (КВ) составляет 74 г/ГДж. В руководстве ЕЕА конкретно указано: «Поскольку конденсируемые компоненты, как ожидается, не содержат ЧУ, в случае использования метода измерения только фильтруемых частиц может быть принят коэффициент 10% \* 740 = 74 г/ГДж для ЧУ». Таким образом, если метод измерения не учитывает конденсируемые вещества, можно ожидать занижение коэффициента выбросов ЧУ. (Raventos и INERIS, 2018) подчеркивают, что ЧУ следует рассчитывать на основе ТРМ, поскольку ЧУ обнаруживается в крупных частицах, выбрасываемых промышленными установками, и это может привести к недооценке выброса ЧУ.

**Таблица 6: Десять основных секторов-эмитентов черного углерода в странах ЕС28**

<b>Код</b>	<b>Наименование</b>
1A4bi	Коммунальный сектор: стационарные установки
1A3bi	Дорожный транспорт: легковые автомобили
5C2	Открытое сжигание отходов
11B	Лесные пожары (природные)
1A3d(ii)	Международные внутренние водные пути сообщения
1A4cii	Сельское хозяйство/лесное хозяйство/рыбное хозяйство: внедорожные транспортные средства и другие механизмы
1A3bii	Дорожный транспорт: транспортные средства малой грузоподъемности
1A3biii	Дорожный транспорт: транспортные средства большой грузоподъемности
1A2gviii	Стационарные источники сжигания в отраслях обрабатывающей промышленности и строительстве: холодильные установки (PIR)
1A2gvii	Стационарные источники сжигания в отраслях обрабатывающей промышленности и строительстве: прочее



**Рисунок 10: Официальные выбросы в странах ЕС28 за 2018 год, в килотоннах или тоннах в год (Гг или Мг) для ЧУ, ТЧ<sub>2,5</sub> и ПАУ (включая сумму бензо(а)пирена, бензо(б)флуорантена, бензо(к)флуорантена и индено(1,2,3-сд)пирена) по основным секторам-эмитентам НО (см. Таблицу 6). Секторы расположены в порядке убывания объемов выбросов ЧУ, рассчитанных по базе данных ЕМЕП (ЕМЕР/СЕИР, 2020).**



**Рисунок 11: Соотношение ЧУ/ТЧ<sub>2,5</sub> для официальных выбросов в странах ЕС28 за 2018 год, рассчитанное по базе данных ЕМЕП (ЕМЕР/СЕИР, 2020)**

**Сжигание попутного газа в факелах (GF)** – еще один важный сектор в нефтегазовой промышленности. Этот процесс оказывает значительное воздействие на климат в арктических регионах из-за выбросов из стран, участвующих в КТЗВБР, и поэтому он является объектом исследования в этом отчете. Помимо крупнейших мировых нефтяных месторождений, таких как те, что находятся на Ближнем Востоке и в США, огромные

запасы нефти находятся в арктических регионах (Cho et al., 2019). GF является традиционным методом утилизации газообразных и жидких углеводородов путем их сжигания на объектах добычи и переработки нефти/газа из-за отсутствия трубопроводов и другой инфраструктуры для транспортировки газа, а также для предотвращения опасности избыточного давления в промышленном оборудовании (Huang and Fu, 2016). Несмотря на постоянные выбросы ЧУ вблизи Северного Ледовитого океана через GF, климатическое воздействие ЧУ, связанное с этим процессом, остается неопределенным. (Cho et al., 2019) представили модели возможных сценариев GF с использованием системы моделирования Земли, включающей физику аэрозолей, чтобы показать, что увеличение выбросов ЧУ от GF может объяснить значительную часть потепления в Арктике. Выбросы ЧУ от GF в высоких широтах способствуют локальному потеплению в районе источника выбросов, особенно весной, за счет снижения альбедо, вызванного ЧУ. Это локальное потепление вызывает удаленные и запаздывающие обратные связи по таянию морского льда в Арктическом океане зимой. Результаты исследования показывают, что региональное изменение антропогенного аэрозольного воздействия способно изменить температуру в Арктике в регионах, удаленных от источника аэрозолей, через запаздывающие физические процессы, связанные с морским льдом. Исследование использовало два кадастра выбросов. Выбросы ЧУ в арктических регионах севернее 60° с.ш. составили 19 Гг/год в референсном кадастре (Lamarque et al., 2010) и 80 Гг/год в обновленном кадастре с использованием спутниковых изображений для заполнения пробелов. В последнее время кадастр выбросов ECLIPSE (оценка климатических и качественных воздушных воздействий короткоживущих загрязняющих веществ) учитывает выбросы ЧУ, связанные с GF (Stohl et al., 2013).

Этот документ, подготовленный ЦГ ТЭВ, охватывает дорожный транспорт (всех типов), бытовые приборы для сжигания твердых видов топлива, стационарные установки для сжигания твердых видов топлива и сжигание попутного газа в факелах. Выбросы ЧУ от судоходства освещены в недавнем отчете ЦГ ТЭВ «Руководящий документ по техническим мерам для сокращения выбросов загрязняющих веществ в атмосферу при судоходстве» (декабрь 2020 года).

Документ по сокращению выбросов при сжигании сельскохозяйственных остатков, подготовленный ЦГ ТЭВ, находится в разработке и будет доступен в начале 2021 года.

### **3.7 Сопутствующие выгоды улучшения качества воздуха и смягчения последствий изменения климата через сокращение выбросов ЧУ**

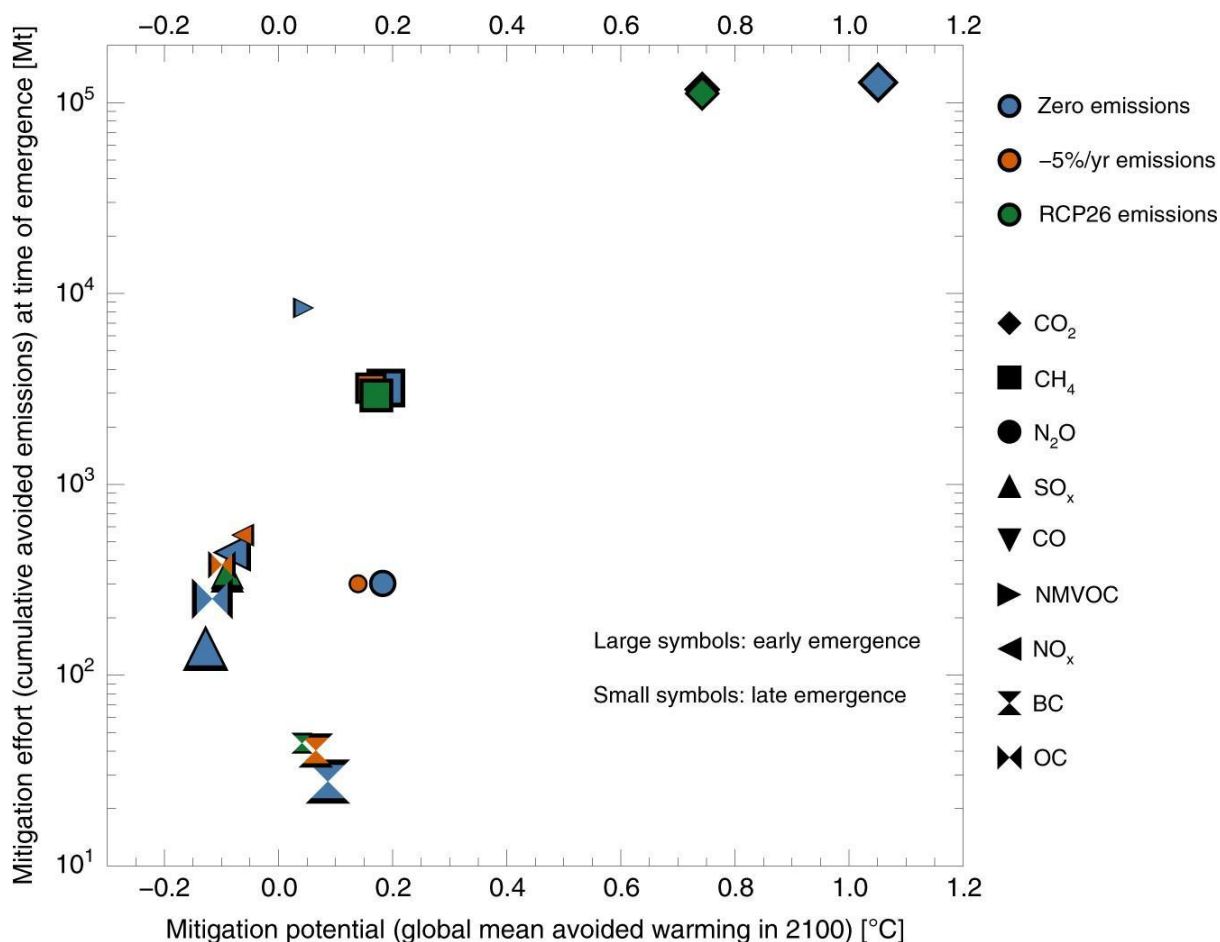
Недавний вклад в обзор Гетеборгского протокола, касающийся приоритизации действий по сокращению выбросов ТЧ и ЧУ (ECE, 2020), подчеркивает, что коэффициенты выбросов ЧУ все еще остаются неопределенными, и будущие исследования могут внести небольшие изменения в полученные результаты. Согласно действующему законодательству, сокращение выбросов ТЧ<sub>2,5</sub> и ЧУ за счет **абсолютных технологий с сопутствующими выгодами** составит 73% и 79% соответственно в регионе ЕС27, Норвегии, Швейцарии и Великобритании в период с 2020 по 2030 год. В регионе ВЕКЦА эти показатели составят 36% и 64%, а в регионе не входящих в ЕС стран Балкан и Турции – 39% и 73% соответственно. В странах ЕС основное сокращение выбросов связано с внедрением новых установок (включая печи на пеллетах) для контроля выбросов из бытовых печей и котлов. Также важным фактором являются усовершенствованные технологии выхлопных систем для дизельных транспортных средств и оборудования. Относительные технологии с сопутствующими выгодами обеспечивают 2% сокращения выбросов как для ТЧ<sub>2,5</sub>, так и для ЧУ; это технологии очистки выхлопных газов в дизельных двигателях и использование высококачественного угля в печах. Основной



компромиссной технологией в этот период являются новые установки для бытовых каминов. Сверх действующего законодательства существуют дополнительные чистые технологии, которые можно использовать для дальнейшего сокращения выбросов к 2030 году. Оставшиеся абсолютные технологии с сопутствующими выгодами составляют 59% и 87% потенциала сокращения выбросов ТЧ<sub>2,5</sub> и ЧУ соответственно. В этой категории выбросы от использования древесного топлива в бытовых печах и котлах могут быть снижены за счет увеличения внедрения новых установок и пеллетных печей. Обеспечение 100% эффективности запретов на открытое сжигание, использование брикетных печей, новых установок в домохозяйствах с угольными печами и установка кухонных фильтров для снижения выбросов при готовке/барбекю также входят в эту категорию. Технологии с относительными сопутствующими выгодами имеют относительно небольшой потенциал, в то время как технологии для сокращения выбросов ТЧ<sub>2,5</sub> от промышленных процессов, каминов и сжигания биомассы в промышленных печах являются наиболее значимыми компромиссными технологиями.

Для улучшения коммуникации и формирования общего понимания ЧУ требуется разработка простых метрических показателей для ЧУ. Введение концепции «Углеродного следа ЧУ» (BC Footprint), предложенной в (Timonen et al., 2019), может стать первым шагом. «Углеродный след ЧУ» позволит сравнивать различные источники выбросов ЧУ и уровни концентраций ЧУ в атмосфере, а также более эффективно обсуждать воздействие ЧУ на климат, здоровье и качество воздуха. Подобно углекислому газу (CO<sub>2</sub>), это будет полезным инструментом для смягчения выбросов ЧУ и оценки их последствий, а также поддержки разработки новых технологий и политик по сокращению выбросов ЧУ.

Рисунок 12 из (Samset et al., 2020) демонстрирует потенциал снижения выбросов отдельного компонента по сравнению с усилиями, необходимыми для достижения заметного эффекта снижения выбросов. Этот рисунок иллюстрирует связь между изменением температуры поверхности в 2100 году и совокупной массой предотвращенных выбросов (в мегатоннах). Размер символов на графике коррелирует с временем проявления эффекта: более крупные символы указывают на более раннее проявление. Этот анализ подтверждает, что для **быстрого сокращения** темпов глобального потепления целесообразно сосредоточиться на **выбросах ЧУ** (в случаях, когда они не сопутствуют выбросам, например, SO<sub>2</sub>), однако **итоговый эффект будет низким**. В то же время, недавние исследования, такие как (Takemura and Suzuki, 2019), показали, что снижение температуры воздуха у поверхности Земли **при сокращении выбросов ЧУ оказывается слабее, чем ожидалось**, исходя из мгновенного радиационного воздействия ЧУ на на верхней границе атмосферы.

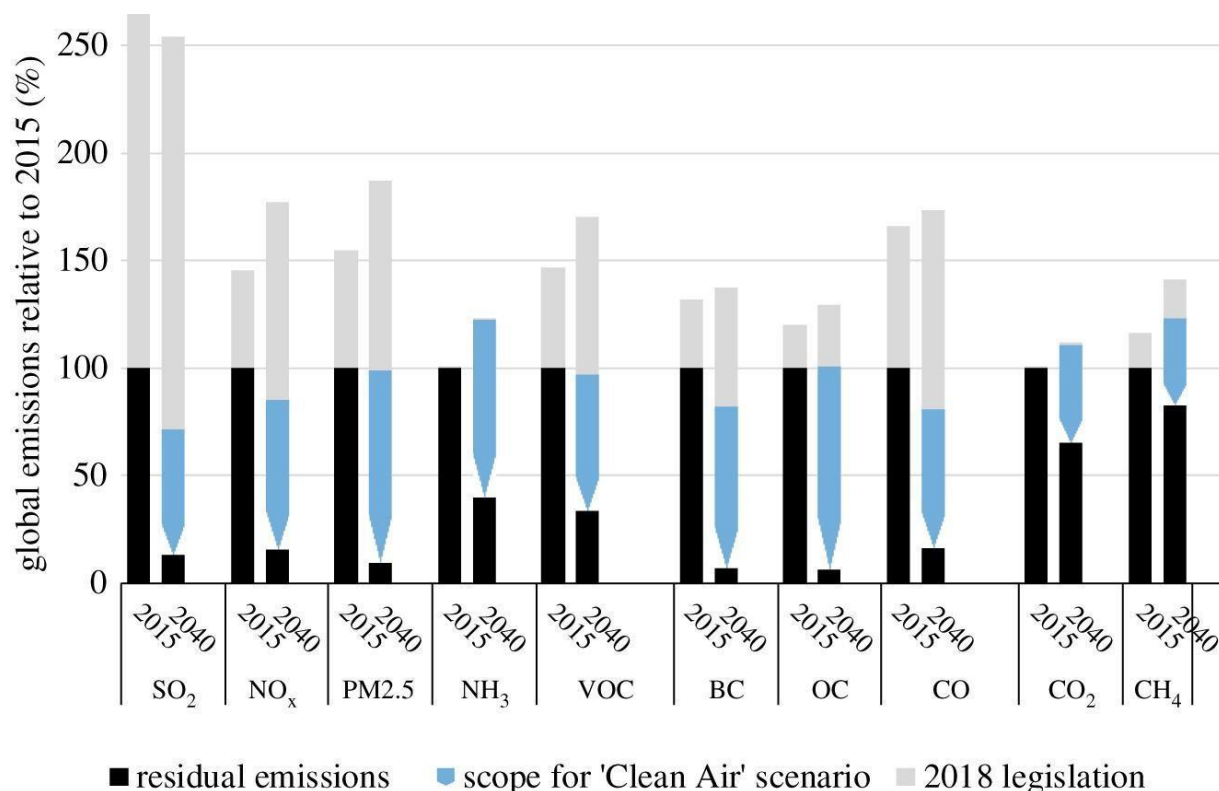


**Рисунок 12: Потенциал в сравнении с усилиями для смягчения воздействия отдельных загрязняющих веществ (Samset et al., 2020)**

Для исследования возможных сценариев будущего качества воздуха, в частности уровня воздействия  $\text{ГЧ}_{2,5}$  на население, которые ассоциируются с наиболее вредными последствиями для здоровья, (Amann et al., 2020) разработали серию альтернативных сценариев выбросов до 2040 года на глобальном уровне. Основываясь на широко принятом пути экономического роста с его структурными экономическими изменениями, эти сценарии объединяют различные предположения в ключевых политических областях, которые ранее оказывали решающее воздействие на тенденции загрязнения воздуха, а именно: (a) энергетическая/климатическая политика, (b) сельскохозяйственная политика, (c) специализированные политики контроля загрязнения. Сценарий «Чистый воздух» изучает теоретический потенциал достижения чистого воздуха во всем мире путем сочетания дальнейших амбициозных политических вмешательств в четырех областях: (i) традиционная политика в области загрязнения воздуха, (ii) энергетическая и климатическая политика, (iii) сельскохозяйственная политика, (iv) продовольственная политика. В частности, сценарий предполагает полное внедрение лучших технологий контроля выбросов, доступных в настоящее время на рынке, а также реализацию амбициозных политик и мер. Как описано в (Amann et al., 2020), помимо улучшения здоровья человека (ЦУР 3 – Хорошее здоровье и благополучие), особенно в городских районах (ЦУР 11 – Устойчивые города и населенные пункты), сценарий «Чистый воздух» обеспечит множество **сопутствующих выгод** в других областях политики через различные механизмы. Для смягчения последствий изменения климата (ЦУР 13 – Борьба с изменением климата) некоторые меры будут не только сокращать выбросы прекурсоров  $\text{ГЧ}_{2,5}$ , но и одновременно снижать



выбросы, способствующие повышению температуры. В частности, выбросы CO<sub>2</sub> в сценарии «Чистый воздух» будут примерно на 40% ниже по сравнению с базовым сценарием в 2040 году, CH<sub>4</sub> – на 33%, а **черного углерода** – на 90% (Рисунок 13).



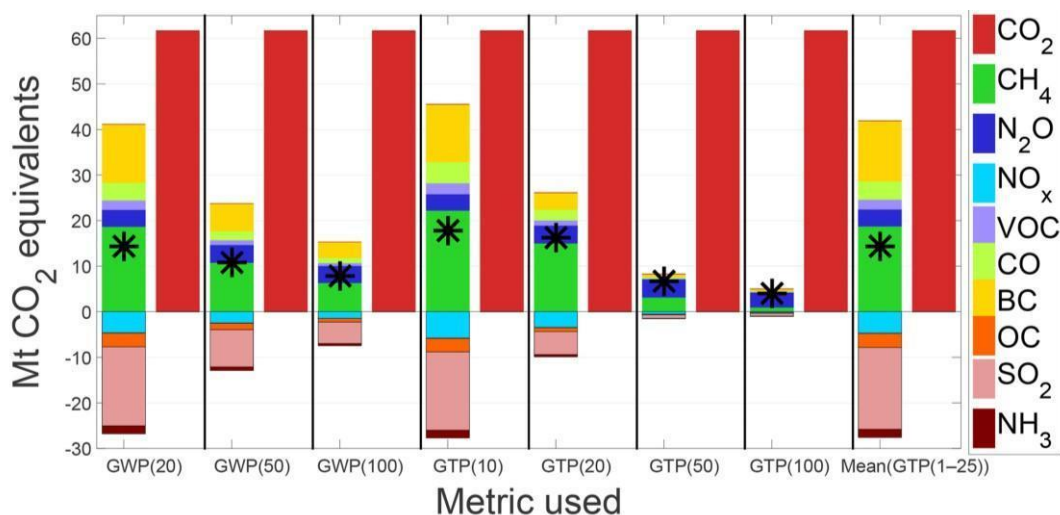
**Рисунок 13: Снижение выбросов в рамках политических сценариев. Законодательство 2018 года включает все меры контроля, принятые до 2018 года (Amann et al., 2020).**

Недавнее исследование (Harmsen et al., 2020) представило анализ сценариев, основанных на интегрированных моделях, с целью смягчения воздействия выбросов ЧУ и максимизации выгод для качества воздуха и климата. Воздействие этих политических стратегий изучалось при различных социально-экономических условиях, климатических амбициях и стратегиях сокращения ЧУ. Исследование показывает, что меры, нацеленные на сокращение выбросов ЧУ (включая сокращение сопутствующих выбросов органического углерода, диоксида серы и оксидов азота), приводят к значительному снижению преждевременной смертности от загрязнения окружающего воздуха, с предотвращением от 4 до 12 миллионов смертей за период с 2015 по 2030 год. При определенных условиях сокращение ЧУ также может замедлить изменение климата, особенно за счет снижения выбросов ЧУ в жилищном секторе и при сценариях с высокими выбросами ЧУ. Однако воздействие сокращения ЧУ на глобальную среднюю температуру оказалось умеренным: максимально снижение составило 0,02 °C в 2030 году, а в некоторых случаях может привести к потеплению (максимальное увеличение на 0,05 °C), особенно при стратегии, ориентированной на здоровье, где все аэрозоли значительно сокращаются. В то же время, сильная климатическая политика способствует улучшению качества воздуха за счет сокращения использования ископаемого топлива, что может предотвратить от 2 до 5 миллионов смертей в период до 2030 года. Совмещение целей в области качества воздуха и климата позволяет максимизировать общие выгоды для здоровья.

(Miller и Jin, 2019) оценивают потенциальное сокращение выбросов ЧУ в результате недавно принятых политик и возможности дальнейшего сокращения выбросов путем

ускорения глобального внедрения стандартов «без копоти» для транспортных средств, двигателей и топлива. Также была проведена оценка влияния на глобальные температурные траектории и социальные издержки, включая ущерб для климата и здоровья. Авторы оценивают, что принятые на данный момент политики позволят сократить выбросы ЧУ от дорожного дизельного транспорта на 40% по сравнению с уровнями 2010 года к 2030 году. Они показывают прогнозируемые глобальные выбросы ЧУ от дизельного транспорта по пяти сценариям политики в сравнении с сокращением глобальных выбросов ЧУ от дизельного транспорта на 75% в период с 2010 по 2030 годы, что соответствует уровню сокращения ЧУ, определенному Научно-консультативной группой CCAC (Shindell et al., 2017). Политики, принятые или реализованные с 2015 года, согласно прогнозам, позволят избежать выбросов 2 миллионов тонн дизельного ЧУ в совокупности за период с 2015 по 2030 годы, что эквивалентно 16% сокращению совокупных выбросов по сравнению с базовым сценарием без этих политик. Более 70% этого сокращения выбросов ЧУ связано с внедрением стандартов «без копоти» в Китае и Индии. Тем не менее, принятых на данный момент политик все еще недостаточно для достижения 75% сокращения глобальных выбросов ЧУ от дизельного транспорта в период с 2010 по 2030 годы.

В Финляндии было проведено исследование климатического воздействия финских загрязняющих воздух веществ и парниковых газов с использованием нескольких метрик выбросов (Kurriäinen et al., 2019). Это исследование оценивает климатическое воздействие финских выбросов загрязняющих веществ и парниковых газов с 2000 по 2010 год, а также прогнозирует будущие выбросы до 2030 года (Рисунок 14). В исследовании включены такие загрязняющие вещества, как SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>, нелетучие органические соединения (NMVOC), черный углерод (ЧУ), органический углерод (ОУ), СО, СО<sub>2</sub>, СН<sub>4</sub> и N<sub>2</sub>O. Оно стало первым, в котором все эти вещества включены в единый набор данных для Финляндии. Эти загрязняющие вещества имеют разное время жизни в атмосфере и по-разному воздействуют на климат, поэтому в исследовании рассматриваются разные климатические метрики и временные горизонты. Используются потенциал глобального потепления (GWP), потенциал изменения глобальной температуры (GTP) и потенциал изменения региональной температуры (RTP) для оценки климатических последствий выбросов по видам загрязняющих веществ и секторам как на глобальном уровне, так и в Арктике. Исследование сравнивает климатическое воздействие выбросов зимой и летом. Оценка демонстрирует, как можно оценить климатическое воздействие выбросов из небольших стран и источников, что сложно сделать с помощью климатических моделей для анализа национальных политик в многофакторной ситуации. Методы исследования применимы к другим странам и регионам и представляют собой практический инструмент для анализа климатического воздействия по разным измерениям, таким как оценка отдельных секторов и мер смягчения. Хотя исследование сосредоточено на короткоживущих климатических загрязнителях, оно показывает, что выбросы СО<sub>2</sub> оказывают наиболее значительное воздействие на климат, и это значение возрастает с увеличением временных горизонтов. В краткосрочной перспективе **особенно важную роль играют выбросы СН<sub>4</sub> и ЧУ**. Воздействие выбросов ЧУ на потепление усиливается в зимний период.



**Рисунок 14: Выбросы Финляндии в 2010 году (Mt CO<sub>2</sub>-эквивалентов), взвешенные с учетом различных глобальных метрик, описанных в (Kurjainen et al., 2019). CO<sub>2</sub> выделен отдельно, а чистое воздействие неконденсирующихся выбросов обозначено звездочкой.**

В Дании, на основе моделирования, (Vjørner et al., 2019) обнаружили значительные чистые выгоды для благосостояния от большинства типов регулирования существующих установок, причем наибольшие выгоды достигаются при введении дифференцированного налога или общего запрета на использование печей без экологической маркировки. **Основные выгоды связаны с регулированием печей на древесном топливе**, расположенных в городских районах. Таким образом, дополнение существующего регулирования новых установок мерами, направленными на существующие установки, приведет к значительному улучшению благосостояния в Дании. Авторы считают, что это также улучшит благосостояние в других частях Европы и Северной Америки, где регулирование в настоящее время в основном направлено на новые установки.

В городах Швеции (Segersson et al., 2017) пришли к выводу, что большая часть случаев преждевременной смертности связана с локальными выбросами, причем наибольшее воздействие оказывают автомобильный транспорт и сжигание древесины в бытовых печах. Среди местных источников RWC (сжигание древесины бытовыми установками) и автомобильный транспорт являются основными причинами преждевременной смертности. Использование ТЧ<sub>2,5</sub> в качестве индикатора связывает большинство смертей с RWC, тогда как использование ЧУ придает больший вес выхлопам автомобильного транспорта. Также было установлено, что мелкие частицы, связанные с транспортом (<2,5 мкм), вероятно, являются более значимой причиной смертности, связанной с длительным воздействием, чем более крупные частицы, образующиеся из-за износа (<10 мкм). Воздействие RWC, вместе с неопределенностями, связанными с этой категорией, подчеркивает необходимость улучшения кадастров выбросов. Учитывая, что воздействие RWC на здоровье в некоторых частях Европы может быть сопоставимо с воздействием автомобильного транспорта, следует стремиться и к такому же уровню детализации описания выбросов. Однако в настоящее время это не так: лишь в немногих городах ведется учет отопительного оборудования. Кроме того, для количественной оценки неопределенностей в атрибуции источников требуется больше данных мониторинга в районах, где доминирует RWC. Ключевой вывод заключается в том, что при использовании относительных коэффициентов риска, представляющих сравнение внутри города, или **ЧУ в качестве индикатора ТЧ** от локальных источников сжигания, локальные источники ТЧ вызывают больше случаев преждевременной смертности по сравнению с дальним переносом загрязняющих веществ (LRT). Однако, если основывать

оценку рисков на общих концентрациях ТЧ<sub>10</sub> или ТЧ<sub>2,5</sub> и соответствующих относительных коэффициентах риска на основе межгородских сравнений, LRT, как правило, приписывается большее воздействие, что приводит к риску недооценки воздействия локальных источников. Эти результаты подчеркивают важность учета концентрационных градиентов внутри городов при оценке воздействия на население и необходимости уделять больше внимания сокращению локальных выбросов ТЧ и ЧУ в городах Швеции.

Воздействие загрязнения воздуха на открытом воздухе и в помещениях известно своим воздействием на дыхательную и сердечно-сосудистую системы, а недавнее исследование (Maher et al., 2021) также демонстрирует его воздействие на когнитивные функции. Концентрации и содержание магнетита в твердых частицах (ТЧ) в помещении, возникающих при сжигании торфа, древесины или угля в открытых домашних очагах, варьируются. Самые высокие концентрации ТЧ<sub>2,5</sub> в помещении (60 мкг/м<sup>3</sup>, что в 2,4 раза превышает 24-часовую норму ВОЗ) наблюдались при сжигании торфа, за которым следуют уголь (30 мкг/м<sup>3</sup>) и древесина (17 мкг/м<sup>3</sup>). Напротив, самые высокие концентрации более крупных ТЧ (ТЧ<sub>10-2,5</sub>) были связаны со сжиганием угля (20 мкг/м<sup>3</sup>), а при сжигании древесины (10 мкг/м<sup>3</sup>) и торфа (8 мкг/м<sup>3</sup>) концентрации были ниже. Исследование выявило негативную связь между использованием открытых каминов и когнитивными функциями, измеряемыми с помощью тестов, таких как запоминание слов и тесты на беглость речи. Негативная связь была наиболее выраженной и статистически значимой среди женщин, что объясняется их большей подверженностью воздействию открытых очагов в доме, так как они проводят больше времени дома, чем мужчины. Эти результаты остаются значимыми при разделении выборки по возрасту, доходу и месту жительства (город/село).

## 4 Меры по снижению выбросов ТЧ и их воздействие на выбросы ЧУ и ПАУ

В следующих разделах представлен общий обзор технологий для сокращения выбросов твердых частиц, с акцентом на черный углерод (ЧУ) и органическое вещество (ОМ) включая полициклические ароматические углеводороды (ПАУ). Хотя сверхтонкие частицы (UFP) не являются основной темой данного отчёта, анализ компромиссов или совместных эффектов для этих частиц приводится на основе литературных данных, поскольку они связаны с выбросами ЧУ. Недавний обзор литературы представлен для освещения роли технологий в сокращении выбросов твердых частиц.

В разделе 4.1 рассматриваются малые установки для сжигания в жилом секторе с некоторыми данными из исследований более крупных установок, которые предоставляют дополнительную информацию, частично применимую к технологиям, используемым для малых устройств.

В разделе 4.2 рассматривается сектор дорожного транспорта. Особое внимание уделено роли систем послепереработки выхлопных газов для сокращения выбросов ЧУ, ОМ и UFP, а также износу шин и тормозов.

Раздел 4.3 посвящен факельному сжиганию газа, которое имеет большое значение, особенно в Арктических регионах, как с точки зрения здоровья, так и климата. ЧУ является основным углеродсодержащим веществом, выделяемым при факельном сжигании, с очень неопределенными коэффициентами выбросов.

## 4.1 Малые установки для сжигания в жилом секторе

### 4.1.1 Общий обзор мер по сокращению выбросов ТЧ и ЧУ

Широкий диапазон коэффициентов выбросов представлен в (Nussbaumer, 2010a) для сжигания древесины в бытовых условиях на тот момент времени (Таблица 7), в то время как коэффициенты выбросов для средних и крупных установок зависят от оборудования для удаления частиц, связанного с национальными или местными пределами выбросов. По сравнению с коэффициентами выбросов в реальных условиях, гораздо более низкие уровни выбросов достижимы для правильно эксплуатируемых современных установок 2010 года.

**Таблица 7: Типичные коэффициенты выбросов ТЧ для различных типов установок работающих на древесном топливе, выраженные как твердые частицы, отобранные на горячих фильтрах (без учета конденсируемых органических соединений), в условиях реальной эксплуатации (слева) и достижимые уровни выбросов ТЧ при лучших практиках эксплуатации в идеальных условиях (справа). \*Только при работе на полной мощности, что не всегда гарантируется для обогрева помещений (Nussbaumer, 2010a)**

Тип установки	Типичные коэффициенты выбросов ТЧ сегодня (мг/МДж <sup>-1</sup> )	Достижимые уровни выбросов ТЧ (мг/МДж)
Открытые камины	50 to > 1000	50 - 100
Дровяные печи и закрытые топки	20 to > 1000	15 - 25
Котлы на дровах без теплоаккумулятора	20* to > 1000	Не рекомендуется
Котлы на дровах с теплоаккумулятором	20 to > 100	10 - 20
Пеллетные печи и котлы	10 - 50	10 - 20
Автоматические установки сжигания		
С циклоном	50 - 300	50 - 100
С простым электростатическим фильтром	25 - 50	15 - 35
С продвинутым электростатическим фильтром	5 - 15	5 - 15
С рукавным фильтром	< 5	<5

Современные технологии позволяют значительно сократить выбросы ТЧ<sub>2,5</sub>, особенно при сжигании биомассы (Amann et al., 2018). Эти инновационные технологии для маломасштабного сжигания представляют собой лучшие доступные технологии на сегодняшний день, и их коммерческая доступность обеспечена строгими национальными нормативами выбросов для малых установок сжигания в некоторых странах. Примеры таких технологий, приведенные в (Amann et al., 2018):

- Котлы на древесной щепе с низким уровнем выбросов (7–60 кВт): использование газификации с подъемным потоком и фильтрующим эффектом активированного угля в сочетании с усовершенствованной технологией всасывания топлива позволяет достичь ультранизкого уровня выбросов ТЧ – 0,9 мг/м<sup>3</sup> при содержании кислорода 13% (при полной нагрузке на испытательном стенде).
- Пеллетные котлы с низким уровнем выбросов (8–35 кВт): используется нижняя подача пеллет с интегрированным разделением частиц посредством циклонного эффекта. Выбросы ТЧ составляют 0,9 мг/ м<sup>3</sup> при содержании кислорода 13% (при полной нагрузке на испытательном стенде).
- Пеллетные котлы с низким уровнем выбросов и встроенной генерацией электроэнергии (микро-ТЭЦ) (3–18 кВт): это конденсационный пеллетный котел

с термическим КПД до 107%, с эффективным управлением горением, регулируемой температурой котла (28–85°C) и возможностью модернизации с использованием двигателя Стирлинга для генерации электроэнергии и комбинации с солнечными коллекторами и фотоэлектрическими системами. Выбросы ТЧ составляют 12 мг/м<sup>3</sup> при содержании кислорода 13% (при полной нагрузке на испытательном стенде).

- Пеллетные котлы с низким уровнем выбросов и встроенными тепловыми насосами (10–16 кВт): продукт сочетает использование пеллет, тепла окружающей среды и производство электроэнергии. Программное обеспечение настраивает систему на наиболее экономичный или эффективный режим работы в зависимости от предпочтений домовладельцев. Концентрация ТЧ составляет 17 мг/м<sup>3</sup> при содержании кислорода 13% (при полной нагрузке на испытательном стенде).
- Котлы на дровах с низким уровнем выбросов и встроенными тепловыми насосами (10–30 кВт): используется карбюраторный котел на дровах с вращающейся камерой сгорания и гибридной системой теплового насоса, которые могут быть объединены с фотоэлектрическими системами. Выбросы ТЧ составляют 17 мг/м<sup>3</sup> при содержании кислорода 13% (при полной нагрузке на испытательном стенде).
- Дровяные печи с низким уровнем выбросов и высокой энергоэффективностью (8–10 кВт): дровяная печь с двумя камерами сгорания и высоким КПД до 93%. Выбросы ТЧ составляют 20 мг/м<sup>3</sup> при содержании кислорода 13% (при полной нагрузке на испытательном стенде).

Согласно (ЦГ ТЭВ, 2019), были выявлены следующие новые технологии: новые усовершенствованные печи, оснащенные улучшенным контролем воздуха, отражающими материалами и двумя камерами сгорания; новые «умные» печи с автоматическим управлением подачей воздуха и процессом сгорания, термостатическим управлением, подключением к Wi-Fi для сбора и отправки данных о процессе сжигания производителю для улучшения обслуживания; новые усовершенствованные кирпичные печи с высокой эффективностью и низким уровнем выбросов; новые усовершенствованные пеллетные котлы: полностью автоматизированные котлы (электронное управление подачей воздуха, датчики лямбда-зонда), конденсационные котлы, использующие стандартизированные пеллеты; карбюраторные котлы, работающие на дровах или древесной щепе; теплоаккумулирующие установки, которые снижают частоту остановок/запусков и работу при частичной нагрузке, что вызывает более высокие выбросы по сравнению с работой при полной нагрузке; другие технологии: рециркуляция отходящих газов, обратное сгорание, газогенераторы.

Как сообщается в (ЕТС/АСМ, 2016), в отношении малых установок для сжигания основными мерами по сокращению выбросов являются технологические меры для снижения первичных выбросов от неполного сгорания, таких как общая масса твердых частиц (ОВЧ), ТЧ, СО, NMVOC, ПАУ, ПХДД/Ф, а также тяжелые металлы, SO<sub>2</sub> и NO<sub>x</sub>.

Качество топлива также имеет важное значение. Например, меры по предотвращению или сокращению выбросов, описанные в (Kubica et al., 2007):

*Для угля:*

- предварительная очистка, предварительная обработка исходного угля и улучшение его качества для уменьшения тонкодисперсной фракции, что позволяет снизить содержание золы, серы, а также хлора и ртути;

- модификация грануляции топлива с использованием процессов уплотнения, например брикетирования, пеллетирования, выбора размера гранул в соответствии с требованиями отопительных устройств (печей, котлов) и контроля их распределения;
- замена угля на усовершенствованные твердые производные топлива, биомассу, нефть, газ. Например, термическая обработка исходного угля снизит содержание летучих веществ в топливе (обычно с 35% до около 9%) для получения «бездымного» топлива в виде брикетов или кокса (летучие вещества содержатся в пределах около 2%);
- регулирование качества угля,

*для древесины:*

- исключение сжигания переработанной древесины (часто обработанной химическими веществами) для снижения выбросов, среди прочего, SO<sub>2</sub> и металлов;
- применение методов сжигания;
- гомогенизация и стабилизация содержания влаги в топливе, особенно в случае твердых биотоплив.

Вторичные меры могут применяться к небольшим установкам для сжигания для удаления выбросов, в частности ТЧ, однако они реже используются для малых бытовых приборов. Одновременно снижаются выбросы загрязняющих веществ, связанных с ТЧ, таких как тяжелые металлы, ПАУ и ПХДД/Ф. Для твердых частиц можно рассмотреть следующие варианты в крупных установках для сжигания (ЕТС/АСМ, 2016; Kubica et al., 2007):

- циклонные сепараторы: для достижения высокой эффективности (94-99%) применяются установки с множественными циклонами (батареи циклонов), а для увеличения расхода газа используются мультициклоны;
- электростатические фильтры с эффективностью от 99,5% до 99,9% или рукавные фильтры с эффективностью около 99,9%.

Устройства для сжигания древесины, особенно печи, могут быть оснащены катализаторами. Когда дымовые газы проходят через каталитический сжигающий элемент, дым, который в противном случае выходил бы из дымохода как загрязненное, бесполезное топливо, рециркулируется и сгорает. Катализатор снижает выбросы, вызванные неполным сгоранием, за счет уменьшения температуры, при которой дым воспламеняется, что позволяет ему безопасно сгореть еще внутри печи. Каталитический нейтрализатор представляет собой керамический монолит сотовой или ячеистой структуры, покрытый небольшим количеством платины, родия или их комбинации. Обычно он устанавливается в канале отходящих газов за основной камерой сгорания. Эффективность катализатора в снижении выбросов зависит от материала катализатора и его конструкции (активной поверхности, условий потока отходящих газов внутри преобразователя, температуры, характера потока, времени нахождения газов, типа загрязняющих веществ и т. д.). Эксплуатация каталитической печи несколько сложнее по сравнению с некаталитической, поскольку у них есть рычажный обходной клапан катализатора, который открывается для начала работы и загрузки топлива, а печь должна быть разогрета до высокой температуры перед включением катализатора. Это означает, что такие печи наиболее эффективны при полной нагрузке, в отличие от некаталитических печей. Кроме того, катализатор со временем изнашивается и требует замены; его долговечность во многом зависит от пользователя печи. Однако благодаря



большой емкости для топлива и более высокой эффективности загрузка топлива служит дольше. Ключевой проблемой, связанной с выбросами и вторичными мерами, являются выбросы конденсируемых соединений, которые образуют твердые частицы вскоре после выброса. Конденсируемые соединения сложно учитывать с точки зрения снижения выбросов. Они должны быть включены в кадастры выбросов, чтобы более точно представлять выбросы частиц от печей. Вторичные меры в отношении выбросов NO<sub>x</sub> и SO<sub>2</sub> не применяются к небольшим установкам для сжигания из-за технических и экономических ограничений (Kubica et al., 2007).

(ЦГ ТЭВ, 2019) предлагает перечень лучших практик для сжигания древесного топлива и малых установок для сжигания, направленных на снижение выбросов твердых частиц (ТЧ) и черного углерода (ЧУ). Для снижения воздействия на окружающую среду и повышения энергоэффективности необходимо тщательно подходить к выбору типа, размера и требований к установке отопительного устройства. При выборе новой системы отопления для дома следует рассмотреть альтернативные отопительные системы, отличные от дровяных котлов и печей, которые имеют меньшие выбросы и более высокий КПД, включая тепловые насосы, фотоэлектрические системы, солнечные котлы и подключение к локальной отопительной сети. Если выбрана установка для дровяного отопления, документ рекомендует следующие практики:

- (a) Выбирайте отопительную установку, в которой используются наилучшие имеющиеся технологии для сокращения выбросов и повышения эффективности. Выбросы от автоматизированных отопительных установок, в которых подача воздуха и топлива, а также розжиг контролируются в автоматическом режиме, и, следовательно, роль пользователя и влияние скорости ветра сведены к минимуму, оказываются значительно ниже, чем в случае отопительных устройств, работа которых регулируется вручную.
- (b) Выбирайте отопительную установку, соответствующую размерам отапливаемого помещения, и в соответствии с ее назначением (в качестве основного или дополнительного источника теплоты). Теплотребности должны рассчитываться исходя из объема отапливаемого помещения (помещений) с учетом рассеивания тепла, степени изоляции здания и температуры наружного воздуха. Слишком большая отопительная установка будет быстро перегревать помещение, и во избежание его перегрева большую часть времени ее придется эксплуатировать в режиме медленного тлеющего горения, что приведет к высоким уровням выбросов и снижению эффективности. Слишком маленькая отопительная установка может выйти из строя из-за частых перегрузок, обусловленных необходимостью обеспечить покрытие теплотребности. Отопительные установки надлежащего размера потребляют меньшее количество древесного топлива.
- (c) Выбирайте, по возможности, отопительную установку, которая прошла сертификацию или же отмечена знаком, удостоверяющим ее высокую энергоэффективность, или экомаркировкой. Наличие сертификации или маркировки гарантирует надлежащее качество отопительной установки и ее соответствие правилам техники безопасности и/или минимальным требованиям по эффективности и выбросам.
- (d) Выбирайте отопительную установку в зависимости от имеющихся возможностей для хранения древесного топлива (дров, пеллет, щепы) внутри дома или снаружи;
- (e) Избегайте установку открытых каминов. Использование открытых каминов для



отопления неэффективно и приводит к значительным выбросам вредных веществ, ухудшению качества воздуха в помещении, а также может стать причиной пожара в случае выпадения из него горящих углей.

- (f) При покупке отопительной установки требуйте руководство для пользователя. Руководство для пользователя должно быть понятным и удобным для использования и содержать всю необходимую информацию о конкретной отопительной установке, особенно о ее надлежащей эксплуатации; .
- (g) Убедитесь, что воздух для работы отопительной установки должен подаваться извне с помощью надлежащего воздуховода. За счет этого обеспечивается более безопасная работа и снижаются теплопотери. При организации воздуховода для отопительной установки следует принимать во внимание требования в отношении изоляции, герметичности и вентиляции энергоэффективных зданий
- (h) Для монтажа отопительного устройства следует обращаться к услугам имеющих соответствующую лицензию/квалификацию специалистов.
- (i) Убедитесь в правильном расположении каналов для дымовых газов и дымохода. Дымовая труба должна быть выше конька крыши и прилегающих зданий. Во избежание плохой тяги и риска возгорания в дымоходе диаметр каналов для дымовых газов должен соответствовать размерам отопительной установки. Монтаж дымовых каналов и дымохода следует поручить техническому специалисту. В дымовых каналах следует избегать углов и горизонтальных линий.
- (j) Использовать самые современные технологии для создания хороших условий для отведения дымовых газов.

Успешные политические меры, которые привели к эффективному снижению выбросов загрязняющих веществ в жилом секторе, включают: (i) информационные кампании, неформальные платформы, квалификацию целевых групп, декларацию продуктов, (ii) консультации на месте, (iii) субсидии на капитальный ремонт зданий, переход на другие виды топлива или модернизацию оборудования, (iv) запрет использования твердых видов топлива, а также (v) меры, направленные на борьбу с энергетической бедностью (Amann et al., 2018). Кроме того, наблюдается рост интеграции умных технологий очистки дымовых газов с другими технологиями.

Арктический совет признал климатические и оздоровительные преимущества сокращения выбросов короткоживущих климатических загрязняющих веществ и поэтому призвал к реализации мероприятий по снижению выбросов черного углерода (ЧУ) в Арктике (АСАР, 2015, 2014). Арктика является ключевым регионом и наблюдательным пунктом для анализа соответствующих мер по борьбе как с изменением климата, так и с загрязнением воздуха. Арктический совет разработал ряд рекомендаций (в большей степени ориентированных на политику, чем на технические аспекты) по снижению выбросов ЧУ от систем отопления в жилых домах. Некоторые из этих рекомендаций приведены ниже:

- **Установить предельные значения выбросов для новых и перепродаваемых печей**, если такие стандарты отсутствуют, либо ввести более строгие ограничения, если существующие стандарты могут быть улучшены. В качестве предварительного условия эта мера потребует изучения и согласования протокола измерения выбросов, который станет основой для установления стандарта.

- **Ввести добровольное тестирование выбросов черного углерода и экологическую сертификацию заинтересованными производителями**, чтобы стимулировать дальнейшую разработку продукции и поощрять инновации.
- **Принять правовые инструменты**, позволяющие местным органам власти вводить запреты на сжигание древесины в определенных районах с низким качеством воздуха. Запреты на сжигание в определенных местах и в определенное время могут способствовать улучшению местного качества воздуха и здоровья населения.
- **Создать национальные или региональные программы замены печей**: для содействия замене старых дровяных печей на устройства с низким уровнем выбросов.
- **Ввести регулярные проверки печей с проведением технического обслуживания**: для сокращения выбросов от устаревающих печей.
- **Организовать регулярные информационные кампании** для конечных пользователей: для информирования домохозяйств о правильной эксплуатации дровяных печей и котлов, а также о климатических и оздоровительных преимуществах.
- **Разработать руководства по использованию топлива или информационные кампании**: для сокращения выбросов частиц за счет повышения однородности топлива.
- **Содействовать разработке и использованию печей с улучшенным КПД сжигания топлива** или увеличенной теплоемкостью: для воздействия на выбор технологий сжигания древесины в жилом секторе.
- **Поддерживать переход от дровяных печей к пеллетным**: для замены дров более чистым топливом.
- **Разработать единые методы измерения ЧУ и установить ограничения на выбросы**. Страны Арктики, являющиеся членами Европейского Союза, могли бы побудить страны ЕС прийти к консенсусу по протоколу измерения ЧУ и ограничениям на выбросы печей, чтобы сократить выбросы частиц и черного углерода.
- **Установить единые руководящие принципы по отчетности о выбросах ЧУ**. Общая структура кадастров ЧУ будет полезна для сравнения данных по выбросам между странами и сценариями. Обновленный Гетеборгский протокол КТЗВБР является естественной платформой для такой работы. Страны Арктики могли бы активно поддерживать эту инициативу, делать совместные заявления и работать с секретариатом КТЗВБР и специализированными группами для разработки руководящих принципов.
- **Создать региональный инструментарий для разработки национальных планов действий или аналогичных мер**. Страны Арктики могли бы обмениваться информацией и опытом в области разработки национальных планов действий, направленных на сокращение выбросов ЧУ. Эти планы должны учитывать выбросы, последствия, меры и их экономическую эффективность.
- **Способствовать обмену информацией**. В настоящее время ведется значительная работа по сокращению выбросов ТЧ/ЧУ от сжигания древесины в жилых домах, и знания постоянно обновляются. Примеры включают рабочие группы Арктического совета, проекты Северного совета, требования к отчетности в рамках Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния и директив ЕС. АСАР может аккумулировать эту информацию на панарктическом уровне и содействовать наращиванию потенциала, делая информацию более доступной.
- **Поддерживать совместные исследования для устранения пробелов в знаниях**. Кадастры ЧУ и стратегии сокращения выбросов сталкиваются с с

пробелами в знаниях и присущими неопределенностями. Совместные исследования на региональном уровне помогут более эффективно сократить количество таких пробелов. Это может быть реализовано через общие исследовательские программы и/или демонстрационные проекты в рамках АСАР или других координирующих проектов.

- **Проводить демонстрационные проекты** для проверки эффективности инструментов и мер.

#### 4.1.2 Производительность современных устройств по сравнению с традиционными в реальных условиях эксплуатации

Как видно из рисунка 15 (Tytgat et al., 2017), выбросы твердых частиц (ТЧ) значительно варьируются как внутри каждой категории устройств, так и между различными типами устройств. В целом, более современные устройства с новыми технологиями демонстрируют более низкие выбросы ТЧ по сравнению с устаревшими устройствами, которые находятся ближе к левому краю графика. Важно отметить, что в данном исследовании большая часть собранных данных была получена в лабораторных условиях, либо в соответствии со стандартными процедурами тестирования, либо при моделировании реальных условий эксплуатации. Большинство протестированных печей имеют многолетний срок эксплуатации, что затрудняет оценку выбросов от устройств, оснащенных самыми современными технологиями.

В дополнение к обзору доступных устройств для сжигания древесины, представленному в (Tytgat et al., 2017), включен также обзор технологий, которые могут способствовать сокращению выбросов. Для достижения последнего существуют две стратегии.

- Первая стратегия включает контроль источника, где особое внимание уделяется дизайну печи и управлению воздушным потоком, которые являются ключевыми элементами. Меры контроля источника обычно направлены на достижение оптимального сгорания топлива в реальных условиях эксплуатации. Этот эффект особенно заметен в снижении уровня выбросов более современных печей, которые включают подобные меры. Именно этот эффект виден в снижении выбросов.
- Вторая стратегия предполагает использование конечных решений, направленных на снижение выбросов. Широко используемой и коммерчески доступной технологией является электростатическое осаждение. Эта технология основана на сборе твердых частиц (ТЧ) на электроде. На практике это позволяет сократить часть выбросов, однако достигнутый уровень сокращения в большой степени зависит от условий эксплуатации и используемой печи. Другим решением является использование катализатора внутри камеры сгорания или внутри дымохода. Это особенно эффективно для снижения выбросов СО и органических веществ, но менее подходит для ТЧ. Отмечаются колебания эффективности, и в некоторых случаях существует риск образования вредных побочных продуктов. Поэтому правильное использование и обслуживание таких систем имеет важное значение.

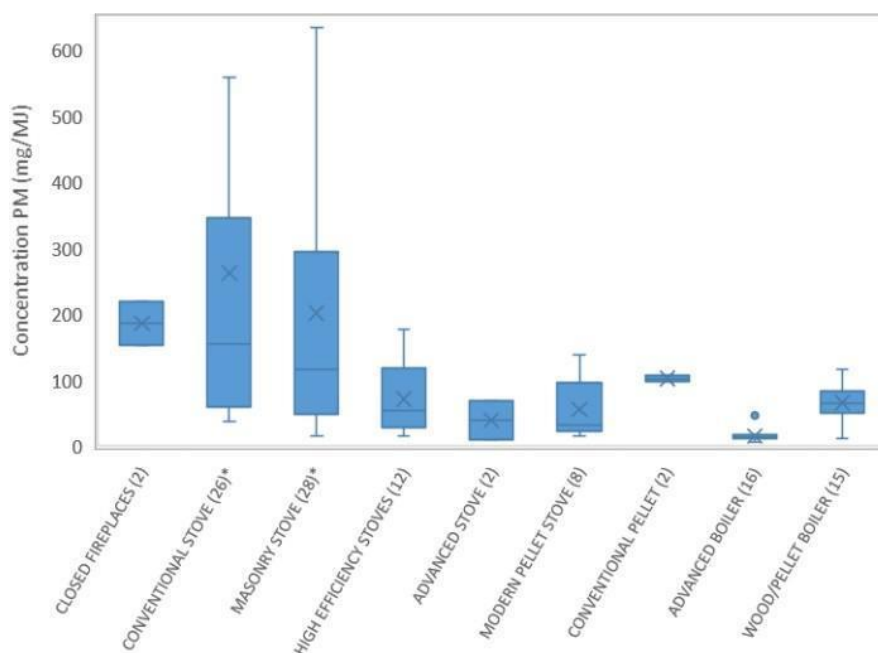
Важным выводом из исследования (Tytgat et al., 2017) является то, что существует значительный пробел в знаниях по нескольким вопросам. Во-первых, имеется ограниченное количество данных, собранных в реальных условиях эксплуатации. Кроме того, интерпретация и сравнение выбросов, представленных в литературе и законодательстве, оказываются сложными из-за различий в использовании единиц измерения. В литературе выбросы основываются на входной энергии, чтобы обеспечить возможность сравнения между различными типами печей. В то же время законодательство полагается на выбросы на единицу объема воздуха. Последний подход

зависит от специфики печи и часто неизвестен, что делает сравнение между разными печами крайне затруднительным.

Еще одним аспектом с высокой степенью неопределенности является образование вторичных органических аэрозолей (SOA). Эта фракция твердых частиц образуется, когда дымовые газы выходят из дымохода и попадают в атмосферу. Под воздействием различных внешних факторов органические компоненты, присутствующие в отходящих газах, вступают в реакции. В результате формируется новая фракция твердых частиц. Концентрация выбросов SOA может быть сопоставима с концентрацией первичных твердых частиц, образующихся в процессе сгорания. Точный механизм образования SOA является очень сложным и зависит от различных факторов, что делает количественную оценку этой фракции в реальных условиях крайне трудной. Поскольку SOA формируются после выхода из дымохода, большинство тестов не учитывают эту фракцию, что может привести к значительному занижению реальных выбросов ТЧ.

На варьирование выбросов воздействуют несколько коэффициентов, таких как используемая технология, метод испытаний и условия эксплуатации. Последний аспект в основном связан с поведением пользователя устройства для сжигания древесины. Элементы, такие как тип используемой древесины, степень влажности, процедура розжига и т. д., оказывают прямое воздействие на выбросы при сжигании древесины в домашних условиях. В стандартных испытаниях экспериментальные условия основаны на наиболее оптимальных параметрах, тогда как в реальности многие условия далеки от идеальных, что приводит к большим различиям между лабораторными и реальными тестами.

Важной проблемой при оценке выбросов в реальных условиях является отсутствие последовательной информации о типичном или среднем поведении пользователей. В результате текущие предположения, сделанные в научной литературе о (псевдо) реальных выбросах, могут оказаться совершенно неверными. Для лучшего понимания этих аспектов требуется проведение опросов среди реальных пользователей, чтобы получить информацию об их эксплуатации печей. Еще одна проблема заключается в том, что небольшая доля реальных пользователей (например, люди, сжигающие влажную или загрязненную древесину в старых печах) может оказывать относительно высокий вклад в общие выбросы. Таким образом, важно иметь хорошее представление о лучших, средних и худших сценариях и их частоте, чтобы точно оценить общие реальные выбросы.



**Рисунок 15: Боксплотное резюме всех точек данных (число указано в скобках) для каждого типа устройств сжигания древесины. \*категория содержит выбросы свыше 1000 мг/МДж (Tytgat et al., 2017)**

Химический состав твердых частиц (ТЧ) зависит от множества параметров горения (Рисунок 16), но часто не учитывается при переходах на новые виды энергии, несмотря на различия в токсичности между химическими компонентами. (Lai et al., 2019) проанализировали выбросы ТЧ<sub>2,5</sub> от сжигания твердых видов топлива (угля, древесины и соломы, как целых, так и в виде пеллет) в различных типах печей (кухонных и отопительных; традиционных и полугазификационных, включая устройства с принудительной и естественной тягой, а также с фиксированной и подвижной колосниковой решеткой). Для оценки воздействия типа топлива и печи на состав ТЧ<sub>2,5</sub> они измерили содержание элементного углерода (ЕС), органического углерода (ОС), водорастворимого ОС, водорастворимых неорганических ионов (например, SO<sub>4</sub>, Cl, K) и органических молекулярных маркеров. Выбросы ТЧ<sub>2,5</sub> из традиционных печей в основном состояли из углеродсодержащих веществ: 76–90% органического вещества (ОМ), 5–6% ЕС и менее 2% неорганических ионов. В отличие от них, полугазификационные печи выделяли больше неорганических ТЧ<sub>2,5</sub>: в среднем ионы составляли 65%, 9% приходилось на ОМ и 4% на ЕС. Среди полугазификационных кухонных печей выбросы из печей с принудительной тягой имели более низкое содержание ОМ (1–3%) и более высокую концентрацию ионов (84–88%), чем печи с естественной тягой (5–14% ОМ, 30–83% ионов). При рассмотрении широкого диапазона различных видов топлива и печей **тип печи оказывал большее влияние на состав выбрасываемых ТЧ, чем тип топлива, подчеркивая значимость условий горения для химического состава ТЧ.**

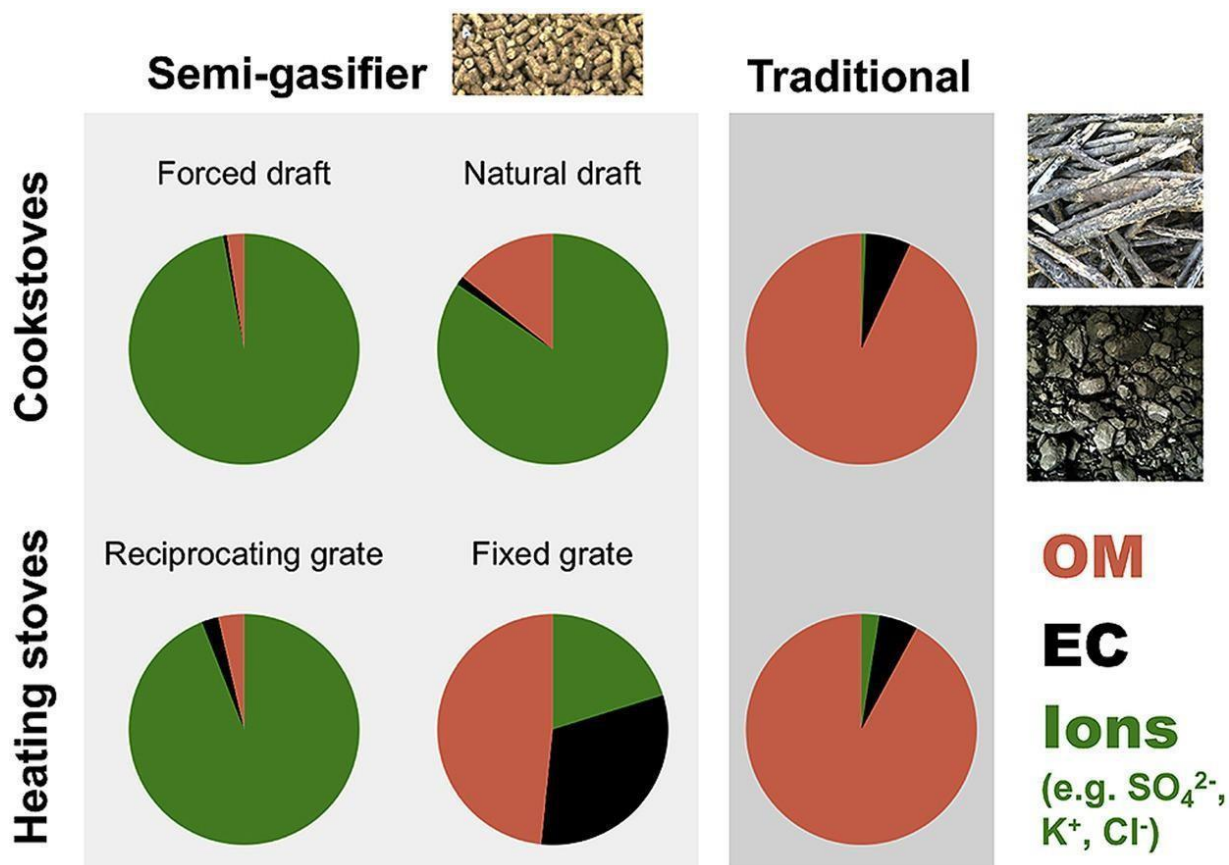


Рисунок 16: Визуальное обобщение выводов (Lai et al., 2019)

Опыт внедрения новых котлов в промышленности может вдохновить на разработку технологий для применения в системах сжигания меньшего масштаба, как описано в работе (Obernberger et al., 2017). Чтобы удовлетворить рыночный спрос на универсальные низковыбросные системы сжигания биомассы, был разработан новый подход, основанный на **на газогенераторе с восходящим потоком, непосредственно соединенном с многоступенчатой газовой горелкой** и котлом. В газогенераторе полунлетучие элементы, формирующие золу (в основном калий - K), выделяются в горячей зоне сгорания углей и осаждаются в верхних слоях топливного слоя. Таким образом, можно получить практически не содержащий частиц продуктовый газ, который затем эффективно сжигается при низких коэффициентах избытка воздуха в последующей многоступенчатой горелке. В данной работе описан принцип инкапсуляции золы в газогенераторе с особым акцентом на химию калия. Совмещение этого подхода с **мерами по охлаждению топливного слоя** позволяет применять новую технологию для широкого спектра биотоплива, включая традиционное древесное топливо, топливо из короткоцикловых плантаций и сельскохозяйственное топливо/отходы, такие как мискантус и косточки оливок. Тестовые испытания, проведенные на лабораторной установке, подтвердили высокую топливную гибкость и возможность эксплуатации системы практически с нулевыми выбросами CO и OGC, а также **выбросами пыли менее 5 мг/МДж (NCV)**.

### Влияние стратегий сокращения выбросов ТЧ на сверхтонкие частицы

(Wang et al., 2020) исследовали выбросы сверхтонких частиц при бытовом сжигании топлива как в лабораторно контролируемых условиях, так и в реальных условиях сельских домохозяйств (рис. 17). Значительные выбросы сверхтонких частиц (с коэффициентами выбросов от  $2 \times 10^{15}$  до  $2 \times 10^{16}$  частиц на кг топлива) были выявлены



как для угля, так и для биомассы. Высокая концентрация массы частиц часто наблюдается в начале процесса сгорания (в первые 30 минут после разжигания огня), тогда как высокая концентрация количества частиц происходит на более позднем этапе горения (60–150 минут). Сверхтонкие частицы составляют свыше 90% от общего количества частиц в диапазоне размеров от 3 нм до 10 мкм. Эти выбросы увеличивают концентрацию сверхтонких частиц в помещении более чем на порядок, что напрямую воздействует на жителей домохозяйств. Кроме того, было показано, что существует заметное несоответствие между сокращением выбросов, основанным на массе ТЧ<sub>2,5</sub>, и сокращением количества частиц сверхтонких частиц при применении различных стратегий контроля, предложенных для снижения загрязнения от бытового сжигания топлива. «Более чистые» виды топлива и печи, предназначенные для сокращения выбросов ТЧ<sub>2,5</sub>, не всегда эффективны в отношении сокращения выбросов сверхтонких частиц и в некоторых случаях даже увеличивают их. Эти результаты указывают на то, что игнорирование выбросов сверхтонких частиц от сжигания твердого топлива в домохозяйствах может привести к потенциальным рискам для здоровья жителей, особенно для уязвимых групп (например, пожилых людей и детей), которые более чувствительны к загрязнению воздуха в помещениях. Необходимо уделять больше внимания загрязнению сверхтонкими частицами и его потенциальным рискам для здоровья, а не полагаться только на индекс концентрации массы ТЧ.

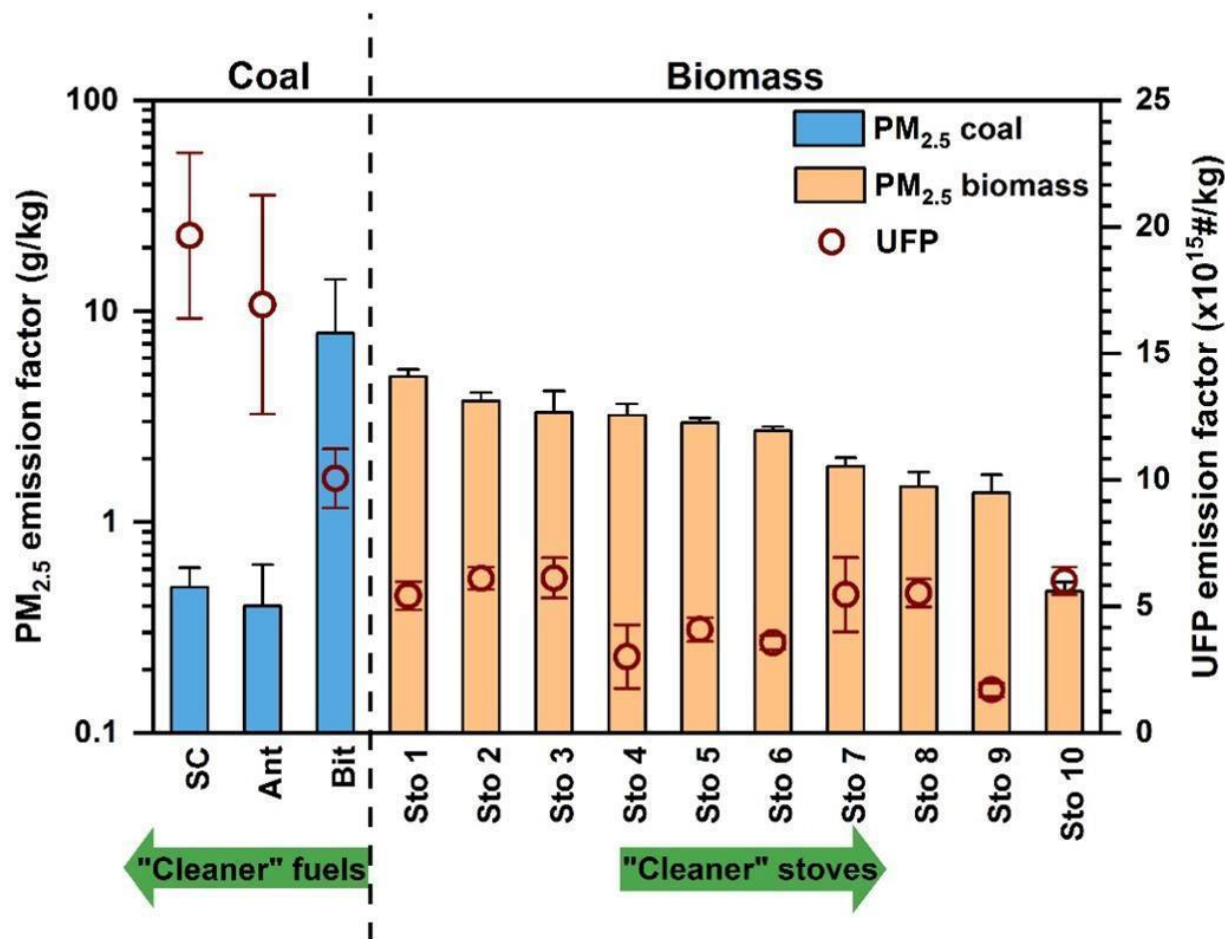


Рисунок 17: Сравнение коэффициентов выбросов ТЧ<sub>2,5</sub> и сверхтонких частиц при бытовом сжигании топлива. При сжигании трех различных видов угля использовалась одна и та же печь. Ошибки представлены в виде стандартных отклонений в серии повторных экспериментов. Bit, Ant и SC обозначают соответственно битуминозный уголь, антрацит и полукокс (Wang et al., 2020).

#### 4.1.3 Воздействие условий сжигания на выбросы твердых частиц (ТЧ) и черного углерода (ЧУ)

Как объясняется в (ЦГ ТЭВ, 2019), плохое сгорание приводит к снижению энергетической эффективности, увеличению выбросов загрязняющих веществ в атмосферу, особенно мелкодисперсных твердых частиц, а также к накоплению креозота на внутренних поверхностях дымохода, что ухудшает тягу и создает риск возгорания дымохода. Процесс сгорания древесины делится на три фазы, которые зависят от температуры: (i) сушка; (ii) пиролиз; и (iii) газификация и горение.

- **Сушка.** При нагревании древесины вода начинает испаряться с ее поверхности. Испарение обычно начинается при температуре ниже 100°C. До достижения температуры 150–200°C древесина теряет содержащуюся в ней воду. Во время испарения температура в камере сгорания временно снижается, замедляя процесс горения и снижая тепловую эффективность нагревательной установки. Это основная причина, по которой не рекомендуется использовать сырую древесину. Чем выше влажность древесины, тем больше энергии потребуется для ее сушки, и тем ниже будет эффективность ее сжигания. Высокое содержание влаги в древесине приводит к неполному сгоранию, снижению тепловой эффективности и увеличению выбросов загрязняющих веществ.
- **Пиролиз.** При температуре около 200°C древесина начинает разлагаться на летучие вещества и твердый углерод. Летучая фракция древесины – более 75% от общей массы – испаряется. При температуре около 400°C большинство летучих компонентов испаряется.
- **Газификация и сгорание.** Эта фаза начинается при температуре от 500°C до 600°C и продолжается приблизительно до 1000°C, представляя собой полное окисление газов.

Сгорание завершается, когда все компоненты древесины полностью вступают в химическую реакцию с кислородом. Однако 100%-ное полное сгорание древесины – это чисто теоретическая концепция из-за ограничений, таких как оптимальная степень смешения воздуха и топлива, которую сложно достичь за короткое время. При отсутствии идеальных условий для полного сгорания увеличиваются выбросы вредных веществ. В реальности три описанные выше фазы горения накладываются друг на друга сложным образом, а не происходят в отдельные моменты времени.

Согласно литературным данным, формирование и выброс твердых частиц тесно связаны не только с характеристиками топлива, но и с условиями и процессами сгорания в печи (Obaidullah et al., 2012). Влияние технологии печей и условий горения на газовые и твердые выбросы при бытовом сжигании биомассы было изучено (Bhattu et al., 2019). Они систематически исследовали выбросы газов и твердых частиц из семи устройств для сжигания древесины (рис. 18). Среди общей массы углеродосодержащих выбросов (за исключением CO<sub>2</sub>) доминировали выбросы CO, наряду с неметановыми летучими органическими соединениями (NMVOC) (10–40%). Автоматизированные устройства выделяли на 1–3 порядка меньше CH<sub>4</sub> (0.002–0.60 г/кг древесины) и NMVOC (0.01–1 г/кг древесины) по сравнению с устройствами с порционным режимом работы (CH<sub>4</sub>: 0.25–2.80 г/кг древесины; NMVOC: 2,52,5–19 г/кг древесины). 60–90% от общего объема NMVOC выделялось на начальной фазе работы устройств с порционным режимом, за исключением первых циклов загрузки.



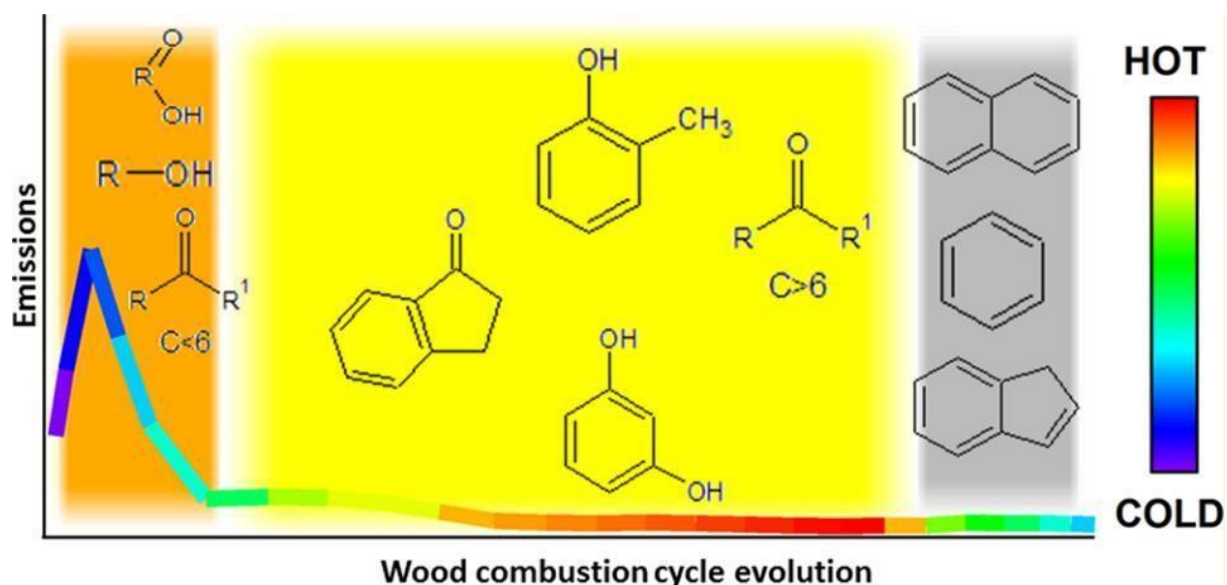
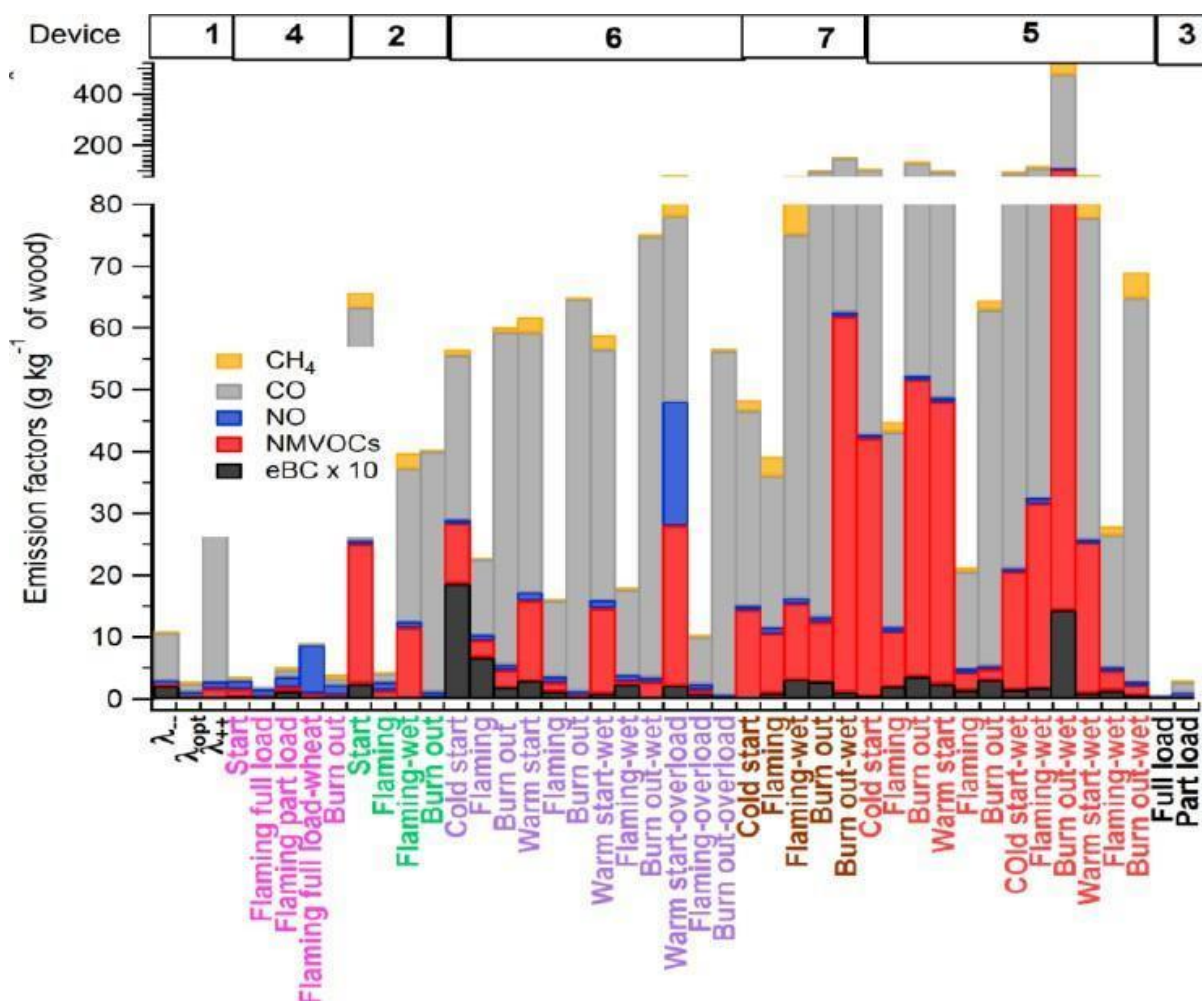


Рисунок 18: Визуальное представление воздействия условий сгорания на выбросы органических загрязняющих веществ (Bhattu et al., 2019)

Условия работы при частичной нагрузке или отклонения от нормальных рекомендованных условий эксплуатации, такие как использование влажной древесины или пеллет из пшеницы, а также избыток или недостаток кислорода, значительно увеличивают выбросы. NMVOC в основном представлены мелкими карбоновыми кислотами, спиртами и фуранами. Несмотря на значительные вариации в интенсивности выбросов NMVOC, относительный вклад различных классов соединений демонстрирует большую схожесть между различными устройствами и фазами сгорания (рис. 19).

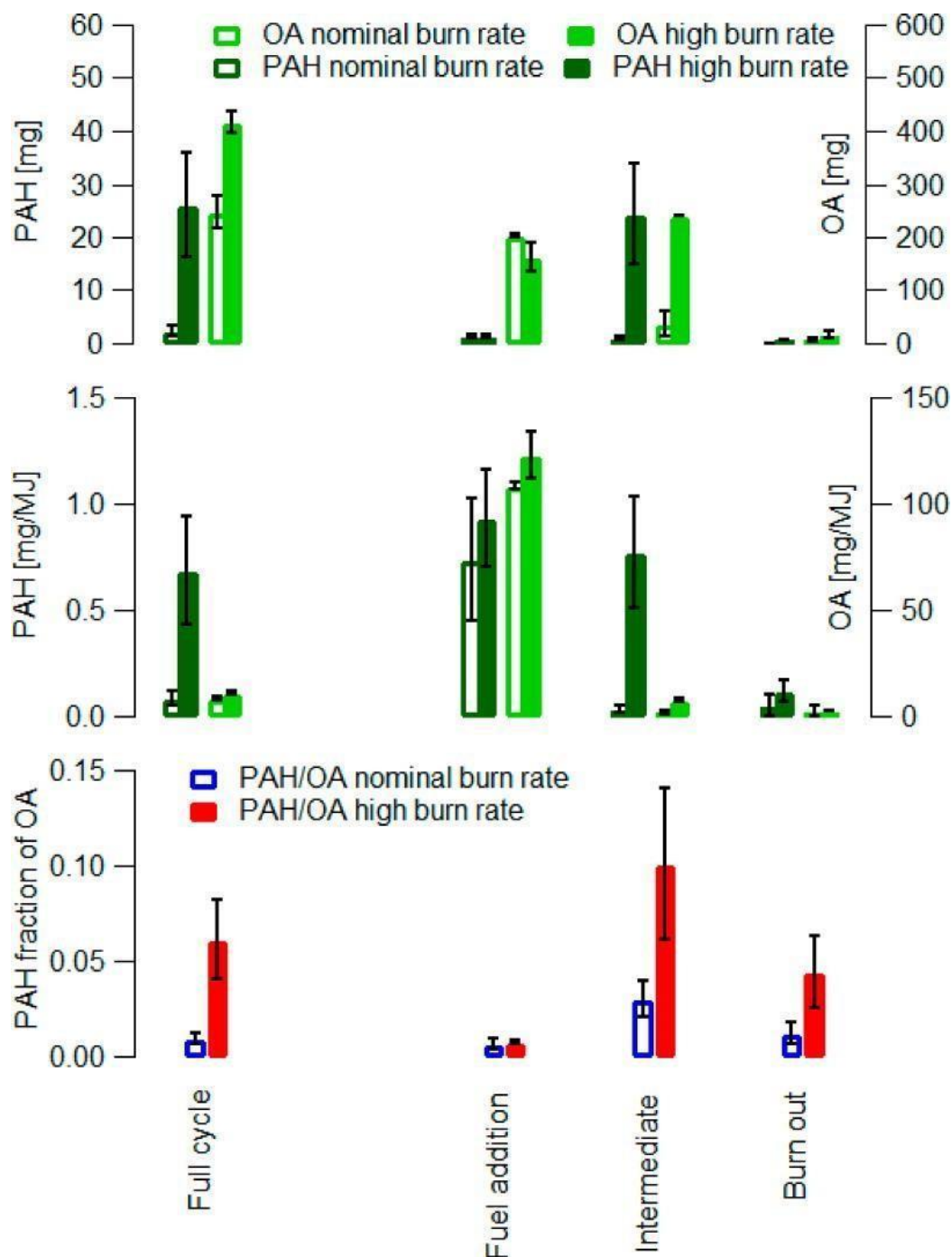
Наибольшие выбросы ЧУ наблюдаются у печей для сжигания древесного топлива в режиме холодного запуска. Эти исследования показывают, что при неправильных условиях эксплуатации даже передовые технологии могут не обеспечить снижение выбросов соединений, способствующих образованию вторичных органических аэрозолей (SOA), и, следовательно, не снизить воздействие сжигания древесины на климат и здоровье.



**Рисунок 19:** Средние удельные выбросы (КВ, г/кг древесины) для газовых (CH<sub>4</sub>, CO, NO и NMVOC) и твердых соединений (ЧУ) для устройств 1–7 во всех исследованных условиях (1: Котел на пеллетах, 2: Котел на дровах, 3: Промышленный котел с подвижной колосниковой решеткой для древесной щепы, 4: Печь на пеллетах, 5: Одноступенчатая дровяная печь, 6: Двухступенчатая дровяная печь, 7: Двухступенчатая дровяная печь) (Bhattu et al., 2019)

Согласно данным литературы, ПАУ образуются в больших количествах и могут выбрасываться в условиях горения древесины при высокой температуре и недостатке воздуха. (Eriksson et al., 2014) демонстрирует, что ПАУ также могут образовываться в течение нескольких минут после добавления топлива на тлеющие угли в печи при более низких температурах (400–500 °C) и что доля ПАУ с пятью и более кольцами увеличивается с ростом температуры. Это может быть связано с различиями в распределении газовых и твердых соединений, поскольку более низкие температуры совпадают с более концентрированными органическими выбросами. В исследованиях газификации (изучение термического разложения в отсутствие кислорода) обычно принято разделять первичные смолы на продукты пиролиза целлюлозы и лигнина, таких как ангидриды моносахаридов (например, левоглюкозан), и метоксифенолы, образующиеся при низких температурах. По мере повышения температуры горения они разлагаются до фенолов (600–700 °C) и метилированных ароматических соединений (>700 °C). При более высоких температурах выход ПАУ резко увеличивается. При таких температурах ПАУ являются одной из немногих классов органических соединений, которые достаточно устойчивы, чтобы сохраниться. Исходя из этого, можно объяснить значительное увеличение отношения ПАУ/ОМ и снижение концентрации ОМ на

промежуточной стадии горения по сравнению с фазой добавления топлива. Теория газификации также предсказывает, что образование и выбросы элементарного углерода увеличиваются по мере дальнейшего повышения температуры выше оптимального диапазона для образования ПАУ (рис. 20).

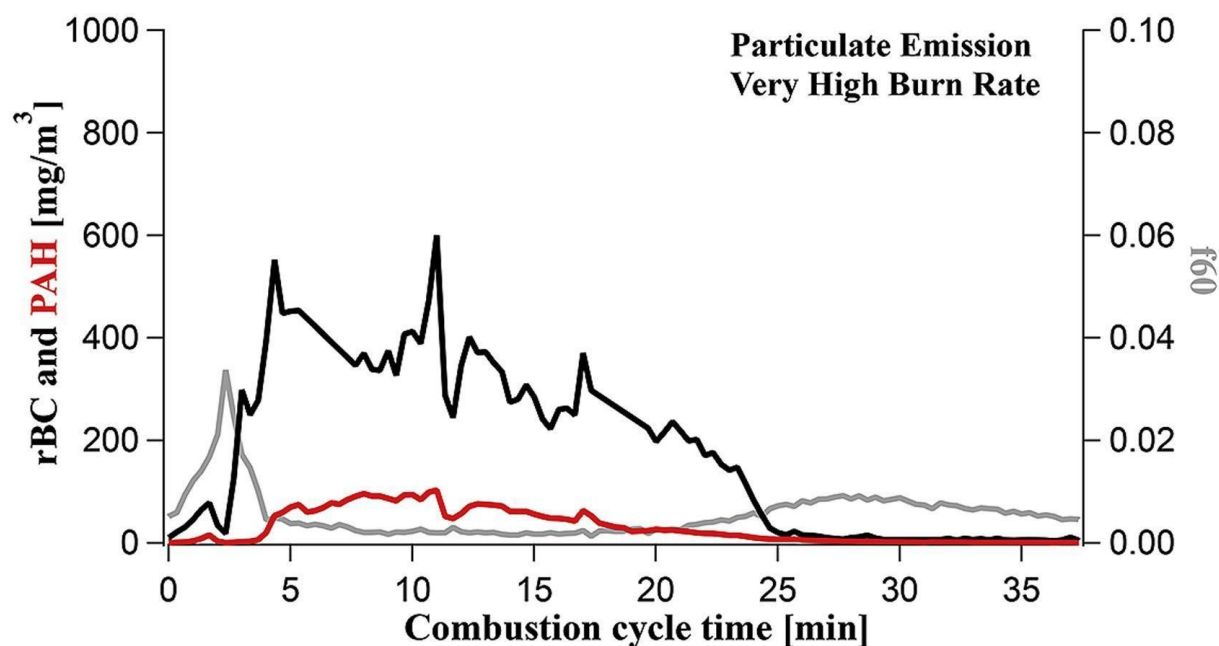


**Рисунок 20: Средние выбросы твердых частиц дровяными печами при номинальных и высоких скоростях горения в мг и мг/МДж для трех фаз горения и полного цикла. Ошибки измерений представлены в виде диапазона наблюдений (n = 2) (Eriksson et al., 2014)**

В заключение предыдущие данные также подтверждают, что выбросы ПАУ из дровяных печей могут значительно увеличиваться при условиях сгорания с недостатком воздуха и высокими уровнями теплоотдачи, даже более существенно, чем показано в исследовании (Eriksson et al., 2014). Наиболее эффективным способом снижения выбросов ПАУ из

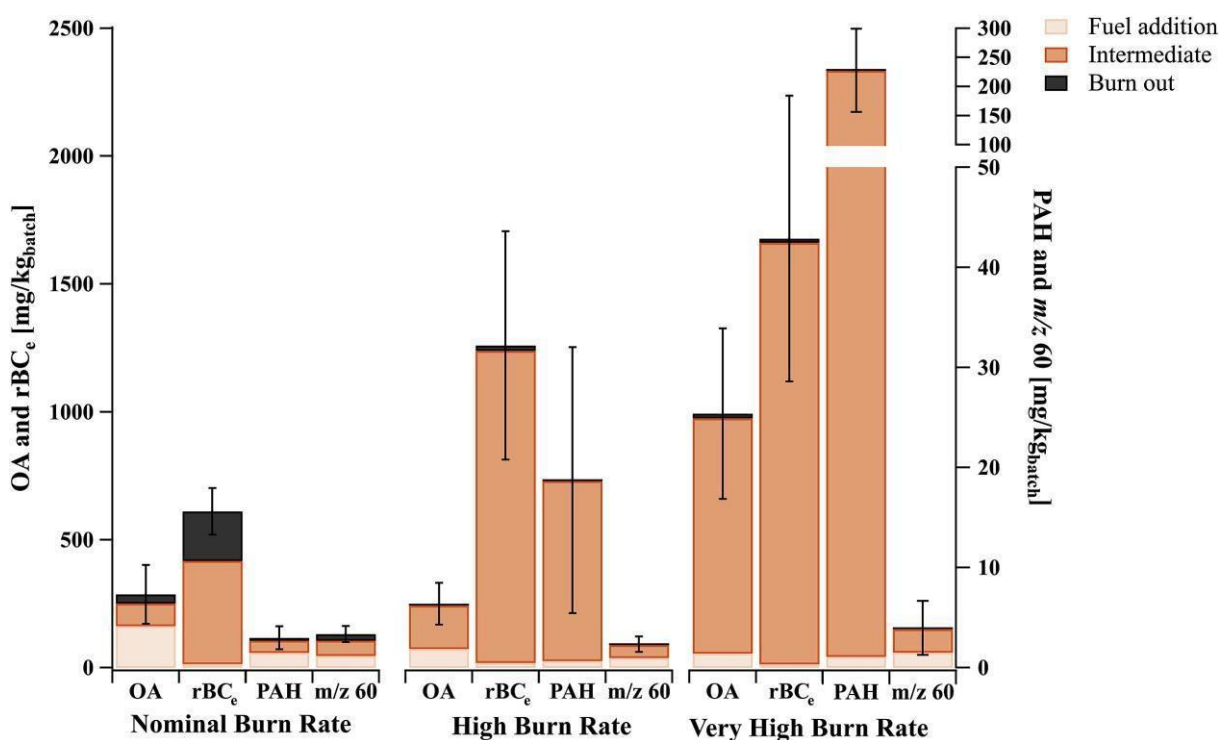
дровяных печей может быть контроль условий сгорания, при которых избыточные уровни теплоотдачи приводят к недостатку воздуха, связанному с особенностями конструкции печи. В исследовании было показано, что условия быстрого горения с содержанием кислорода менее 5% в отходящих газах, соответствующие скоростям тепловыделения более 23 кВт, совпадают с увеличением выбросов ПАУ. Хотя числовые данные зависят от типа печи, этот феномен (качественно), вероятно, универсален. Меры по предотвращению таких ситуаций могут потенциально снизить негативное воздействие на здоровье человека, а также, возможно, иметь дополнительный эффект в виде **сокращения выбросов черного углерода**. Кроме того, выбросы метана, мощного парникового газа, также усиливаются при таких условиях интенсивного неполного сгорания. Традиционные рекомендации для пользователей и производителей дровяных печей и котлов заключаются в том, чтобы избегать медленного, низкотемпературного горения (например, использования влажного топлива и плохой теплоизоляции). Исследование (Eriksson et al., 2014) подчеркивает, что чрезмерно высокие скорости теплоотдачи также нежелательны из-за выбросов твердых частиц ПАУ.

Временное распределение выбросов твердых частиц из традиционной дровяной печи было исследованы в работе (Nielsen et al., 2017) с использованием масс-спектрометрии аэрозолей, чтобы установить связь между условиями горения, коэффициентами выбросов, состоянием смешивания рефракционного черного углерода и их влиянием на методы органических маркеров. При добавлении новой порции топлива происходит низкотемпературный пиролиз, сопровождающийся нагревом топлива, что вызывает сильные, кратковременные, изменчивые пики выбросов органического аэрозоля, содержащего маркеры безводных сахаров, таких как левоглюкозан (фрагмент на  $m/z$  60). **Горение с пламенем приводит к выбросам, где доминирует рефракционный черный углерод**, сопутствующий меньшим долям органического аэрозоля и маркеров безводных сахаров. Выбросы за полный цикл представляют собой внешнюю смесь более крупных частиц, доминирующих органическим аэрозолем, и меньших частиц, с тонким покрытием рефракционным черным углеродом. ПАУ в основном ассоциированы с частицами, содержащими рефракционный черный углерод.



**Рисунок 21: Динамика выбросов рефракционного черного углерода и ПАУ в течение цикла горения (Nielsen et al., 2017)**

Исследователи предположили, что при очень высоких скоростях горения центральные части зоны горения испытывают нехватку воздуха. Это вызывает локальное снижение температуры, что, в свою очередь, уменьшает скорость превращения полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) в рефракционный черный углерод. Это способствует значительному увеличению выбросов полициклических ароматических углеводородов (рис. 21). Очень высокая скорость горения приводит к увеличению коэффициентов массовых выбросов за полный цикл в 66, 2.7, 2.8 и 1.3 раза для твердых полициклических ароматических углеводородов, рефракционного черного углерода, общего органического аэрозоля и  $m/z$  60 (отношение массы к заряду), соответственно, по сравнению с номинальной скоростью горения (рис. 22). При номинальных скоростях горения выбросы за полный цикл, основанные на показателе  $m/z$  60, хорошо коррелируют с органическим аэрозолем, рефракционным черным углеродом и твердыми частицами. Однако при увеличении скорости горения показатель  $m/z$  60 не коррелирует с ростом выбросов полициклических ароматических углеводородов, рефракционного черного углерода и органического аэрозоля в фазе горения с пламенем. Эти новые результаты могут быть использованы для совершенствования исследований источников выбросов, снижения выбросов генотоксичных соединений и моделирования климатического воздействия рефракционного черного углерода, включая усиление поглощения за счет линзирования, как описано в разделе 3.2.



**Рисунок 22:** Коэффициенты выбросов за полный цикл для органических аэрозолей (OA), рефракционного черного углерода (rBC), полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) и показателя  $m/z$  60 для номинальной (NB), высокой (HB) и очень высокой (VHB) скорости горения, выраженные в мг на кг топлива партии, где кг топлива партии относится к сухому весу всей партии. Результаты основаны на 7, 6 и 3 циклах соответственно. Вклад в выбросы за полный цикл приведен для трех фаз: добавление топлива, промежуточная фаза и завершение горения. Ошибки указаны в виде стандартной ошибки среднего значения полного цикла (Nielsen et al., 2017).

Для оценки вклада нестабильных фаз в общие выбросы пеллетной печи в реальных бытовых условиях были отдельно определены твердые частицы и газообразные выбросы при различных условиях эксплуатации, включая зажигание, частичную нагрузку,



увеличение мощности и номинальную нагрузку (Venturini et al., 2015). ОВЧ (общее содержание взвешенных частиц отбирались с помощью системы разбавления и характеризовались по общему содержанию углерода, ПАУ (полициклические ароматические углеводороды), основным растворимым ионам, Ni, As, Cd и Pb. Газовый мониторинг показал, что коэффициенты выбросов CO и NO в фазе разжигания значительно отличаются от других условий эксплуатации: коэффициент выбросов NO ниже, а CO выше, поскольку CO является продуктом неполного сгорания. Коэффициенты выбросов в фазе разжигания также выше для ОВЧ, Cd и других продуктов неполного сгорания, таких как ТС и ПАУ. Несмотря на нестабильность фазы увеличения мощности, ее коэффициенты выбросов значительно отличаются от стационарных только для ПАУ. Кроме того, ПАУ, выделяемые в нестабильных фазах, обладают более высокой токсикологической нагрузкой. Таким образом, для оценки реального воздействия пеллетных печей на окружающую среду необходимо учитывать переходные условия. Фаза разжигания, хотя и длится всего 20 минут, может значительно способствовать выбросам загрязняющих веществ.

(Horak et al., 2017) проанализировали различные бытовые отопительные котлы (автоматические, с верхним сжиганием, с нисходящим горением и газификацией) и три типа топлива (лигнит, древесина и смешанное топливо) в 25 тестах сгорания и связали их с выбросами твердых частиц (ТЧ), монооксида углерода (CO), общего органического углерода (ТОС) и 12 полициклических ароматических углеводородов (ПАУ с молекулярной массой 178-278 г/моль), сосредоточив внимание на частицах. Самые высокие коэффициенты выбросов ПАУ были измерены для котлов старой конструкции, таких как котлы с верхним сжиганием (5.8-929 мг/кг) и котлы с нисходящим горением (3.1-54.1 мг/кг). Современные котлы производили гораздо меньшие выбросы ПАУ, в частности, автоматические котлы (0.3-3.3 мг/кг) и газификационные котлы (0.2-6.7 мг/кг). В целом, неэффективное сгорание при уменьшенной мощности котлов генерировало в 1.4-17.7 раз больше выбросов ПАУ, чем сгорание при номинальной мощности. Было рекомендовано эксплуатировать котлы при номинальной мощности с достаточным поступлением воздуха и использовать соответствующее топливо для минимизации выбросов ПАУ из бытовых отопительных приборов.

(Toscano et al., 2014) исследовали выбросы из печей на древесных гранулах при их реальном использовании. В ходе исследования было показано, что концентрация твердых частиц (ТЧ) может быть на 72% выше, чем при стационарных условиях работы. Было также зафиксировано увеличение коэффициента выбросов монооксида углерода (CO), общего углерода и полициклических ароматических углеводородов (ПАУ), особенно в неустойчивых фазах горения (например, на стадии розжига), что существенно влияет на общий коэффициент выбросов, особенно если печь работает короткое время (менее 2 часов). Это указывает на то, что более длительная работа в стационарном режиме горения способствует оптимизации процесса сгорания.

### **Воздействие на наночастицы**

В недавнем обзоре литературы были определены условия горения, которые могут приводить к увеличению выбросов наночастиц (НЧ) (Trojanowski and Fthenakis, 2019). Эти условия связаны с типом устройства, его эксплуатацией и используемым топливом. Часто наблюдается обратная зависимость между общей массой ПАУ и долей НЧ. Сообщается, что выбросы ПАУ могут быть в 100 раз выше, если печь эксплуатируется неправильно, хотя образование НЧ при этом снижается. Также отмечается, что при снижении тепловой нагрузки в усовершенствованных системах, таких как дровяные и автоматические котлы (на пеллетах или щепе), могут возникать проблемы с регулировкой, что приводит к частому циклическому режиму работы, увеличению

выбросов ПАУ, но снижению НЧ. Вызывает беспокойство тот факт, что НЧ могут остаться незамеченными, поскольку из-за их высокой поверхности по отношению к объёму они адсорбируют большее количество реактивных соединений и, следовательно, могут вызывать более выраженный провоспалительный ответ по сравнению с более крупными частицами того же соединения.

Значительным и неожиданным выводом является то, что с заменой традиционных устройств на современные, более эффективные и «чистые» системы может произойти увеличение выбросов НЧ. Однако в более эффективных котельных системах уровни ПАУ снижаются, что вызывает вопрос, что важнее: НЧ или ПАУ? Распределение частиц в устройствах с порционной подачей топлива (печи на древесном топливе) значительно варьировалось в течение цикла горения, в то время как у котлов с непрерывной подачей топлива размер частиц оставался относительно стабильным. Эти различия, вероятно, влияют на биологические эффекты, вызванные древесным дымом, и поэтому рекомендуется изучить, как условия горения влияют на свойства частиц, их возможные риски для здоровья и реактивность в окружающей среде.

Несмотря на существующие исследования по изучению воздействия НЧ на здоровье, вызванных древесным дымом, мало известно об их экологической трансформации и воздействии на климат. Кроме того, отсутствуют данные о выбросах НЧ из процессов сжигания древесины в реальных условиях эксплуатации. В нескольких исследованиях представлены данные о размере частиц, но морфология и химический состав остаются недостаточно изученными. Для лучшего прогнозирования экологического преобразования и возможных рисков для здоровья НЧ, образованных при сжигании биомассы, необходимо учитывать такие параметры, как агрегация, агломерация, дисперсия, растворимость, площадь поверхности, заряд и состав частиц. Несмотря на то, что биомасса часто рассматривается как возобновляемый источник энергии, важно учитывать последствия некачественных практик сжигания и образования НЧ. Несколько статей предлагают пути снижения выбросов НЧ, такие как стратегии контроля выбросов или использование более качественного топлива. Для крупных котлов на биомассе предлагаются устройства контроля выбросов, такие как электростатические фильтры (ESP) и конденсационные теплообменники, но их эффективность в отношении НЧ еще не оценивалась.

Такое поведение мелких частиц согласуется с исследованием (Wang et al., 2020). Было установлено, что как «более чистое» топливо, так и печи, предназначенные для снижения выбросов  $TC_{2.5}$ , не всегда эффективны в снижении выбросов сверхтонких частиц, а в некоторых случаях даже увеличивают их выбросы. Эти результаты указывают на то, что игнорирование выбросов сверхтонких частиц от сжигания твердого топлива в жилых помещениях может представлять потенциальный риск для здоровья жителей, особенно уязвимых групп населения (например, пожилых людей и детей), которые более чувствительны к загрязнению воздуха в помещениях.

(Poláčik et al., 2021) на основе экспериментальных измерений сформулировали следующие рекомендации эксплуатации устройств для снижения выбросов мелкодисперсных частиц (FP размером от 17 нм до 544 нм). Для уменьшения образования мелкодисперсных частиц при сжигании биомассы температура поверхности стенок камеры сгорания должна быть выше 300 °C. Кроме того, при розжиге топлива в уже нагретой камере значительно ниже уровень образования мелких частиц по сравнению с холодным запуском. Это приводит к предпочтительности модуляции мощности котла, а не циклического выключения и розжига котла. В целом, автоматические котлы обеспечивают более низкие номинальные выбросы FP по сравнению с печами с ручным управлением. Результаты обобщены в виде номинального выброса FP, отражающего количество и массу выбросов при сжигании 1 кг топлива.



Испытанный автоматический котел, работающий на пеллетах из ели, производит номинальный выброс  $FP$  в размере 173 мг/кг топлива в ходе тестового цикла. Испытанная ручная печь, работающая на буковых дровах, производит номинальный выброс в размере 1043 мг/кг топлива в том же диапазоне размеров частиц при аналогичном тестовом цикле.

В исследовании (Ozgen et al., 2017) два распространенных вида древесины (бук и пихта) сжигались в пеллетных печах (11,1 кВт) и дровяных печах (8,2 кВт) по циклу, имитирующему поведение реального пользователя (Рисунок 23). Сверхтонкие частицы (UFP, диаметр < 100 нм) собирались с использованием трех параллельных многоступенчатых импакторов и анализировались на содержание металлов, основных водорастворимых ионов, ангидросахаров, общего углерода и ПАУ. Также проводились измерения концентрации и распределения частиц по размеру с помощью четвертого многоступенчатого импактора. Средний коэффициент выброса массы UFP составил 424 мг/кг топлива для всех комбинаций типов печей и древесины (пихта, бук), за исключением сжигания бука в дровяной печи, где коэффициент выброса составил 838 мг/кг топлива. В составе UFP наблюдались различия между образцами, полученными при сжигании пеллет и древесного топлива, где высокие уровни общего углерода характерны для сжигания древесного топлива, а соли калия доминируют в каждом образце пеллет. Ключевыми факторами, определяющими состав UFP в экспериментах с дровяной печью, являются критические условия с доступным кислородом (недостаток или избыток воздуха для горения) и высокие температуры. В то время как для автоматически управляемых пеллетных печей выбросы и состав определяются локальными условиями, такими как затрудненное смешение воздуха и топлива из-за скопления пеллет в горелке. Образцы древесного топлива содержат больше потенциально канцерогенных ПАУ по сравнению с пеллетными образцами. Некоторые диагностические соотношения, связанные с изомерами ПАУ и ангидросахарами, собранные из экспериментальных данных по UFP и сравниваемые с литературными значениями, предложены для различения источников выбросов атмосферного аэрозоля, расширяя оценку, обычно ограниченную более крупными фракциями частиц, включая также UFP.

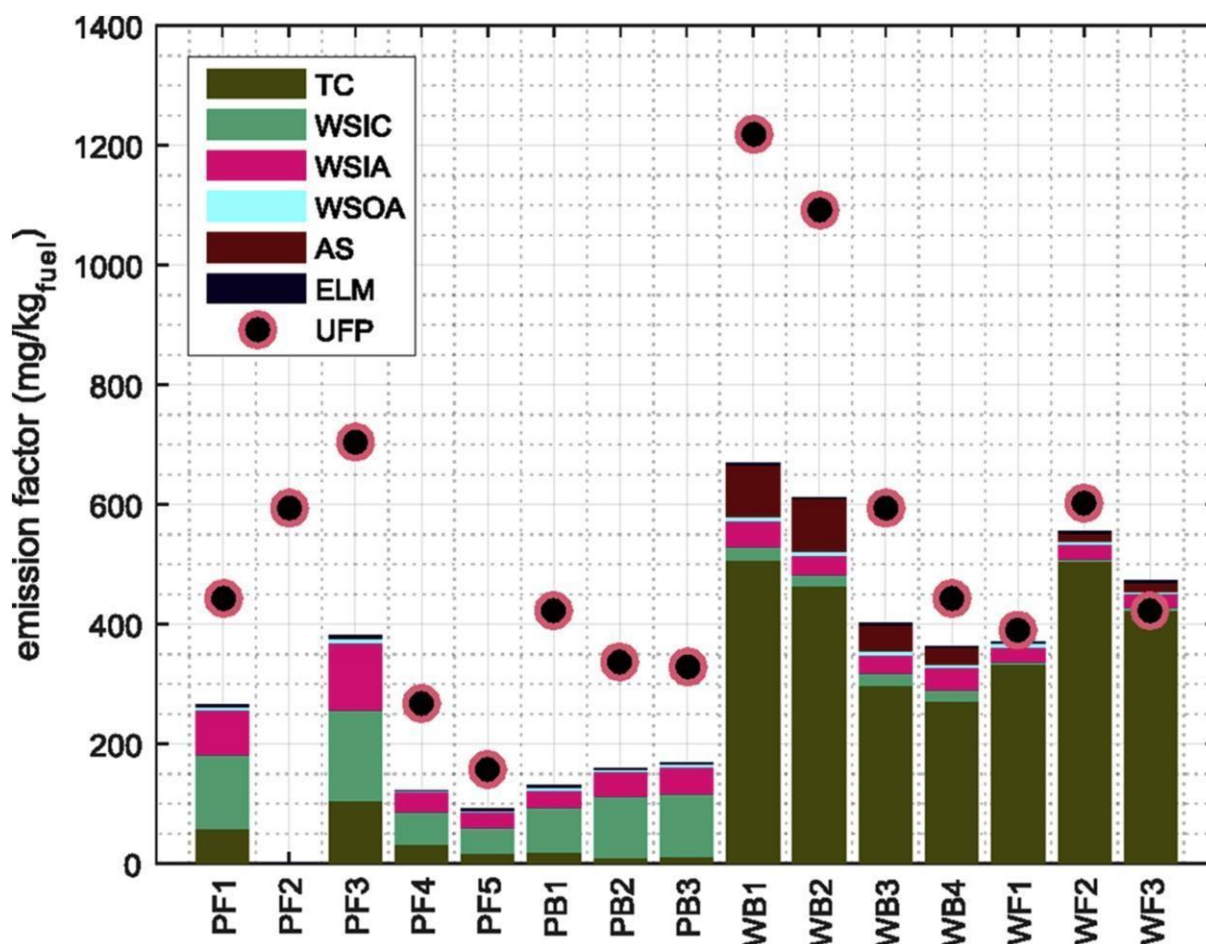
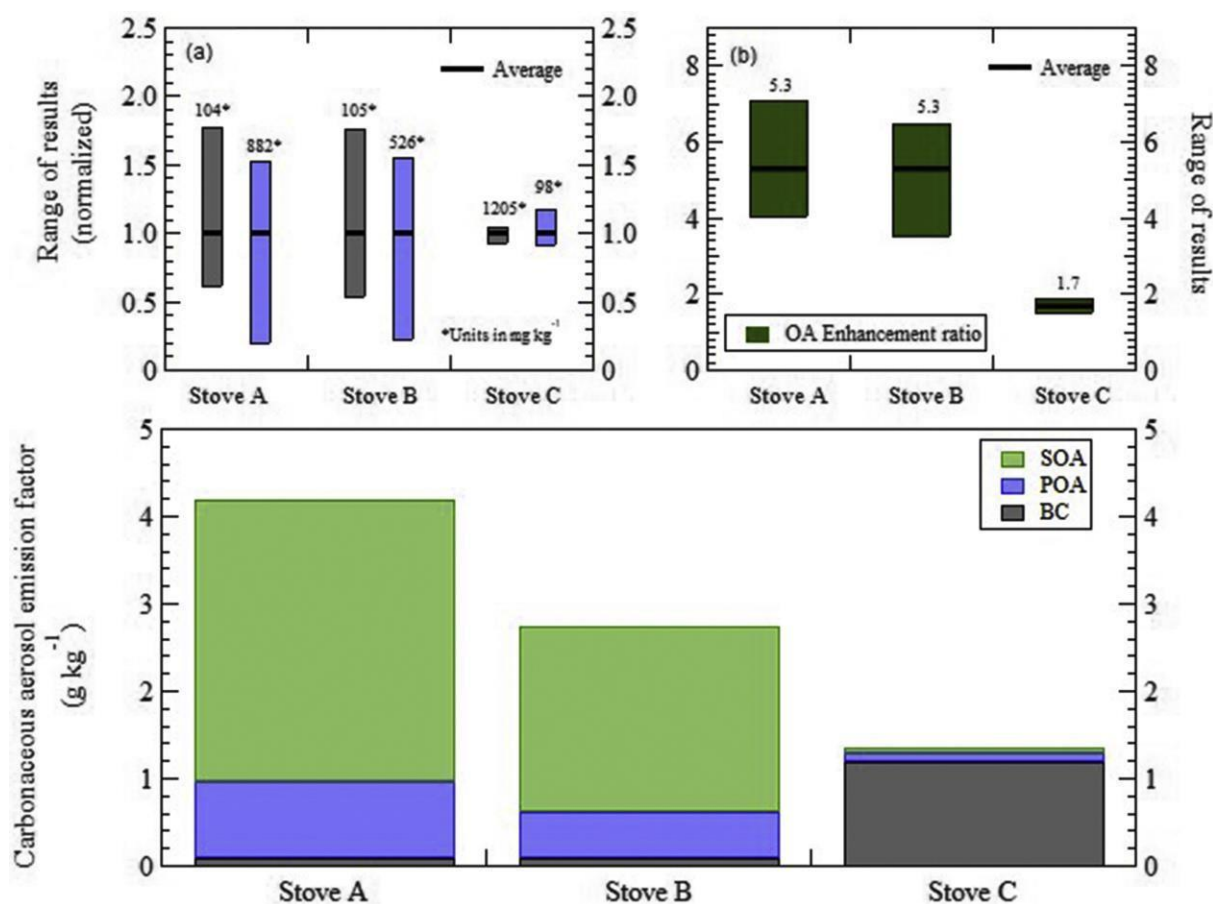


Рисунок 23: Коэффициенты выбросов видов UFP (мг/кг топлива). (PF: pelletная печь – pellets из пихты; PB: pelletная печь – pellets из бука; WF: дровяная печь – дрова из пихты; WB: дровяная печь – дрова из бука) (Ozgen et al., 2017).

Исследование (Bertrand et al., 2017), проведенное с использованием атмосферной дымовой камеры, было направлено на изучение химической природы и количественную оценку коэффициентов выбросов первичных органических аэрозолей (POA) из трех типов устройств для отопления жилых помещений, а также на оценку воздействия старения выбросов. Два устройства – старая и современная дровяные печи – и одна pelletная горелка были протестированы в типичных условиях эксплуатации. Выбросы за весь цикл горения (после фазы розжига) включали тлеющие и пламенные фазы, что привело к значительной изменчивости коэффициентов выбросов. Выбросы печи выделяли значительную долю POA (до 80%) и черного углерода. После старения общая массовая концентрация органических аэрозолей (OA) увеличивалась в среднем в 5 раз. Для pelletной печи на протяжении всего процесса сгорания сохранялись устойчивые пламенные условия. Аэрозоль был преимущественно представлен черным углеродом (более 90% первичных выбросов) и составлял такое же количество первичного аэрозоля, как и у новой дровяной печи. Однако после старения масса OA увеличивалась лишь в 1,7 раза, что делало выбросы OA от pelletной печи практически незначительными по сравнению с двумя другими протестированными печами. Следовательно, pelletная печь продемонстрировала наивысшую надежность и минимальные выбросы углеродсодержащих веществ среди трех протестированных устройств (Рисунок 24).



**Рисунок 24:** Коэффициенты выбросов первичных и вторичных углеродсодержащих аэрозолей, рассчитанные для трех типов печей (усредненные по повторениям). Коэффициенты выбросов для вторичных выбросов были определены при воздействии  $\text{OH} = 5 \times 10^6$  молекул  $\text{см}^{-3}$  в час. Верхние рисунки иллюстрируют изменчивость результатов. На графике (a) прямоугольник охватывает минимальные и максимальные значения коэффициентов выбросов POA и ЧУ, нормализованных к среднему значению. Среднее значение указано жирной линией в центре прямоугольника. Фактическое значение отмечено сверху. На графике (b) прямоугольник охватывает минимальные и максимальные значения коэффициента усиления OA (темно-зеленый цвет). Печь А – дровяная печь до 2002 года, печь В – дровяная печь 2010 года, а печь С – автоматическая пеллетная печь 2010 года – (Bertrand et al., 2017).

#### 4.1.4 Инновационные решения для снижения выбросов

Лабораторные исследования кухонных печей на дровах показывают, что подача вторичного воздуха может значительно снизить выбросы вредных загрязняющих веществ, но такие экспериментальные достижения трудно перевести в практические конструкции печей, которые могут быть широко приняты. (Caubel et al., 2020) использовали модульную платформу печи, чтобы экспериментально определить требования к конструкции подачи вторичного воздуха (например, расход, давление и температура), которые позволили бы сократить массовые выбросы твердых частиц (ТЧ), монооксида углерода (СО) и черного углерода (ЧУ) как минимум на 90% по сравнению с традиционной печью для приготовления пищи (Caubel et al., 2018). В ходе 111 экспериментальных испытаний они выявили физические механизмы, которые приводят к снижению выбросов, и изложили основные принципы проектирования для оптимизации производительности существующих кухонных печей. На основе экспериментальных данных они продемонстрировали, что доступны недорогие (<10\$)

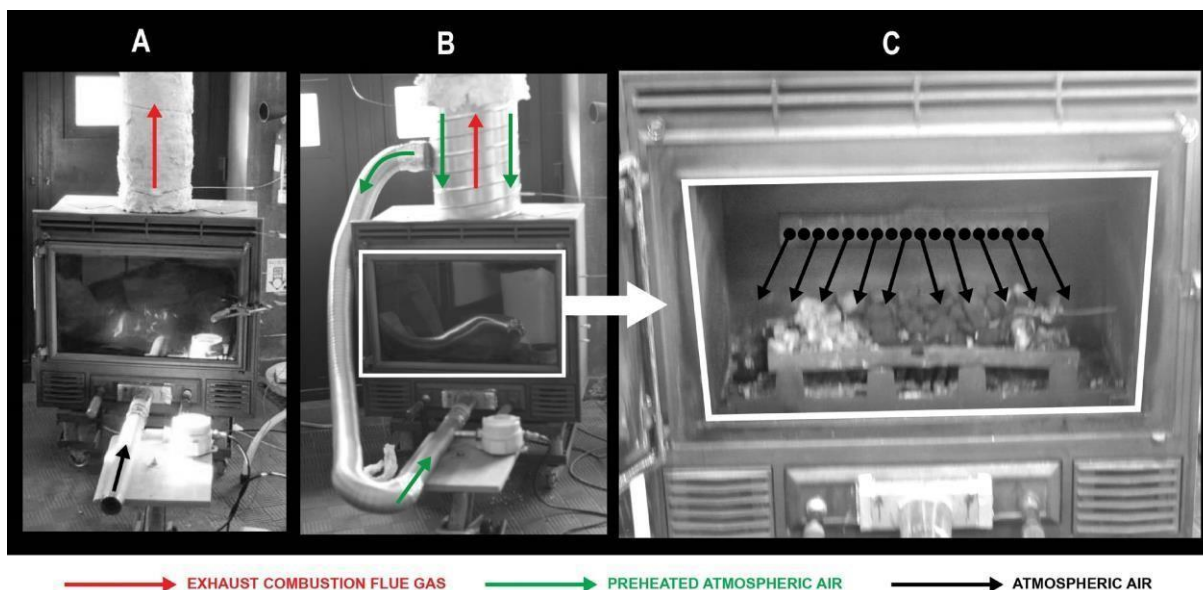
вентиляторы и воздуходувки для подачи вторичного воздуха, которые могут быть автономно запитаны с помощью недорогого термоэлектрического генератора, установленного поблизости. Такая система может быть подключена к существующим установкам. Более того, измерения распределения частиц по размеру показывают, что подача вторичного воздуха препятствует росту частиц, но общее количество образованных частиц остается относительно неизменным (не показано в таблице).

**Таблица 8: Средние показатели эффективности и выбросов от очага из трёх камней (TSF) и модульной печи 431 (MOD), а также процентное изменение каждого показателя от TSF к MOD (Caubel et al., 2018).**

	<b>TSF</b>	<b>MOD</b>	<b>Изменение (%)</b>
<i>Мощность огня (кВт)</i>	5,3 ± 0,4	4,93 ± 0,06	-7 ± 8
<i>Тепловая эффективность (%)</i>	23,3 ± 0,7	26,2 ± 0,4	12 ± 3
<i>СО (г/кВтч)</i>	17 ± 3	2,1 ± 0,2	-88 ± 2
<i>ТЧ<sub>2,5</sub> (мг/кВтч)</i>	1200 ± 200	130 ± 10	-89 ± 2
<i>ЧУ (мг/кВтч)</i>	530 ± 50	35 ± 3	-93 ± 1
<i>ЧУ/ТЧ<sub>2,5</sub> (%)</i>	44 ± 8	27 ± 3	-40 ± 7

(Carvalho et al., 2018) изучили улучшение работы дровяной печи (с естественной тягой), традиционно используемой в Португалии (WSref), путем внедрения альтернативных решений для подачи воздуха (WSM). После модернизации был достигнут значительный результат: снижение среднего коэффициента выбросов органических газообразных соединений (OGC) с 241 мг/нм<sup>3</sup> (WSref) до уровней ниже 139 мг/нм<sup>3</sup>, достигая значений, близких (WSMC2) или даже ниже (WSMC1) нормативного предела Ecodesign для OGC (120 мг/Нм<sup>3</sup>) (Рисунок 25).

- Снижение среднего коэффициента выбросов СО с 4613 мг/нм<sup>3</sup> (WSref) до 2808 мг/нм<sup>3</sup> (WSMC2), причем последнее значение сопоставимо с характеристиками дровяных печей, используемых в странах Северной Европы, и приближается к нормативу Ecodesign (1500 мг/Нм<sup>3</sup>) после модернизации.
- Средний коэффициент выбросов ТЧ<sub>2,5</sub> был снижен с 8.9 г/кг топлива (WSref) до 6.9 г/кг топлива (WSMC1), что ближе к предельному значению, установленному стандартом Ecodesign (5 г/кг топлива), чем значение, определенное в тесте для базового состояния (WSref).
- Значительное снижение годовых выбросов от сжигания древесного топлива в жилых домах после модернизации связано с уменьшением использования дров на 38% в домохозяйствах. Помимо вышеуказанных улучшений, исследователи рекомендуют сосредоточить дальнейшие усилия на снижении коэффициента выбросов СО и ТЧ<sub>2,5</sub> для уже существующих дровяных печей в жилых домах Южной Европы, желательно до уровней ниже нормативов Ecodesign для новых печей, продаваемых на европейском рынке с 2022 года.



**Рисунок 25: Дровяная печь и модернизированные элементы: А – дровяная печь в исходном состоянии (WSref); В – дровяная печь с кольцевым дымоходом (WSMC1); С – топка дровяной печи с компонентом для подачи вторичного воздуха (18 форсунок) (Carvalho et al., 2018).**

Два улучшения конструкции обеспечили более стабильное теплоотдачу печи, что позволило достичь тепловой эффективности на 11% ниже, чем у пеллетной печи. Исследование показывает, что модернизация печей с использованием компонентов дымохода, обеспечивающих подачу воздуха для горения, может значительно повысить энергосбережение в жилых помещениях. Рекомендуется сосредоточить дальнейшие усилия для улучшения взаимодействия между наружным воздухом и подачей вторичного воздуха для достижения значительного снижения выбросов при низких затратах.

Выбросы черного углерода (ЧУ) в этом исследовании варьируются от 28 до 134 мг/Нм<sup>3</sup>. При использовании сухой березовой древесины средние концентрации ЧУ и элементного углерода (ЕС) составили 72 и 73 мг/Нм<sup>3</sup> соответственно, при 3–6-кратной разнице между наименьшими и наибольшими выбросами печей. Если вторичный воздух участвует в процессе горения, выбросы остаются низкие. Если же нет взаимодействия со вторичным воздухом, он охлаждает процесс горения и увеличивает выбросы, как это наблюдалось в некоторых случаях. Этот результат в отношении воздействия влажности должен быть уточнен, поскольку обычно наблюдается, что при влажности древесины выше 25% выбросы взвешенных частиц (ТЧ) увеличиваются (PRIMEQUAL, 2018).

Концентрации ПАУ (полициклических ароматических углеводородов) и доля ПАУ в ТЧ<sub>1</sub> явно взаимосвязаны: при высоких концентрациях ТЧ<sub>1</sub> также наблюдаются высокие выбросы ПАУ. В диапазоне выше 1000 мг/Нм<sup>3</sup> доля ПАУ в ТЧ<sub>1</sub> значительно возрастает.

Численная концентрация частиц не соответствует степени полноты сгорания. Напротив, наименьшая числовая концентрация наблюдается при самых высоких концентрациях ТЧ<sub>1</sub>, ЧУ и ПАУ. Возможным объяснением может быть то, что при высоких концентрациях выбросов преобладающие концентрации сажевых частиц в отходящих газах создают поверхность для конденсации летучих видов золы, что, в свою очередь, уменьшает нуклеацию новых частиц золы в охлаждающихся отходящих газах. Этот механизм ранее предполагался как основной, ответственный за численные выбросы частиц (Sippula et al., 2007; Tissari et al., 2007).

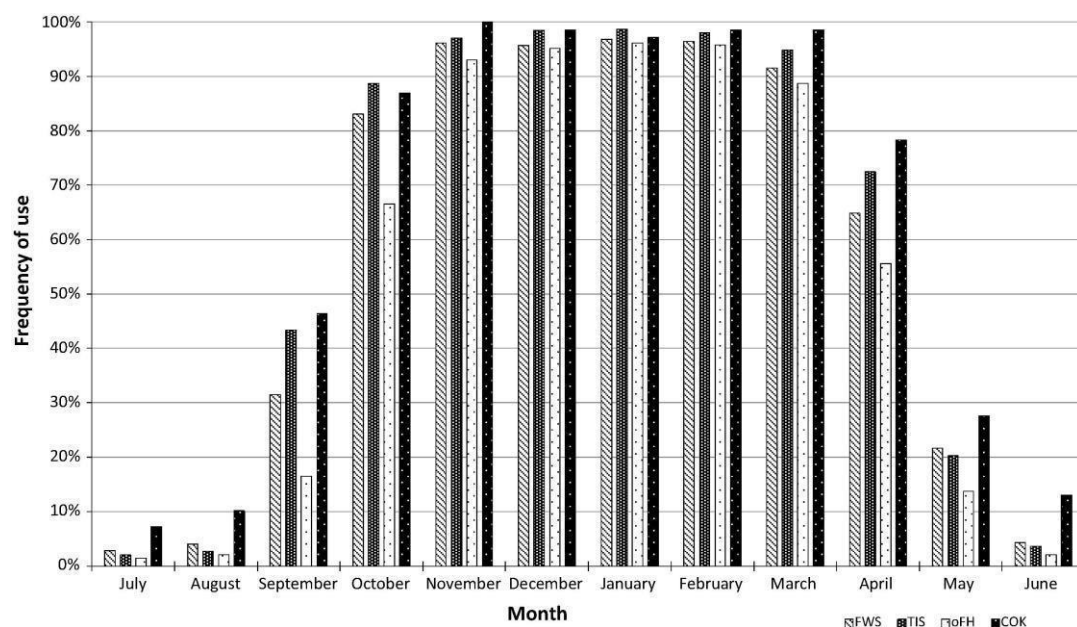


#### 4.1.5 Воздействие типа и качества древесины на выбросы

Помимо чисто технологических причин (например, типа и возраста оборудования) и условий установки (например, естественной тяги дымохода), значительное воздействие на эффективность сгорания отопительных приборов оказывает поведение пользователя. Поведение пользователя охватывает такие параметры как тип используемого топлива, способы розжига, настройки подачи воздуха для горения, а также частоту и интенсивность использования устройства. Целью данного исследования является изучение поведения пользователей с помощью опроса. Опрос (Wöhler et al., 2016) направлен на получение обзора о том, как отопительные приборы для помещений используются в реальных условиях в странах Европы. Был проведен 28-вопросный многоязычный онлайн-опрос, который длился 14 недель. Было получено 1980 ответов из 16 европейских стран (Рисунок 26 и Таблица 9). Большинство респондентов были из Италии (35%), Германии (34%), Австрии (12%) и Швеции (11%).

**Таблица 9: Используемые виды топлива пользователями с одним типом топлива (Wöhler et al., 2016)**

Тип топлива	Все страны	Италия (%)	Германия (%)	Швеция (%)	Австрия (%)
Дрова из твердой древесины (HW)	90	88	89	97	90
Дрова из мягкой древесины (SW)	5	5	7	2	4
Древесные брикеты (WB)	2	0	2	0	4
Древесные гранулы (WP)	1	0	0	0	4
Отходы древесины (WW)	1	1	1	0	1
Другая биомасса (OB)	2	5	0	0	0



**Рисунок 26: Ежемесячная частота использования отопительных приборов (Wöhler et al., 2016) – дровяные печи (FWS), кафельные печи (TIS), плиты (COK) и другие отопительные приборы на дровах (oFH).**

Обзор литературы в рамках проекта AIRUSE. Исследование (Querol et al., 2016) рассматривает воздействие типов древесины на выбросы ТЧ и бурого углерода (BrC).

Коэффициент выбросов (КВ) для основных твердых частиц указаны в Таблицах 10, 11 и 12. Например, морская сосна демонстрирует наибольший коэффициент выбросов элементарного углерода (ЕС), хотя КВ для ТЧ<sub>2,5</sub> может быть не самым высоким. В то же время древесина каменного дуба (Holm Oak) обычно характеризуется наименьшими выбросами ЕС.

**Таблица 10: Коэффициент выбросов (в мг/МДж) для традиционных устройств (камины и дровяные печи) (Querol et al., 2016) с ссылками: [1] (Gonçalves et al., 2011), [2] (Martins, 2012), [3] (Duarte, 2011), [4] (Vicente, 2013). Примечание: Калорийность топлива – 18,5 МДж/кг**

	Топливо	ТЧ <sub>2,5</sub>	ТЧ <sub>10</sub>	ОС	ЕС
[1]	Морская сосна	372,97	-	156,76	33,51
	Золотая акация	421,62	-	189,19	18,38
	Каменный дуб	702,70	-	389,19	16,22
	Эвкалипт	648,65	-	275,68	19,46
	Оливковое дерево	1135,14	-	491,89	21,08
	Пробковый дуб	972,97	-	540,54	36,76
	Португальский дуб	756,76	-	329,73	17,30
Камин	Брикеты/пеллеты	648,65	-	318,92	15,68
	Европейский бук	311,89	-	210,81	23,24
[2]	Пиренейский дуб	675,68	-	487,57	32,43
	Черный тополь	757,30	-	568,11	42,70
[3]	Морская сосна	-	722,42	431,88	81,86
	Эвкалипт	-	1093,70	630,05	20,88
	Пробковый дуб	-	744,86	450,14	32,45
[1]	Морская сосна	281,08	-	135,14	32,97
	Золотая акация	427,03	-	221,62	15,68
	Каменный дуб	313,51	-	162,16	12,43
	Эвкалипт	540,54	-	281,08	20,00
	Оливковое дерево	470,27	-	248,65	24,86
	Пробковый дуб	448,65	-	259,46	22,70
	Португальский дуб	702,70	-	335,14	17,30
	Брикеты/пеллеты	383,78	-	200,00	9,73
Дровяная печь	Европейский бук	149,73	-	86,49	23,24
	[2] Пиренейский дуб	721,08	-	494,05	48,65
	Черный тополь	236,76	-	154,59	47,57
[3]	Морская сосна	-	256,09	107,00	89,80
	Эвкалипт	-	411,50	224,35	32,28
	Пробковый дуб	-	300,73	160,53	26,80
[4]	Морская сосна	-	351,19	165,18	101,61
	Европейский бук	-	338,19	142,95	67,29



**Таблица 11: Коэффициент выбросов в мг/МДж для дровяных печей с экологической маркировкой (Fernandes et al., 2011)**

<b>Топливо</b>	<b>ТЧ10</b>	<b>ОС</b>	<b>ЕС</b>
<i>Морская сосна</i>	60,54	15,68	23,78
<i>Золотая акация</i>	65,95	12,97	15,68
<i>Эвкалипт</i>	111,89	35,68	14,59
<i>Пробковый дуб</i>	156,22	67,03	17,84

**Таблица 12: Коэффициент выбросов в мг/МДж для печей на пеллетах (Querol et al., 2016)**

<b>Топливо</b>	<b>ТЧ10</b>	<b>ОС</b>	<b>ЕС</b>
<i>Пеллеты – Тип I</i>	24,55	6,82	3,61
<i>Пеллеты – Тип II</i>	79,90	13,24	36,77
<i>Пеллеты – Тип III</i>	94,05	7,73	7,67
<i>Пеллеты – Тип IV</i>	69,01	14,05	20,46
<i>Косточка оливок</i>	156,07	45,07	8,85
<i>Скорлупа сосновых орехов</i>	108,28	17,29	38,13
<i>Скорлупа миндаля</i>	103,82	11,18	8,80

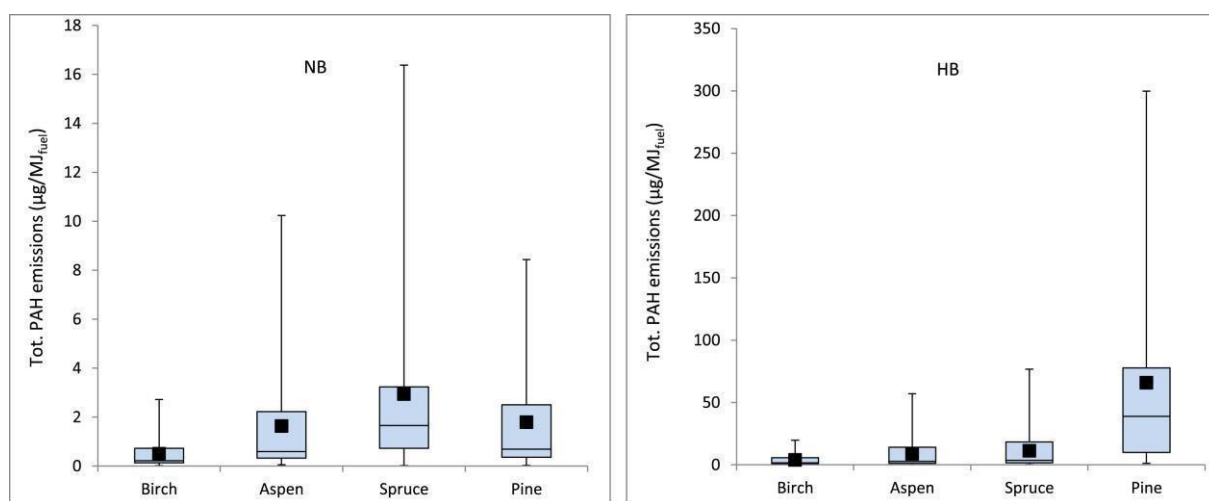
Результаты нескольких исследований, также представленные в (Vicente и Alves, 2018), в сочетании с детализированными коэффициентами выбросов в зависимости от технологии и типа топлива, показывают значительные различия, особенно между устаревшими бытовыми устройствами и современными системами преобразования энергии, такими как современные дровяные печи и автоматические печи и котлы для сжигания пеллет с более высоким КПД. Новые технологии для сжигания биомассы могут значительно превзойти традиционные системы, однако их разработка и внедрение происходят постепенно. Эти системы удобны в использовании, предоставляют такие преимущества, как автоматический контроль, и позволяют снизить расход топлива и выбросы.

(Czech et al., 2018) проанализировали выбросы от современных каменных печей, работающих на трех типах обычных дров (бук, береза и ель), и от современного котла для сжигания пеллет, работающего на пеллетах из хвойных пород, что соответствует типичным отопительным устройствам в северной Европе. Особое внимание было уделено органическим компонентам ТЧ<sub>2,5</sub>, включая полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), оксигенированные ПАУ (оПАУ) и фенольные соединения, с использованием целевых и нецелевых методов масс-спектрометрического анализа. Как видно из данных в таблице 13, пеллеты производят меньше углеродистых выбросов по сравнению с буком, березой и елью. Медленный розжиг увеличивает выбросы ПАУ. Видно, что выбросы элементарного углерода (ЕС) от ели ниже.

**Таблица 13: Средние коэффициенты выбросов (КВ) и концентрации некоторых углеродсодержащих газообразных и твердых компонентов, полученные в ходе регулярных экспериментов по сжиганию (современная каменная печь: бук, береза и ель; котел для пеллет: пеллеты из хвойных пород) и экспериментов по сжиганию с медленным розжигом (современная каменная печь: ель\* и береза\*). Обозначения b.l.q. указывают на коэффициенты выбросов ниже предела количественного определения (Czech et al., 2018). IP: Индено(1,2,3-сd)флуорантен, BaP: Бензо(а)пирен.**

Вещество	Единица измерения	Бук	Береза	Ель	Пеллеты	Ель*	Береза*
<i>OGC</i>		24	15,4	20,1	1,25	45	18,6
OC	мг/МДж	20	6,1	6,1	0,15	11	5,7
EC		27	47	13	0,27	17	34
<i>BaP</i>		0,88	0,55	0,97	0,02	5,81	7,77
<i>IP</i>	мкг/МДж	0,33	0,18	0,48	b.l.q.	1,75	36
<i>Sum ПАУ</i>		35,3	32,4	22,2	0,9	65,8	139,3

Согласно данным (Avagyan et al., 2016), сжигание сосны при высокой скорости горения оказывает наибольшее воздействие на выбросы гидрокси-ПАУ (ОН-ПАУ) в твердых частицах. Выбросы ОН-ПАУ при номинальной скорости горения составляют 15% от выбросов при высокой скорости горения. В среднем выбросы ОН-ПАУ составляют 32% от выбросов ПАУ (Рисунок 27).



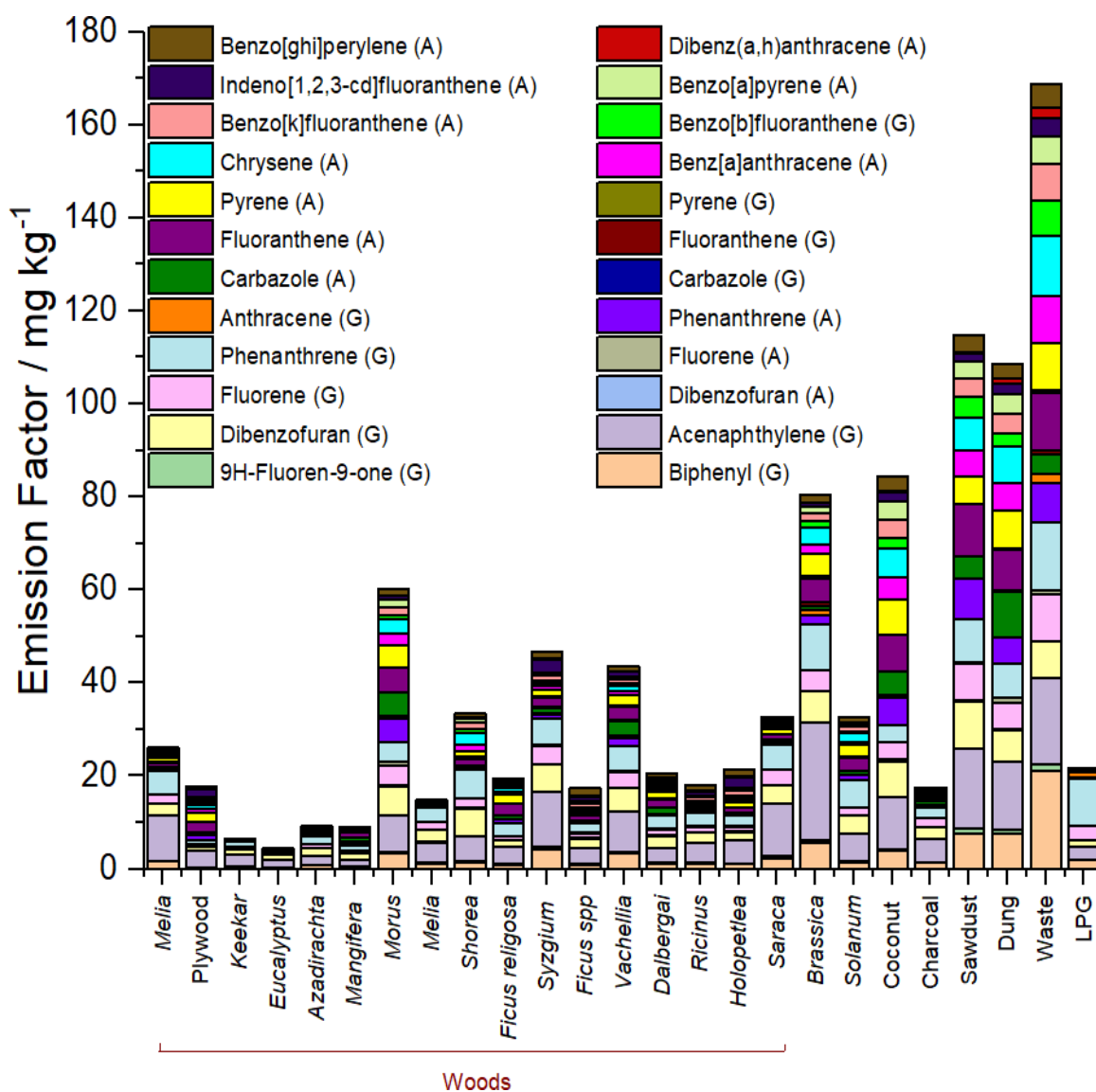
**Рисунок 27: Диаграммы размаха, показывающие общие выбросы ОН-ПАУ (мг/МДж топлива) для образцов с номинальным горением (NB) и интенсивным горением (HB) для различных типов древесины. Нижняя и верхняя границы коробки представляют первый и третий квартили, линия внутри коробки – медиану (второй квартиль), концы «усов» – минимальное и максимальное значения всех данных, черный квадрат обозначает среднее значение (Avagyan et al., 2016).**

Качество древесных пеллет было рассмотрено во многих исследованиях. (Vicente et al., 2020) изучали различия выбросов при сжигании сертифицированных (типов R и P) и несертифицированных пеллет. Выбросы OC и EC, находившиеся в диапазоне от 0,188 до 3,31 мг/МДж и от 2,22 до 14,9 мг/МДж соответственно, зависели как от условий работы печи, так и от типа используемых пеллет. Важность качества топлива для

углеродсодержащих выбросов также была подчеркнута в предыдущих исследованиях. (Vicente et al., 2015) отметили, что выбросы ОС, варьируют от  $7,40 \pm 1,86$  (древесные пеллеты) до  $48,7 \pm 30,9$  (агротопливо) мг/МДж, тогда как выбросы ЕС составляют от  $1,77 \pm 0,44$  (древесные пеллеты) до  $54,5 \pm 23,5$  (агротопливо) мг/МДж. Более поздние исследования показали, что сжигание лабораторно изготовленных акациевых пеллет в условиях частичной нагрузки привело к выбросам  $22,9 \pm 9,28$  мг/МДж и  $6,82 \pm 2,47$  мг/МДж для ОС и ЕС соответственно (Vicente et al., 2019). Углеродсодержащие выбросы, полученные в данном исследовании для сертифицированных пеллет, сопоставимы с результатами (Orasche et al., 2013, 2012) и (Schmidl et al., 2011) при сжигании сертифицированных пеллет в маломасштабных печах.

В целом, сертифицированные пеллеты типа Р показали лучшие результаты по сравнению с другими типами. В то время как сжигание сертифицированных пеллет типа R вызвало самые высокие выбросы СО и ОС, несертифицированные пеллеты привели к наибольшим выбросам NO и, при номинальной нагрузке, NH<sub>3</sub> и углеродсодержащих соединений, связанных с ТЧ. **Фактически, обе группы пеллет сгенерировали выбросы ТЧ, превышающие пороговые значения, установленные Директивой ЕС по экодизайну. Несмотря на высокие выбросы, наиболее высокая мощность и минимальный избыток воздуха наблюдались при сжигании несертифицированных пеллет.** С другой стороны, самые низкие температуры в камере сгорания были зафиксированы при сжигании сертифицированных пеллет типа R. Учитывая различное поведение топлива при разных нагрузках, невозможно указать оптимальные условия работы. Используемая в исследовании пеллетная печь, как и большинство используемых в Европе, не была оснащена системой контроля для измерения подачи топлива в камеру сгорания, температуры или уровня кислорода в отходящих газах.

(Stewart et al., 2020) представили новые коэффициенты выбросов промежуточных/полуполетучих органических соединений (I/SVOC) при сжигании биомассы (Рисунок 28), используемой в домашних хозяйствах развивающихся стран. В исследовании было установлено, что фенольные и фурановые соединения – два важных класса веществ, участвующих в образовании вторичных органических аэрозолей (SOA), являются основными газообразными выбросами I/SVOC по массе при сжигании биомассы. Были разработаны новые коэффициенты выбросов для ПАУ, входящих в критерии US EPA, присутствующих в газовой и аэрозольной фазах при использовании широкого спектра видов топлива. Это позволило предположить, что многие источники, значимые для качества воздуха в развивающихся странах, являются более крупными источниками выбросов ПАУ, чем традиционное сжигание древесного топлива (Stewart et al., 2020).



**Рисунок 28: Коэффициенты выбросов ПАУ, измеренные методом SPE/PTFE (твердофазная экстракция с использованием тефлонового фильтра), где (G) и (A) обозначают газовую и аэрозольную фазы соответственно, исключая нафталин, а также его производные с заместителями C1 и C2 (Stewart et al., 2020)**

Исследование (Koniecznyński et al., 2017) было направлено на оценку содержания и состава загрязняющих веществ, выбрасываемых бытовыми котлами центрального отопления (ЦО) с автоматической системой подачи топлива в камеру сгорания. Исследование включало анализ свойств топлива, параметров отходящих газов, содержания пыли (зола) и газообразных веществ, загрязняющих воздух, в выбросах от сжигания каменного угля, пеллет из хвойной древесины, соломы, мискантуса, лузги подсолнечника, коры хвойных деревьев, а также зерна овса и ячменя. Выбросы пыли и газов были количественно оценены для анализа их вклада в загрязнение атмосферного воздуха. Несмотря на улучшения конструкции котлов, дымовые газы содержали золу с высоким содержанием элементарного углерода (ЕС), что оказывало негативное воздействие на качество воздуха. Зола, выделяемая бытовыми котлами, содержала значительное количество общего углерода (ТС). Например, содержание ТС в золе от сжигания каменного угля составляло около 460 мг/г, из которых 72% приходилось на ТС. Высокое содержание ОС было также обнаружено в золе от сжигания зерна овса (около

520 мг/г), где 98% составлял органический углерод (ОС). Содержание ОС и ЕС в золе от сжигания пеллет из соломы, лузги подсолнечника, мискантуса, коры хвойных деревьев и зерна ячменя было схожим (Таблица 14).

**Таблица 14: Содержание и процентные доли форм углерода в выбрасываемой золе (Koniecznyński et al., 2017). ND означает «нет данных». \*CFB – циркулирующий кипящий слой.**

Тип котла	Топливо	ОС		ЕС		ОС+ЕС
		мг/г	%	мг/г	%	мг/г
Пылеугольный котел, 200 МВт		47,83	66,81	23,35	33,19	71,17
Механическая решетка, водогрейный, 29 МВт		25,52	23,54	82,92	76,46	108,45
CFB*, 295 МВт	Каменный уголь	22,76	69,30	10,08	30,70	32,85
Механическая решетка, пар, макс. мощность 9,7 кг/с		8,46	9,23	83,20	90,77	91,66
Тестируемый бытовой котел центрального отопления	Каменный уголь	124,18	27,90	334,14	72,10	458,32
	Пеллеты из хвойной древесины	ND	79,36	ND	20,64	ND
	Пеллеты из злаковой соломы	43,94	48,55	46,57	51,45	90,51
	Пеллеты из мискантуса	112,80	51,15	107,73	48,85	220,53
	Пеллеты из лузги подсолнечника	28,04	46,01	32,90	53,99	60,93
	Кора хвойных деревьев	112,56	57,66	82,67	42,34	195,24
	Зерно овса	509,32	98,35	8,53	1,65	517,84
	Зерно ячменя	22,20	56,07	17,39	43,93	39,59

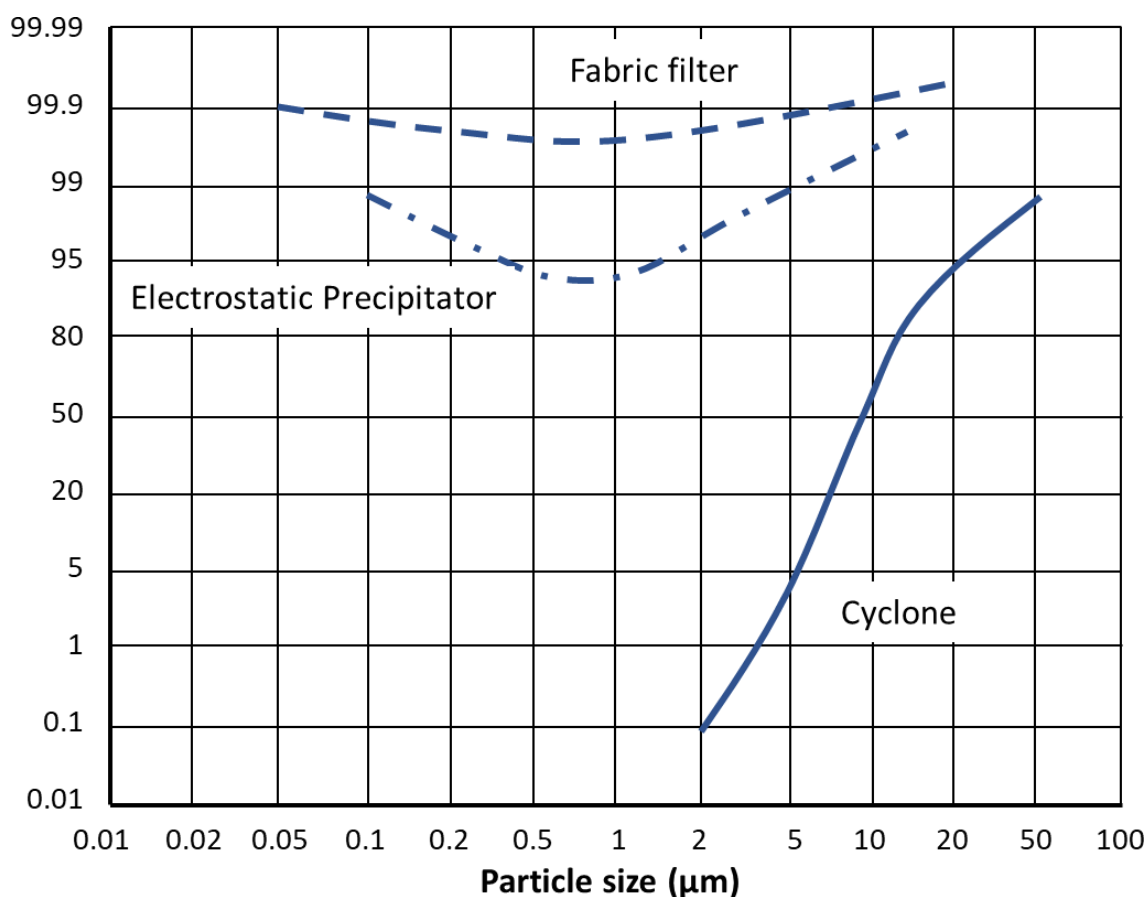
## Печи для сауны

Печи для сауны (Sauna Stoves, SS) – это простые устройства для сжигания древесины, которые в основном используются в северных странах. Они создают выбросы, оказывающие воздействие на качество воздуха и климат. В исследовании (Tissari et al., 2019) была применена новая концепция измерений для сравнения работы, тепловой эффективности и реальных выбросов мелкодисперсных твердых частиц и газообразных веществ от SS. Кроме того, была разработана новая, простая и универсальная процедура расчета выбросов для определения номинальных коэффициентов выбросов, уравнения для которой представлены впервые. Были исследованы концентрации твердых частиц и газов от 10 различных типов SS. Было обнаружено, что каждая модель SS имеет индивидуальные характеристики в отношении времени нагрева, соотношения воздух-топливо, тепловой эффективности и выбросов. Концентрации массы мелких частиц (ТЧ<sub>1</sub>) различались в девять раз, а концентрации полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) – примерно в 90 раз между различными моделями SS при использовании сухой (с влажностью 11%) березовой древесины. При использовании влажной (с влажностью 18%) древесины количество частиц и концентрации монооксида углерода увеличивались, однако, что интересно, концентрации ТЧ<sub>1</sub>, ПАУ и черного углерода (ЧУ) значительно снижались по

сравнению с сухой древесиной. Например, концентрации ПАУ были в 5,5–9,6 раз выше при использовании сухой древесины по сравнению с влажной. Между различными породами древесины были обнаружены максимальные различия в выбросах в 2–3 раза, тогда как различия между бревнами с корой и без коры составляли примерно 1,5 раза. В среднем измеренные выбросы в этом исследовании оказались значительно ниже, чем в предыдущих исследованиях и кадастрах выбросов. Это позволяет предположить, что в целом конструкции печей для сауны, доступных на рынке, улучшились в 2010-х годах. Результаты этого исследования были использованы для обновления схемы расчетов в кадастрах, что привело к снижению оценок общих выбросов ТЧ от SS в Финляндии.

#### 4.1.6 Электростатические фильтры (ESP)

Электростатический фильтр (ESP) – это устройство для контроля загрязнения воздуха, предназначенное для улавливания и удаления пылевых частиц из потока отходящих газов, образующихся в результате промышленного процесса. Работа ESP основана на электростатическом заряде пылевых частиц в поступающем газовом потоке. Заряженные частицы притягиваются к пластинам или другим элементам сбора и осаждаются на них. Когда на коллекторах накапливается достаточное количество пыли, их встряхивают, чтобы сбить пыль, которая под действием силы тяжести падает в бункеры под устройством. Затем пыль удаляется с помощью конвейерной системы для утилизации или переработки (Cheremisinoff, 2016). Системы сжигания древесной биомассы, оснащенные ESP, используемые для выработки тепла и электроэнергии для коммунальных нужд, были исследованы с целью изучения эффективности ESP (Ghafghazi et al., 2011). Эффективность ESP несколько ниже по сравнению с рукавными фильтрами, однако они лучше адаптированы для работы с циклонами, которые более эффективно справляются с крупными частицами (Рисунок 29).



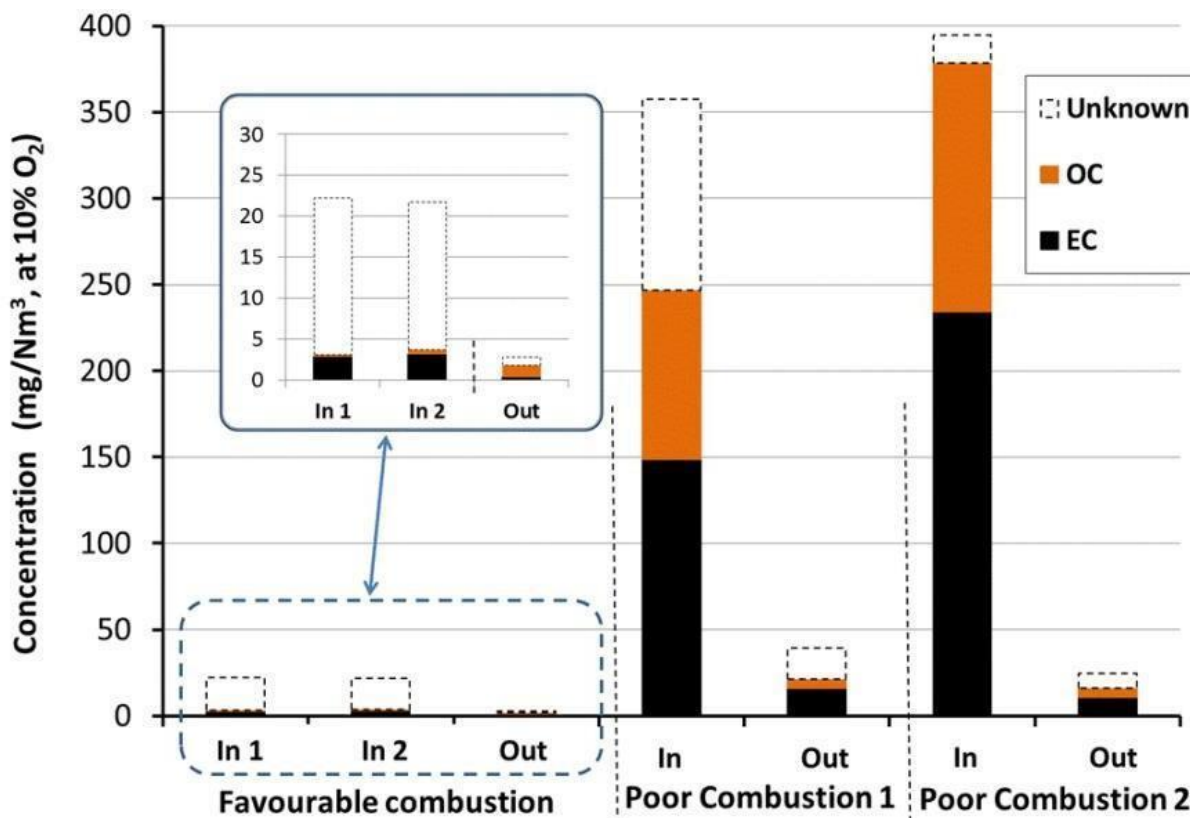
**Рисунок 29: Эффективность электрофильтра в % в зависимости от размера частиц по сравнению с другими вторичными методами. (Ghafghazi et al., 2011)**

Эти фильтры часто разрабатываются с упрощенной конструкцией по сравнению с промышленными аналогами, чтобы снизить затраты. В некоторых случаях, как сообщается в (Nussbaumer, 2010a), была достигнута высокая эффективность улавливания – более 90%, тогда как в других случаях ожидается лишь умеренная эффективность на уровне около 50%. Кроме того, потенциал сокращения выбросов, особенно сажи и конденсируемых органических соединений, в реальных условиях остается неопределенным для большинства случаев, что требует дополнительных исследований и улучшений.

(Bäfver et al., 2012) изучали воздействие электростатического фильтра (ESP) на выбросы малой пеллетной котельной, в котле мощностью 3–23 кВт. На рисунке 30 представлены массы, отобранные на фильтрах, с содержанием органического углерода (ОС) и элементарного углерода (ЕС). При эффективном («Благоприятном») сгорании содержание ОС составляло 1–2%, а ЕС – 13–15% от частиц перед ESP. После прохождения через ESP ОС составлял около 50% массы частиц, что указывает на увеличение количества частиц органического вещества (ПОМ) в отходящих газах после ESP. Это может свидетельствовать о формировании некоторого количества ПОМ в ESP, возможно, вследствие падения температуры газа в осадителе с 77°C до 30°C. Падение температуры вызвано поступлением воздуха в ESP, что может приводить к конденсации полуволучих органических соединений. Эффективность удаления ЕС составила 89%. При плохом сгорании углеродсодержащие соединения составляли основную долю частиц как до, так и после прохождения через ESP. В случаях плохого сгорания в данном исследовании эффективность удаления ОС была довольно высокой: 92–96%. Одновременно эффективность удаления ЕС составляла 89% и 95%. Высокая



эффективность удаления органических соединений в условиях плохого сгорания, вероятно, связана с более высокой степенью конденсации органических паров на частицах перед ESP, вызванной более низкой температурой отходящих газов и более высокой концентрацией органических соединений по сравнению с эффективным сгоранием. Эти показатели эффективности для ТЧ согласуются с результатами (Omara et al., 2010), которые зафиксировали до 98% эффективности для твердых частиц.

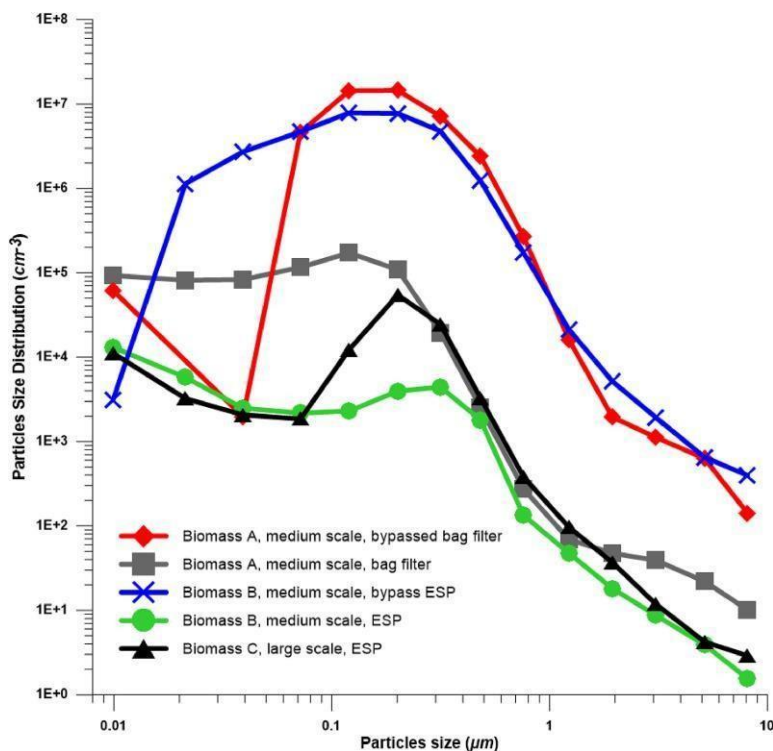


**Рисунок 30: Концентрация частиц ЕС, ОС и неклассифицированных веществ. In. = До ESP. Out. = После ESP (Bäfver et al., 2012).**

(Li et al., 2019) продемонстрировали, что температура отходящих газов перед «низкотемпературным» ESP существенно влияет на удаление фильтруемых и конденсируемых твердых частиц (ТЧ). Эффективность удаления фильтруемых и конденсируемых ТЧ увеличивалась с понижением температуры отходящих газов на входе.

(Mertens et al., 2020) впервые представили результаты онлайн-измерений количества остаточных наночастиц (НЧ) после систем очистки отходящих газов в широком диапазоне средне- и крупномасштабных промышленных установок (Рисунок 31). Справочные документы ЕС по наилучшим доступным техникам (НДТ) демонстрируют, что эффективность удаления загрязняющих веществ в системах электростатических фильтров (ESP) и рукавных фильтров превышает 99%, если оценивать по весу. Их эффективность немного снижается для частиц размером менее 1 мкм, но, тем не менее, по весу она остается выше 99% для рукавных фильтров и 96% для ESP. Исследование показывает, что по числу частиц остаточные наночастицы (НЧ), покидающие системы обеспыливания, доминируют с отрывом в несколько порядков. По весу все установки соответствуют установленным пределам выбросов, и вклад НЧ в концентрацию по весу незначителен, несмотря на их численное преобладание. Текущие регламенты Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ) выражаются в концентрациях ТЧ<sub>2,5</sub> по весу и, таким образом, не отражают наличие или отсутствие большого количества НЧ. Это

исследование указывает на необходимость дальнейших исследований, связанных с возможным введением дополнительных рекомендаций по НЧ, учитывая их возможную токсичность и высокую способность легко проникать в кровоток при вдыхании человеком. Подобные результаты согласуются и даже превосходят предыдущие работы, показывающие эффективность ESP с использованием пеллетных горелок мощностью 20 кВт. Эффективность удаления для субмикронных частиц достигала 80% (Yan, 2009). Кроме того, как отмечает (Nussbaumer, 2016, 2010b), сажа обладает высокой проводимостью, что обеспечивает высокую эффективность осаждения, однако может привести к сильному повторному переносу агломерированных частиц. (IEA Bioenergy, 2011) проанализировали многочисленные технологии ESP и показали, что их эффективность может варьироваться от 50 до 80% для удаления пыли.

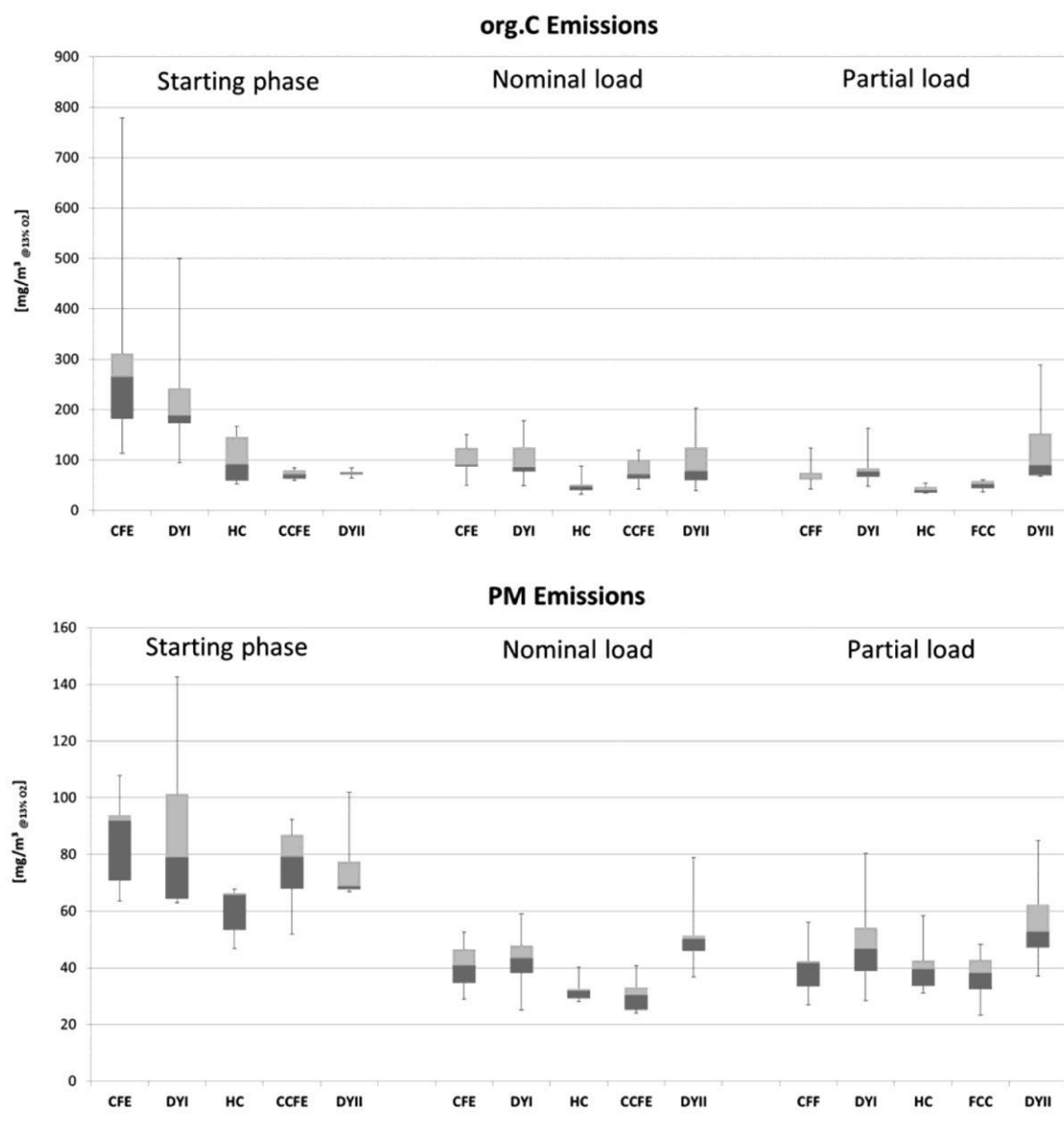


**Рисунок 31: Сравнение измеренных распределений частиц по размерам на всех трех электростанциях, работающих на биомассе, оснащенных электростатическим фильтром (ESP: ElectroStatic Precipitator) из работы (Mertens et al., 2020)**

#### 4.1.7 Каталитические горелки

Исследование, проведенное (Wöhler et al., 2017), было направлено на оценку эффективности трех систем контроля выбросов, предназначенных для применения в дровяных печах: пористого керамического элемента, пористого керамического элемента с каталитическим активным покрытием и катализаторов в форме сот (Рисунок 32). Испытания проводились в условиях, близких к реальной эксплуатации, включая фазы розжига, работу печи при номинальной и частичной нагрузке. Измерялись выбросы твердых частиц и газообразных веществ, а также рассчитывались коэффициенты преобразования выбросов. Результаты показали, что пористый керамический элемент не обеспечивал значительного сокращения выбросов. Пористый керамический элемент с каталитическим активным покрытием значительно снижал выбросы при номинальной и частичной нагрузке: до 32% для монооксида углерода, до 61% для органического газообразного углерода и до 41% для твердых частиц. Однако снижение выбросов в стартовой фазе было относительно низким. Катализатор в форме сот показал наивысший

потенциал сокращения выбросов среди всех исследованных систем. Снижение выбросов было значительным на всех этапах горения и достигало до 73% для монооксида углерода, до 58% для органического газообразного углерода и до 33% для твердых частиц.

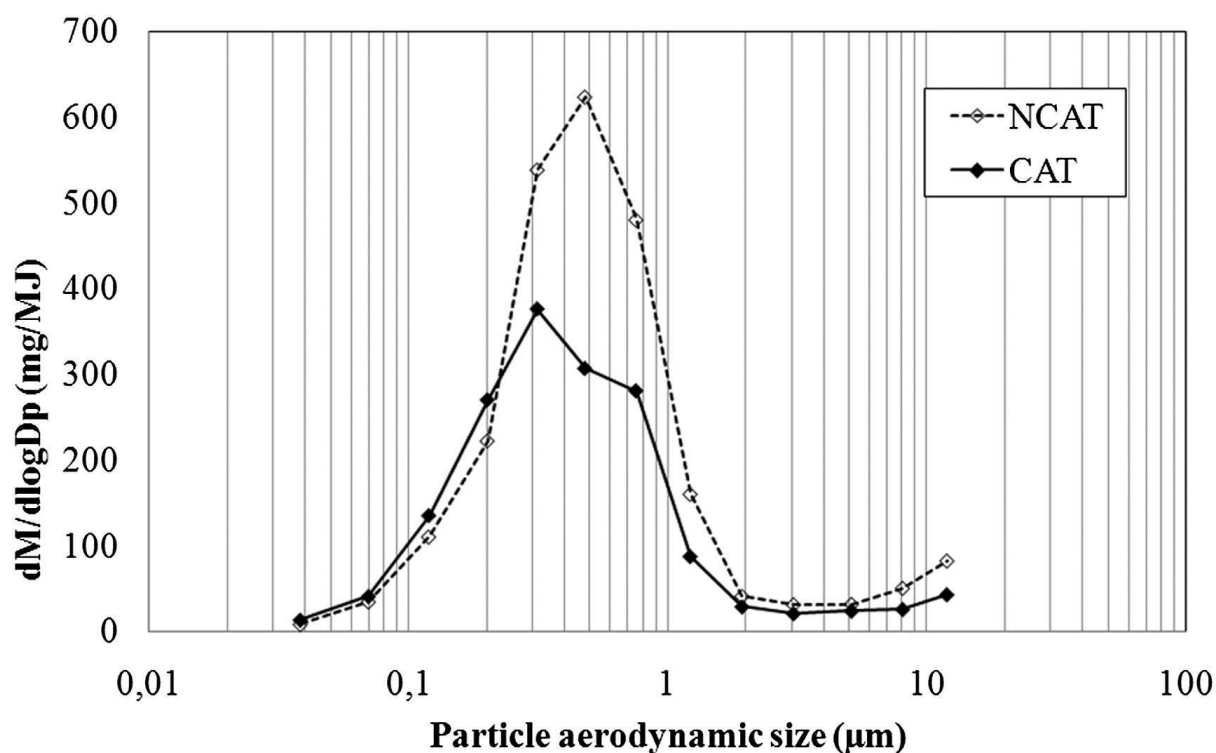


**Рисунок 32: Результаты испытаний горения. Пористый керамический элемент (CFE), пористый керамический элемент с каталитическим покрытием (CCFE), катализатор в форме сот (HC), DYI и DYII – тестовые устройства (Wöhler et al., 2017)**

В исследовании (Hukkanen et al., 2012) катализатор использовался в дровяной печи в качестве вторичной меры снижения выбросов. Было проведено экспериментальное сравнение выбросов в условиях горения с катализатором и без него. Пробы отбирались в фазах газификации и догорания, а также в течение всего цикла горения (от начального розжига до завершения горения). Концентрации монооксида углерода (CO), углекислого газа (CO<sub>2</sub>), кислорода (O<sub>2</sub>), органического углерода газообразных выбросов (OGC), температура и давление измерялись онлайн непосредственно из дымохода. С использованием катализатора концентрация O<sub>2</sub> в отходящих газах была ниже, а температура выше, что объясняется большим количеством несгоревших соединений, окисленных катализатором. Снижение выбросов CO составило 21%, а OGC – 14% за весь

цикл горения. Во время фазы догорания было достигнуто снижение выбросов СО до 80%. Масса частиц ТЧ<sub>1</sub> (частицы с аэродинамическим размером менее 1 мкм) была снижена на 30% за весь цикл горения. Во время газификации снижение ТЧ<sub>1</sub> составило 44%, но в фазе догорания сокращения не наблюдалось. Органический и элементарный углерод, выделенные из ТЧ<sub>1</sub>, снизились на 56% и 37% соответственно, но только в фазе газификации. Снижение выбросов частиц было заметным, что позволяет сделать вывод о том, что катализатор воздействует на частицы через окисление конденсируемых органических паров и сажи. Это исследование демонстрирует потенциал катализатора как вторичной меры снижения выбросов, однако для достижения низких выбросов необходимо также разрабатывать технологии улучшенного горения.

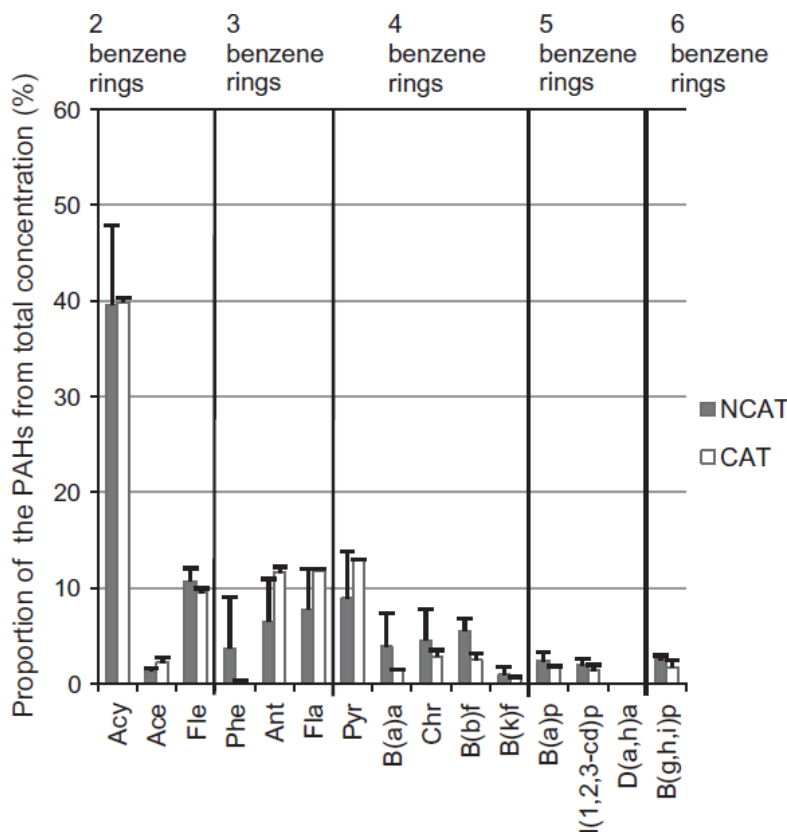
Рисунок 33 демонстрирует различие в распределении средней массы частиц по размерам с катализатором и без него. Очевидно, что большая часть массы частиц, связанная с органическим веществом, уменьшена в диапазоне от 200 нм до 1000 нм, но нижняя часть распределения затронута меньше, что объясняет, почему элементарный углерод снижается в меньшей степени, чем органическое вещество.



**Рисунок 33: Среднее распределение массы твердых частиц (ТЧ) по размерам при сжигании с использованием каталитического конвертера (CAT) и без него (NCAT), измеренное с помощью низкого давления импактора Dekati (DLPI). Количество параллельных образцов: для NCAT – четыре, для CAT – три (Hukkanen et al., 2012).**

В другом исследовании был отмечен эффект использования каталитического конвертера (Рисунок 34) на выбросы загрязняющих веществ (Kaivosoja et al., 2012). В этом исследовании березовые дрова сжигались в дровяной печи (18 кВт) с каталитическим конвертером и без него, при этом в качестве катализаторов использовались палладий и платина. Концентрации ПХДД/Ф (полихлорированных дибензо-пара-диоксинов и дибензофуранов), хлорфенолов и ПАУ (полициклических ароматических углеводородов) анализировались на трех фазах горения (розжиг, пиролиз и догорание), а также для всего цикла горения. Выбросы ПХДД/Ф без каталитического конвертера находились на уровне, ранее измеренном при сжигании древесины (0,15–0,74 нг/Нм<sup>3</sup>). Выбросы ПАУ без каталитического конвертера были высокими (47–85 мг/Нм<sup>3</sup>), что

типично для порционного сжигания древесного топлива. Общие концентрации ПАУ были ниже (в среднем в 0,8 раза), а уровни хлорфенолов и ПХДД/Ф значительно выше (в 4,3 раза и 8,7 раза соответственно) при использовании каталитического конвертера. Увеличение концентраций хлорфенолов и ПХДД/Ф, скорее всего, связано с каталитическим эффектом платины и палладия. Платина и палладий могут катализировать хлорирование ПХДД/Ф через реакцию Дикона или окислительный процесс.



**Рисунок 34: Пропорции различных соединений ПАУ в общей концентрации 14 ПАУ (Kaivosoja et al., 2012)**

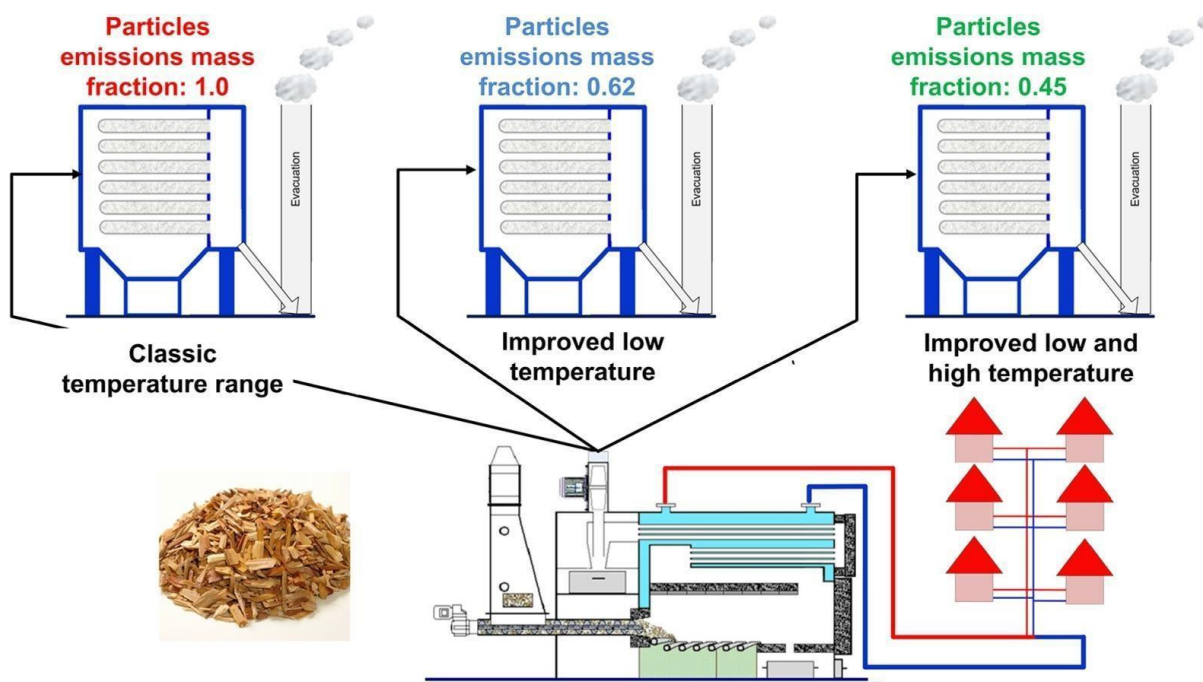
#### 4.1.8 Другие технологии или условия эксплуатации для крупных установок сжигания

##### Рукавные фильтры

Одной из самых эффективных систем вторичной очистки выбросов (SAES) для твердых частиц является **рукавный фильтр**. Тем не менее, эта система с высокой эффективностью улавливания часто не используется из-за проблем с конденсацией или перегревом. Оборудование для сжигания биомассы малой и средней мощности становится привлекательным локальным и возобновляемым источником энергии, не связанным с ископаемым топливом. Однако такие установки редко оснащены SAES из-за переменной мощности и возникающих из-за этого проблем с конденсацией. (Brandelet et al., 2020) представляет исследование оптимизации рабочего температурного диапазона для рукавных фильтров с целью производства более чистой энергии. Проведенное исследование ясно показывает, что точка росы дыма при любых условиях сгорания и любых видах топлива всегда выше 70 °C, тогда как безопасная температура рукавных



фильтров обычно составляет 110 °С. Эксперименты показывают, что проблемы конденсации возникают только при изменении мощности. Моделирование оптимизации температурного диапазона показывает, что выбросы ОВЧ могут быть сокращены на 55% (по массовым долям) при сохранении того же объёма вырабатываемой энергии (Рисунок 35).



**Рисунок 35: Установка для тестирования рукавных фильтров (Brandelet et al., 2020)**

### Многоступенчатое подведение воздуха

Выбросы газообразных и твердых частиц были исследованы с использованием различных стратегий ступенчатого подведения воздуха в широком диапазоне скоростей потока вторичного воздуха для маломасштабных установок в работе (Khodaei et al., 2017). В этом исследовании использовался лабораторный пеллетный котел с подачей топлива снизу. Стратегии подачи воздуха применялись для изучения скорости горения, температуры в первичной и последующих зонах, а также выбросов NO, CO и PM, с учётом стехиометрического соотношения воздуха и топлива. Снижение выбросов CO на 50% и уменьшение массы твердых частиц в 9 раз по сравнению с неступенчатым сжиганием достигнуты за счет использования модуля с равномерной подачей вторичного воздуха, установленного выше топливного слоя. Минимальные выбросы NO (на 37% меньше по сравнению с неступенчатым сжиганием) были измерены при использовании модуля с неравномерным распределением воздуха, расположенного ближе к топливному слою при более высокой скорости потока. Результаты показывают баланс между выбросами NO, CO и ТЧ, а также значительный потенциал для снижения выбросов при использовании ступенчатого подведения воздуха. Однако более высокая скорость потока вторичного воздуха может способствовать снижению NOx, но снижает эффективность сгорания, что нежелательно из-за связанных с этим проблем, включая повышение выбросов ТЧ и CO, а также снижение тепловой эффективности. Формирование твердых частиц особенно чувствительно к расстоянию подачи вторичного воздуха и равномерности его распределения в модулях. Рекомендуется исследовать дополнительные технологии, такие как рециркуляция отходящих газов (FGR), селективное некаталитическое восстановление (SNCR), комбинированное ступенчатое сжигание (CS) и использование дефлекторных пластин в зоне пост-горения для

снижения образования NO<sub>x</sub> при работе биомассовых установок на максимальной эффективности.

### Повторное сжигание топлива

Повторное сжигание топлива в зоне вторичного горения обычно служит для снижения образования NO<sub>x</sub> на стационарных источниках сжигания (Рисунок 36). Однако использование биомассы в качестве топлива для повторного сжигания может способствовать образованию большего количества азотсодержащих ароматических продуктов неполного сгорания. (Oluwoye et al., 2020) исследовали гетерогенную реакцию между биомассой и смесями газов NO/O<sub>2</sub>, используя изотермические высокотемпературные эксперименты в вертикальном реакторе с восходящим потоком и метод инфракрасной спектроскопии с диффузным отражением и преобразованием Фурье (DRIFTS) в условиях нестационарного нагрева в диапазоне от комнатной температуры до 700 °С. Метод позволяет оценить чувствительность поверхностных соединений, образующихся в ходе термической реакции. Результаты этого исследования прояснили образование нитратных структур, как активных промежуточных видов гетерогенной реакции. Азотсодержащие соединения сохраняются на поверхности остаточной золы, что указывает на образование N-ароматических соединений, таких как нитро-ПАУ. Полученные продукты свидетельствуют о формировании нитро-ПАУ и других форм «бурого углерода».

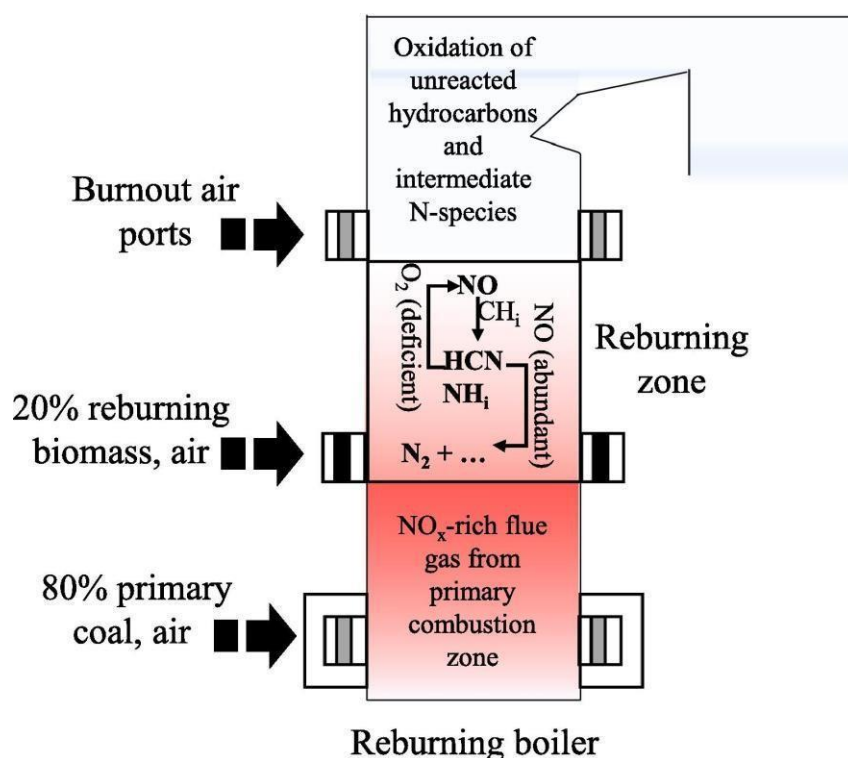


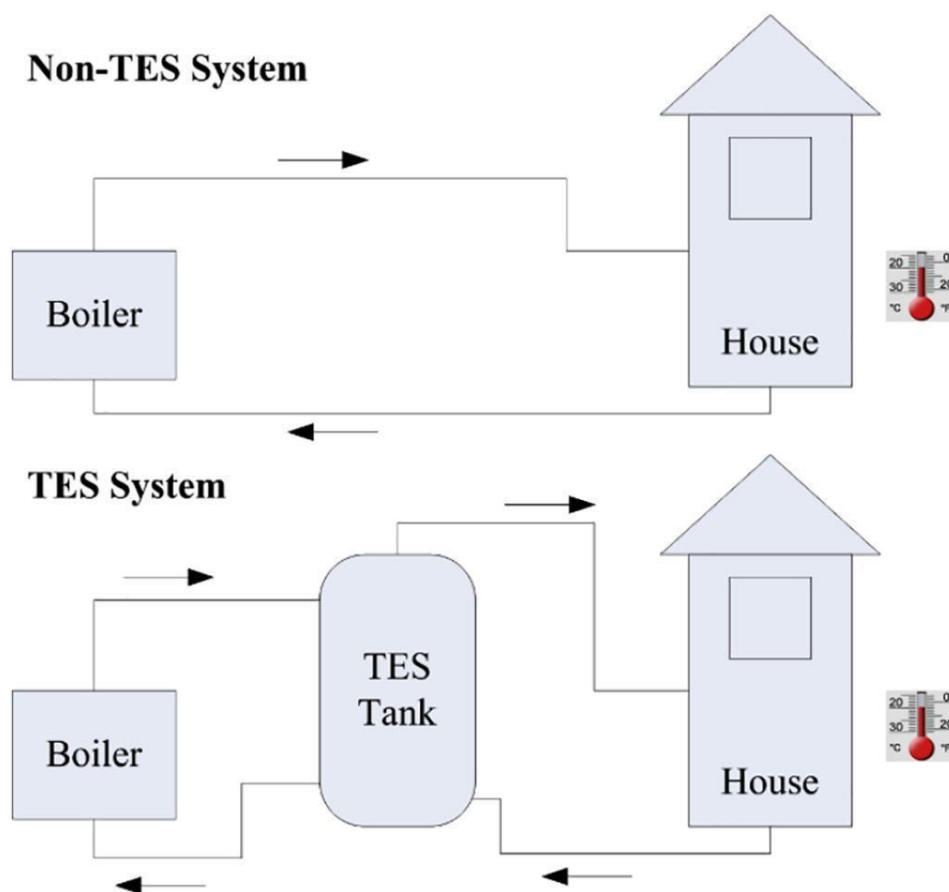
Рисунок 36: Схематическая диаграмма трех стадий процесса повторного сжигания биомассы (Oluwoye et al., 2020).

### Тепловое накопление энергии

Один из подходов к снижению выбросов заключается в повышении эффективности системы и ограничении количества циклов работы котла, включающих периоды запуска и остановки, в которых уровни выбросов выше, за счет использования теплового накопителя в составе системы котла (Wang et al., 2019). В данном исследовании



измерялись выбросы от котлов на древесных гранулах мощностью 25 кВт, разработанных в Европе, но изготовленных в США, (РВ и WPB) с **тепловым накопителем (TES)**, как показано на Рисунке 37, в условиях в реальных домашних условиях с использованием метода отбора проб EPA STM-039, включающего конденсирующиеся вещества. Эти измерения позволили оценить снижение выбросов благодаря наличию TES. У РВ выбросы были значительно выше, чем у WPB, из-за частого локального дефицита кислорода, вызывавшего неравномерное горение, что подчеркивает важность периодической настройки кислорода на месте после установки котла. Частицы в выбросах в основном представляли собой ТЧ<sub>2,5</sub>, состоящие из соединений щелочных металлов с низкой температурой плавления, таких как K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, KCl, Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, CaCl<sub>2</sub> и т.д. Выбросы ТЧ<sub>2,5</sub> и полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) увеличивались линейно с ростом содержания СО, так как они являются продуктами неполного сгорания. Оптимальные условия работы котлов были достигнуты при содержании кислорода в отходящих газах на уровне 12%, что на 2% выше установленного производителем значения в 10%, что позволило минимизировать выбросы СО. Потенциальное снижение выбросов при использовании системы с тепловым накопителем (TES) по сравнению с системой без TES было оценено по трем сценариям. Результаты показали **значительное снижение как газообразных, так и твердых частиц, что подтверждает, что современные высокоэффективные пеллетные котлы с системами TES могут производить тепло с меньшими суммарными выбросами по сравнению с системами без TES.**



**Рисунок 37: Схематическая диаграмма систем без теплового накопителя (TES) и с тепловым накопителем (TES) по данным (Wang et al., 2019).**

## Ополаскивание древесины

Для сокращения выбросов загрязняющих веществ от сжигания биомассы (Schmidt et al., 2018) изучили метод ополаскивания древесины. Поленья древесины промывали при комнатной температуре для имитации естественного вымывания дождем перед сжиганием в современной печи (2010-х годов) номинальной мощностью 6,3 кВт. Сырые и вымытые поленья (дуб, бук и ель) сжигались, и исследование было сосредоточено на их твердых и газообразных выбросах (общее содержание взвешенных частиц (ОВЧ), твердые частицы с диаметром менее 2,5 мкм (ТЧ<sub>2,5</sub>), монооксид углерода (СО), оксиды азота (NO<sub>x</sub>) и общее количество летучих органических соединений (ЛОС)). Также измерялись полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), альдегиды и маркеры древесины, такие как фенольные соединения. Кроме того, учитывая токсический коэффициент выбросов, воздействие на здоровье человека адсорбированных и газообразных ПАУ **значительно сокращается (на 96%) в случае сгорания вымытой ели** (Рисунок 38). **Коэффициенты выбросов СО и ТЧ при сжигании вымытой древесины также снижаются до 50%** в зависимости от типа используемой древесины. Более того, выбросы фенольных соединений, бензола, толуола, этилбензола, ксилолов и триметилбензола (VTEXT) также могут быть уменьшены благодаря ополаскиванию биомассы. Сжигание вымытого дуба приводит к четкому снижению общего количества VTEXT на 60%. Выбросы фенола снижаются на 91% при сжигании вымытой древесины ели. Эти соединения являются важными прекурсорами вторичных органических аэрозолей (SOA).

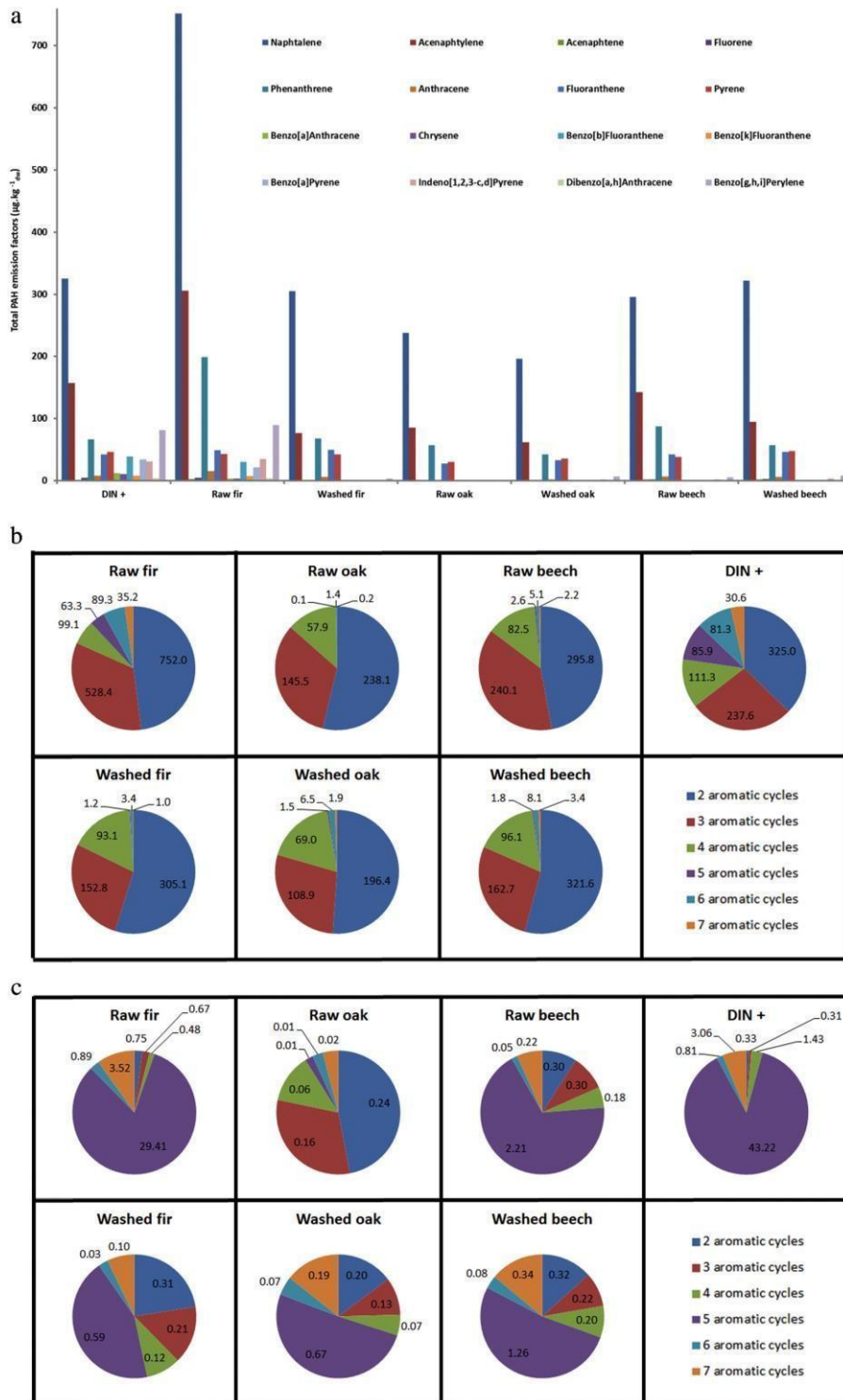


Рисунок 38: (а) Динамика коэффициентов выбросов ПАУ в обработанной древесины (общие коэффициенты выбросов для трех фаз: твердая, конденсированная и газообразная); (б) распределение количества циклов общих выбросов ПАУ (данные выражены в мкг/кг<sub>dw</sub>); и (с) распределение количества циклов общих выбросов ПАУ, выраженных в токсическом эквиваленте (данные выражены в мкг экв. Бензо[а]пирена/ кг<sub>dw</sub>) – из (Schmidt et al., 2018)

#### 4.1.9 Ключевые выводы

Сжигание биомассы может происходить в различных масштабах. Хотя основной принцип остается неизменным, технологии значительно различаются в зависимости от размера установки – от дровяных печей, широко используемых в домах, до промышленных котлов, обеспечивающих сотни мегаватт электроэнергии и/или тепла для сотен тысяч жителей. Устаревшие устройства в Европе, использующие дрова характеризуются низкой эффективностью и неполным сгоранием: открытые каминные являются наиболее загрязняющими, поскольку это наименее эффективный способ сжигания (КПД ниже 30%). Это связано с невозможностью контролировать процесс сжигания, что увеличивает вероятность неполного, а значит, особенно загрязняющего сжигания. Напротив, современные печи демонстрируют значительно более высокую энергоэффективность. На основании проведенного обзора литературы можно сделать следующие ключевые выводы:

- Воздействие загрязнения воздуха как внутри помещений, так и снаружи негативно воздействует на здоровье дыхательной и сердечно-сосудистой систем. Недавние исследования также указывают на его воздействие на когнитивные функции. Открытые каминные, традиционные печи и плиты, будучи источниками загрязнения воздуха, могут становиться причиной экологической несправедливости (гендерной, возрастной), особенно в развивающихся странах. Борьба с загрязнением от сжигания древесины в жилом секторе способна одновременно сократить влияние на здоровье (и связанные с этим затраты) и быстрое положительное воздействие на климат, даже если этот эффект слабее по сравнению с другими парниковыми газами.
- Выбросы черного углерода от бытового сжигания вносят наиболее значительный вклад на глобальном уровне. В ЕС27+Великобритании выбросы черного углерода от стационарного сжигания в три раза выше, чем от легковых автомобилей в 2018 году. Эти выбросы главным образом связаны с сжиганием биомассы, особенно древесины.
- Концентрации черного углерода в отходящих газах обычно определяются термооптическими методами и, вероятно, включают часть органических веществ. ОМ обычно вычисляется на основе измерений ОС с использованием термических методов.
- ТЧ, выделяемые при сжигании биомассы в малых устройствах, в основном состоят из углеродистых соединений (ЕС и ОМ). Большая часть частиц представлена мелкодисперсными частицами диаметром менее 2,5 мкм. Вторичное образование частиц наблюдается в процессе разбавления дымового шлейфа и далее в атмосферных условиях.
- Береза, ель и сосна часто демонстрируют самые высокие коэффициенты выбросов ТЧ, ЧУ и ПАУ. Сырая пихта является существенным источником выбросов ПАУ. Дуб выделяет наименьшее количество ЧУ. Сжигание влажной древесины не рекомендуется, как указано в «Кодексе надлежащей практики, касающейся сжигания древесного топлива и малых установок для сжигания» (ЦГ ТЭВ, 2019), однако некоторые исследования показали более высокие выбросы ТЧ<sub>1</sub>, ПАУ и ЧУ при использовании очень сухой древесины (11%) по сравнению с влажной древесиной (18%), хотя число частиц было ниже для сухой древесины.
- Использование современных печей с передовыми методами ограничения выбросов загрязняющих веществ, таких как каталитические горелки, древесные гранулы и каменные печи, позволяет достичь стандартов выбросов, определенных последними требованиями экодизайна ЕС. Запрет использования неэкомаркированных печей в некоторых исследованиях показан как наиболее

эффективный метод. Однако использование каталитических горелок может увеличить выбросы ПХДД/Ф из-за воздействия катализатора. Современные печи также значительно снижают выбросы органических газов, что положительно влияет на уменьшение потенциала образования вторичного органического аэрозоля.

- Автоматическая подача топлива и улучшение сжигания при помощи многоступенчатого подведения воздуха существенно повышают КПД. Низкозатратные стратегии модернизации, с подачей воздуха на традиционные печи могут снизить выбросы ТЧ и черного углерода. Следует избегать высоких скоростей горения, так как они связаны с более высокими выбросами загрязняющих веществ.
- Дровяные печи, работающие на древесных гранулах, имеют в 2–3 раза более низкие выбросы ТЧ, ЕС и ПАУ, чем печи, работающие на древесных поленьях в усовершенствованных дровяных печах. Однако их эффективность в сокращении числа частиц ниже ожидаемой.
- Электростатические фильтры (ESP) могут быть эффективной стратегией снижения выбросов частиц. Эффективность более 99% обычно достигается на установках для сжигания, однако на практике эта технология не подходит для бытовых приборов. Эффективность ESP в отношении сокращения наночастиц пока неясна. При благоприятных условиях горения после ESP во время охлаждения дымовых газов органическое вещество может образовываться из-за конденсирующихся соединений.
- Дополнительные стратегии, такие как использование систем тепловых накопителей (TES), помогают оптимизировать цикл нагрева в периоды запуска и остановки. Запуск считается критической фазой с высокими выбросами загрязняющих веществ.
- Формирование твердых частиц значительно зависит от расстояния до подачи вторичного воздуха и равномерности его распределения в модулях подачи воздуха. Оптимизация ступенчатой подачи воздуха может снизить выбросы загрязняющих веществ. Однако использование стратегии ступенчатой подачи воздуха в сочетании с повторным сжиганием для снижения выбросов NOx может привести к образованию нитро-ПАУ, известных своим высоким канцерогенным потенциалом.
- В соответствии с (ЦГ ТЭВ, 2019), можно рекомендовать следующие новые технологии: современные усовершенствованные печи с улучшенным контролем подачи воздуха, отражающими материалами и двумя камерами сгорания; умные печи с автоматическим управлением подачей воздуха и горением, термостатическим управлением, Wi-Fi-соединением для сбора и отправки данных о горении производителю для улучшения обслуживания; усовершенствованные каменные печи, работающие с высокой эффективностью и низкими выбросами; автоматизированные котлы на гранулах: полностью автоматические котлы (электронный контроль подачи воздуха, датчики лямбда), конденсационные котлы, использующие стандартные пеллеты; котлы, работающие на дровах или древесной щепе; Теплоаккумулирующее оборудование, снижающее частоту остановок/запусков и работу на частичной нагрузке, которая генерирует более высокие выбросы по сравнению с полной нагрузкой. Другие технологии: рециркуляция дымовых газов, обратное горение, газификаторы.
- В настоящее время процедуры тестирования для выдачи экомаркировки не могут полностью охарактеризовать реальные условия использования бытовых устройств. Новые стандартизированные методы тестирования были бы полезны для лучшего учета реального использования малых установок для сжигания (фазы запуска, завершения работы).

- Необходимы гармонизированные методы для определения концентраций выбросов ТЧ и ЧУ. Для ТЧ существуют методы, учитывающие конденсируемые вещества, такие как туннели разбавления.
- Бурый углерод (BrC) представляет собой органическое вещество, которое способно поглощать солнечное излучение. BrC в основном выделяется при сжигании биомассы или образуется позже при разбавлении дымового шлейфа. На данный момент это вещество недостаточно изучено, и существуют неопределенности в радиационных характеристиках, которые ему приписываются в климатических моделях.

## 4.2 Дорожный транспорт

### 4.2.1 Системы доочистки выхлопных газов

Каталитическая доочистка выхлопных газов с помощью трехкомпонентного каталитического нейтрализатора в настоящее время является наиболее эффективной формой контроля выбросов для бензиновых двигателей (Frauhammer et al., 2015). **Трехкомпонентный каталитизатор (TWC)** представляет собой неотъемлемую часть систем контроля выбросов выхлопных газов как двигателей с распределенным впрыском топлива, так и двигателей с непосредственным впрыском бензина. При равномерном распределении смеси со стехиометрическим соотношением воздуха и топлива ( $\lambda=1$ ) трехкомпонентный каталитический нейтрализатор при нормальной рабочей температуре способен практически полностью преобразовывать следующие загрязняющие вещества: монооксид углерода (CO), углеводороды (HCs) и оксиды азота (NOx). Однако для точного поддержания  $\lambda=1$  требуется система формирования смеси с использованием электронного управления подачей бензина; сегодня эта система полностью заменила карбюратор, который использовался до появления трехкомпонентного каталитического нейтрализатора. Поскольку трехкомпонентный каталитический нейтрализатор не способен преобразовывать оксиды азота в режиме обедненной смеси ( $\lambda>1$ ), в двигателях с обедненным режимом работы используется дополнительный накопительный каталитический нейтрализатор NOx. Другим способом снижения NOx при  $\lambda>1$  является селективная каталитическая нейтрализация (СКВ). Трехкомпонентный каталитический нейтрализатор непосредственно не участвует в подавлении прямых выбросов ТЧ, однако он может влиять на их вторичное образование ТЧ.

**Селективная каталитическая нейтрализация (СКВ)** оксидов азота (NOx) с использованием водного раствора мочевины («мочевинный СКВ») изначально была разработана как технология стационарного режима для контроля NOx на стационарных источниках (Lambert, 2019). Катализаторы для такого применения обычно довольно крупные и изготавливаются из недорогих материалов, таких как ванадий/титан или железо/цеолит. Температура слоя катализатора может контролироваться в пределах оптимального диапазона конверсии NOx, а газовый поток остается относительно постоянным; таким образом, подача водного раствора мочевины также остается стабильной. Работа транспортных средств, напротив, характеризуется сильной изменчивостью потока и температуры, зависящей от скорости, нагрузки, дорожных условий, погоды и других факторов, которые невозможно точно предсказать. Катализатор должен эффективно работать в подавляющем большинстве условий нормальной эксплуатации транспортного средства, при этом его размер ограничен требованиями к пространству и массе. Для работы СКВ требуется регулярное пополнение запаса водного раствора мочевины, а изменчивость процесса впрыска делает его существенно отличным от систем контроля NOx на стационарных источниках. Катализатор СКВ должен функционировать и сохранять работоспособность в многофункциональной системе, которая также управляет углеводородами, монооксидом

углерода и сажей, и при этом подвергается воздействию таких веществ, как сера, фосфор и другие элементы, присутствующие в топливе, масле и компонентах системы. Катализатор СКВ может работать при температурах ниже 200 °С, но также выдерживать температуры до 700 °С в нормальных условиях эксплуатации автомобиля и до 900 °С при нанесении на фильтр сажи. Выбор функциональных материалов, тесты на долговечность при высоком пробеге и, что особенно важно, тесты на предельные нагрузки являются ключевыми решениями при проектировании автомобильных систем СКВ на основе мочевины.

**Дизельный окислительный каталитический нейтрализатор (DOC)** представляет собой открытую монокристаллическую систему (проходного типа) без фильтра, аналогичную традиционным каталитическим нейтрализаторам для бензиновых и дизельных двигателей, но с некоторыми значительными изменениями в составе катализатора для оптимизации его активности в условиях обедненной смеси. Благородные металлы наносятся на высокопористый алюминиевый промывной слой толщиной около 20–40 мкм, который покрывает стенки каналов. Большинство DOC, используемых на международном рынке, содержат платину (Pt) и палладий (Pd) с типичным содержанием 50–70 г/фут<sup>3</sup>. Современные DOC на основе металлов платиновой группы (PGM) выполняют две основные функции в системах контроля выбросов:

- 1) Эффективно способствуют окислению несгоревших углеводородов (UHCs), монооксида углерода (CO), а также органической фракции сажи (SOF), как описано в реакциях (1) и (2). Это может быть использовано либо для снижения выбросов, поступающих от двигателя, либо для окисления дизельного топлива с целью создания экзотермического тепла, необходимого для активной регенерации дизельного сажевого фильтра (DPF), а также в ловушках обедненного NOx (LNT) и обессеривания (deSOx).
- 2) Преобразование NO в NO<sub>2</sub>, как показано в реакции (3). NO<sub>2</sub> используется для постоянного окисления сажи в сажевом фильтре (пассивная регенерация DPF, реакция (4)) и/или для повышения эффективности СКВ (селективной каталитической нейтрализации) в процессе удаления NOx (deNOx) через быструю СКВ-реакцию (5), особенно при низких температурах.

**Дизельный сажевый фильтр (DPF)** представляет собой экструзионную, обычно цилиндрическую керамическую структуру с тысячами малых параллельных каналов, расположенных вдоль продольной оси выхлопной системы. Пористые стенки монолитов с потоком через стенки выполнены из керамики с более высокой и точно контролируемой пористостью, а смежные каналы в фильтрах с потоком через стенки попеременно закупорены с каждого конца, что вынуждает дизельный аэрозоль проходить через пористые стенки субстрата, которые функционируют как фильтрующий материал. Частицы, которые слишком велики, чтобы пройти через пористую поверхность, физически собираются и накапливаются в каналах. Стенки DPF разработаны таким образом, чтобы иметь оптимальную пористость, позволяющую выхлопным газам проходить через стенки без значительных препятствий, и быть достаточно непроницаемыми для сбора твердых частиц. Было проведено обширное исследование различных механизмов сбора частиц, включая диффузию, перехват, инерцию, гравитацию, электростатику и термофорез. Основными критериями, обеспечивающими успешную работу фильтров твердых частиц для дизельных двигателей (DPF), обычно являются высокая эффективность фильтрации, низкое сопротивление потоку газа, высокая прочность конструкции, термическая долговечность и надежность, а также способность выдерживать высокие температуры во время большого числа циклов регенерации в течение срока службы. Технологические разработки в конструкции DPF включают усовершенствования формы ячеек и оптимизацию пористости стенок ячеек, направленные на минимизацию обратного



давления двигателя, увеличение интервалов между обслуживанием фильтра, а также облегчение нанесения катализаторного покрытия.

**Бензиновый фильтр твердых частиц (GPF)** представляет собой адаптацию технологии DPF для бензиновых автомобилей. С ужесточением норм выбросов исследование применения фильтров ТЧ в двигателях с системой непосредственного впрыска топлива (СНВТ) становится неизбежной тенденцией. Сажевый фильтр должен обладать высокой эффективностью фильтрации, длительным сроком службы, удовлетворять другим требованиям, при этом сопротивление потоку (падение давления) должно быть минимальным (Mu et al., 2019). Для снижения сопротивления потоку в GPF тестируются технологии с использованием типа фильтра с вложенными цилиндрами и направляющими каналами (NCDCP). Такая конструкция состоит из вложенных металлических пористых цилиндров и кольцевых каналов отвода потока. Теоретически изучены падение давления и факторы, влияющие на него. Результаты показали, что структурные параметры, такие как расстояние между цилиндрическими слоями и соотношение длины к диаметру, находятся в компромиссных отношениях с падением давления (Mu et al., 2019).

**В катализированном дизельном сажем фильтре (CDPF)** каталитический материал, чаще всего содержащий небольшое количество металлов платиновой группы, наносится на поверхность фильтра для снижения температуры воспламенения, необходимой для окисления накопленных ТЧ, в диапазоне 300-400 °С, что позволяет фильтру саморегенерироваться при высоких температурах выхлопных газов. CDPF обеспечивают снижение выбросов ТЧ и сажи, а также углеводородов (НС) и монооксида углерода (СО) более чем на 90%. Они характеризуются высокой эффективностью фильтрации ТЧ, но при этом имеют относительно высокое падение давления. Было замечено, что в условиях низких температур регенерация дизельных сажевых фильтров (DPF) происходит медленнее, что приводит к увеличению давления внутри фильтра. CDPF являются динамичными и сложными системами, поскольку условия работы меняются со временем, а различные функции (катализ и фильтрация) обычно совмещены на одном монолитном носителе, что предъявляет строгие требования к пространству и стоимости. Кроме того, возможность сжигания сажи в значительной степени зависит от условий контакта катализатора с сажей, поэтому необходимо максимально увеличить взаимодействие между частицами сажи и катализатором, которые оба являются твердыми материалами. Новаторский подход к увеличению контакта сажи и катализатора был реализован *Peugeot-Citroën Société d'Automobiles (PSA)* в начале 2000х годов. Его ключевым компонентом является добавка на основе церия, которая успешно используется в несколько миллионах автомобилей. PSA внедрила активную бортовую систему добавок с отдельным устройством подачи, которое позволяет дозировать нужное количество добавки на основе церия в дизельное топливо. Этот органический металлический компонент в топливе приводит к образованию частиц  $\text{CeO}_2$ , которые прочно интегрируются в структуру дизельных твердых частиц, обеспечивая тесный контакт с частицами сажи («тесный контакт сажа-катализатор»). Таким образом, благодаря каталитическим средствам удается достичь снижения температуры воспламенения, что способствует экономии топлива при последующем впрыске (Fino et al., 2016).

Эти устройства могут быть комбинированы. Существует два различных концептуальных подхода к объединению технологий СКВ и DPF с целью достижения заданного уровня сокращения выбросов: СКВ размещается либо перед DPF (DOC + СКВ + DPF), либо после DPF (DOC + DPF + СКВ).

#### 4.2.2 Состав углеродных компонентов выхлопных газов

Основными компонентами твердых частиц (PM) выхлопных газов являются элементарный углерод (EC), органический углерод (OC) и неорганические компоненты, включая металлическую золу и ионы. В результате исследований (Ntziachristos et al., 2007) были собраны различные литературные данные, на основе которых предложены усредненные значения EC и OC.

Вариабельность данных, собранных в туннелях, на дорогах и при использовании динамометрических стендов, а также неопределенности в измерении органического углерода (OC), указывают на высокую степень неопределенности в спецификации ТЧ в выхлопных газах. Из-за этой неопределенности средние значения EC и чёрного углерода (ЧУ) считаются практически равными (Battye et al., 2002; May et al., 2010). Хотя известно, что определения EC и ЧУ, а также методы их определения различаются, это считается менее важным по сравнению с общей неопределенностью в оценке этих показателей для технологий контроля выбросов транспортных средств.

Несмотря на общие неопределенности, надежные соотношения ЧУ/OC могут быть разработаны, так как существует общее согласие в измерениях, проводимых в туннелях и лабораториях, относительно характеристик выбросов дизельных и бензиновых автомобилей. Влияние различных технологий (например, катализаторов окисления, дизельных сажевых фильтров) на выбросы также достаточно предсказуемо.

В таблице 15 из работы (Ntziachristos and Samarras, 2019) представлены соотношения между органическим материалом (OM) и чёрным углеродом (OM/ЧУ), а также ЧУ/ТЧ<sub>2,5</sub> (оба выражены в процентах), которые могут быть применены к выбросам выхлопных ТЧ для различных технологий транспортных средств. «Органический материал» представляет собой массу органического углерода, скорректированную с учётом содержания водорода и других атомов в собранных соединениях. Источники этих данных и методология оценки приведены в (Ntziachristos et al., 2007). Предложен также диапазон неопределённости в процентах для обоих указанных соотношений. Например, если соотношение OM/EC для конкретной технологии составляет 50%, а неопределённость равна 20%, это означает, что значение OM/EC находится в пределах от 40 % до 60 %. Этот диапазон неопределённости применяется к средним значениям выбросов автопарка, а не к отдельным транспортным средствам. Значения для отдельных транспортных средств в определенной категории могут превышать указанный диапазон неопределённости. Соотношения также соответствуют средним условиям вождения без различий между режимами вождения или запуск на холодном и горячем двигателе.

Соотношение OM/ЧУ выше для бензиновых автомобилей и снижается от устаревших к современным транспортным средствам. Для дизельных транспортных средств тяжелой грузоподъемности ЕВРО VI заметно снижение соотношения ЧУ/ТЧ<sub>2,5</sub> с одновременным ростом соотношения OM/ЧУ, что, безусловно, связано с эффективным удалением сажи с помощью DPF и доминированием OM, образующегося во время охлаждения. Эти показатели связаны с самыми низкими предельными значениями выбросов ТЧ<sub>2,5</sub> (ELV).

**Таблица 15: Коэффициенты выбросов ТЧ<sub>2,5</sub>, распределение ТЧ на элементарную массу (ЧУ) и органическую массу (ОМ) из работы (Ntziachristos and Samarras, 2019). Примечание: Значения взяты из доступных литературных данных и инженерных оценок воздействия конкретных технологий (катализаторы, DPF и т. д.) на выбросы. Оценки также предполагают использование низкосернистых видов топлива (<50 ppm). Таким образом, вклад сульфатов в выбросы ТЧ обычно низок. В случаях использования передовых систем доочистки (например, катализированных DPF), суммы ЕС и ОМ могут быть меньше 100 %. Остальная часть предполагается как зола, нитраты, сульфаты, вода и соли аммония. Категория L - мопеды и мотоциклы.**

Категория	Евро стандарт	КВ ТЧ <sub>2,5</sub> (мг/км)	ЧУ/ТЧ <sub>2,5</sub> (%)	ОМ/ЧУ (%)	Неопределён ности (%)
<i>Легковые автомобили на бензине (PC) и лёгкие коммерческие автомобили (LCV)</i>	PRE-ECE	2.2-2.3	2	4900	50
	ECE 15 00/01	2.2-2.3	5	1900	50
	ECE 15 02/03	2.2-2.3	5	1900	50
	ECE 15 04	2.2-2.3	20	400	50
	Открытая система	2.2-2.3	30	233	30
	Евро 1	2.2-2.3	25	250	30
	Евро 2	2.2-2.3	25	250	30
	Евро 3	1.1-2.2	15	300	30
	Евро 4	1.1	15	300	30
	<i>Легковые автомобили на бензине (PC) и лёгкие коммерческие автомобили (LCV)</i>	Обычные	220.9-356	55	70
Евро 1		84.2-117	70	40	10
Евро 2		54.8-117	80	23	10
Евро 3		39.1-78.3	85	15	5
Евро 4		31.4-40.9	87	13	5
Евро 3,4,5 с DPF и добавкой топлива		-	10	500	50
Евро 3, 4, 5 с катализированным DPF		-	20	200	50
<i>Транспортные средства большой грузоподъемности на дизеле (HDV)</i>	Обычные	333-491	50	80	20
	ЕВРО I	129-358	65	40	20
	ЕВРО II	61-194	65	40	20
	ЕВРО III	56.5-151	70	30	20
	ЕВРО IV	10.6-26.8	75	25	20
	ЕВРО V	10.6-26.8	75	25	20
	ЕВРО VI	0.5-1.3	15	300	30
	Обычные, 2-тактный	176	10	900	50
<i>L-категории (мопеды и мотоциклы) **</i>	Евро 2, 2-тактный	45	20	400	50
	Евро 2, 2-тактный	26	20	400	50
	Обычные, 4-тактный	14-176	15	560	50
	Евро 1, 4-тактный	14-40	25	300	50
	Евро 2, 4-тактный	3.5-7	25	300	50
	Евро 3, 4-тактный	0.96-4	25	250	50

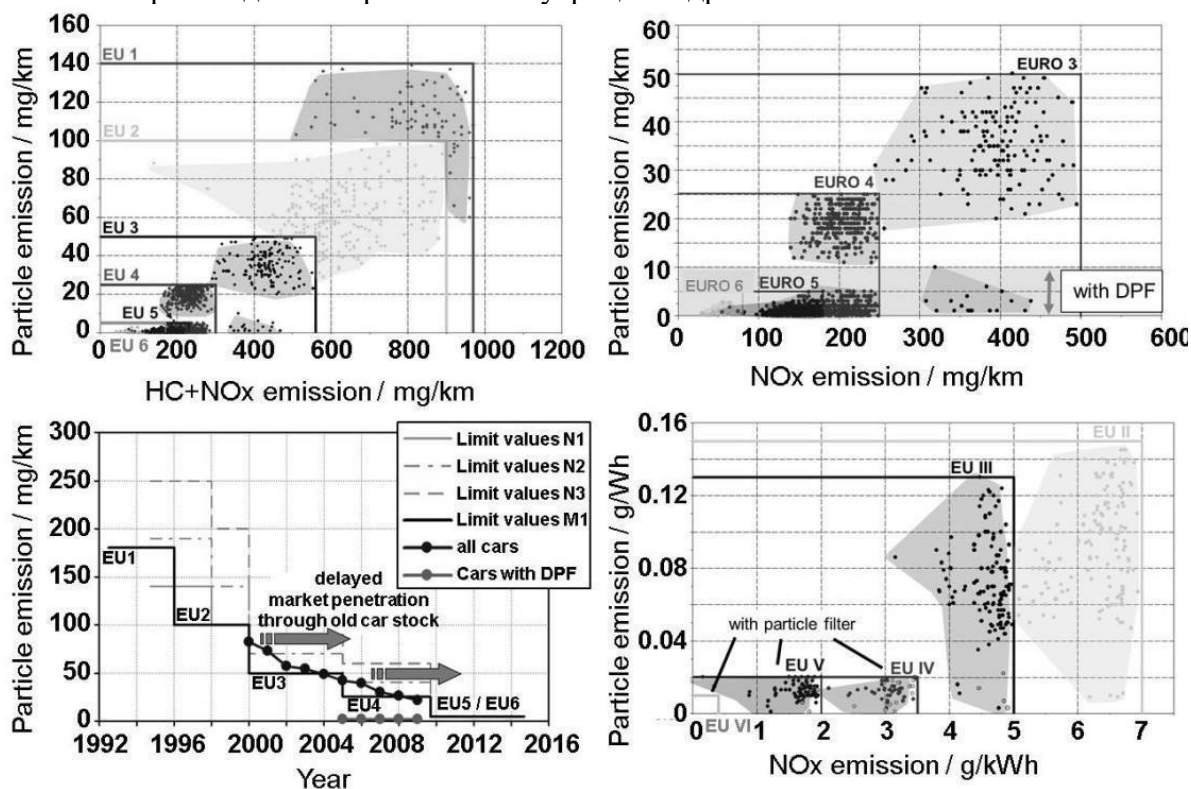
### 4.2.3 Влияние систем последующей обработки на выбросы твердых частиц

За последние три десятилетия дизельные двигатели значительно эволюционировали, достигнув высокой эффективности, экологической безопасности и улучшенного уровня комфорта как для легких грузовых автомобилей, так и для транспортных средств большой грузоподъемности (Fiebig et al., 2014). Технические разработки охватывают все аспекты – от качества топлива до процессов сжигания и систем последующей обработки выхлопных газов. В статье представлен исчерпывающий обзор имеющейся литературы, касающейся технических разработок и их влияния на сокращение выбросов загрязняющих веществ. Рассматриваются такие аспекты, как законодательство о выбросах, качество топлива, технологии дизельных двигателей и систем последующей обработки выхлопных газов, а также состав твердых частиц, с акцентом на массовые выбросы твердых частиц при их применении на дорожных транспортных средствах. Технологии дизельных двигателей, характерные для реальных условий эксплуатации, включают внутренние модификации, позволяющие минимизировать выбросы твердых частиц и оксидов азота практически без потери мощности. Среди таких модификаций – охлаждаемая система рециркуляции выхлопных газов, оптимизированные системы впрыска, адаптированные системы наддува и улучшенные процессы сжигания с высокой турбулентностью. Благодаря внедрению и совершенствованию систем последующей обработки выхлопных газов, таких как окислительный катализатор и дизельный сажевый фильтр, а также систем снижения выбросов NO<sub>x</sub>, выбросы загрязняющих веществ были значительно сокращены. В Европе проблема воздействия серы на катализаторы была решена благодаря использованию низкосернистого топлива.

В будущем ожидается увеличение использования биотоплива, которое в целом положительно влияет на выбросы твердых частиц и не увеличивает количество выбросов частиц. С момента введения норм выбросов ЕС все предельные значения выбросов были снижены более чем на 90%. В будущем можно ожидать дальнейшие шаги в этом направлении. Выбросы твердых частиц современных дизельных двигателей по качеству и количеству уже нельзя сравнивать с выбросами двигателей старого поколения. Внутренние модификации двигателя привели к значительному снижению выбросов твердых частиц без негативного воздействия на распределение их размеров в сторону уменьшения частиц. Остаточные частицы могут быть захвачены ловушкой для твердых частиц, независимо от их размера или режима работы двигателя. Использование фильтра с пористыми стенками позволяет добиться почти 100% сокращения выбросов по массе и числу частиц. Снижение массы твердых частиц всегда связано с уменьшением их числа.

Сравнивая данные зарегистрированных транспортных средств по типу выбросов, опубликованные Федеральным автомобильным управлением Германии (КВА), видно, что показатели зарегистрированных автомобилей по выбросам твердых частиц значительно ниже пределов, особенно для транспортных средств с дизельными сажевыми фильтрами (DPF) стандарта Евро 3 и Евро 4 (Рисунок 39). Начиная с Евро 5, самые низкие уровни выбросов твердых частиц достигаются благодаря универсальному применению DPF. Легковые автомобили, сертифицированные по Евро 6, уже доступны на рынке. Рисунок 39 (внизу слева) также показывает, что после введения новых стандартов выбросов они быстро внедряются среди новых зарегистрированных автомобилей. Автомобили, сертифицированные по Евро VI, появились на рынке относительно недавно. Разработка нормативов выбросов и данных регистрации КВА демонстрирует аналогично быстрое и значительное сокращение всех выбросов для коммерческих автомобилей (внизу справа). Концепции Евро IV и Евро V используются как с DPF (открытые символы), так и без них (закрытые символы), поскольку большинство производителей коммерческих автомобилей используют

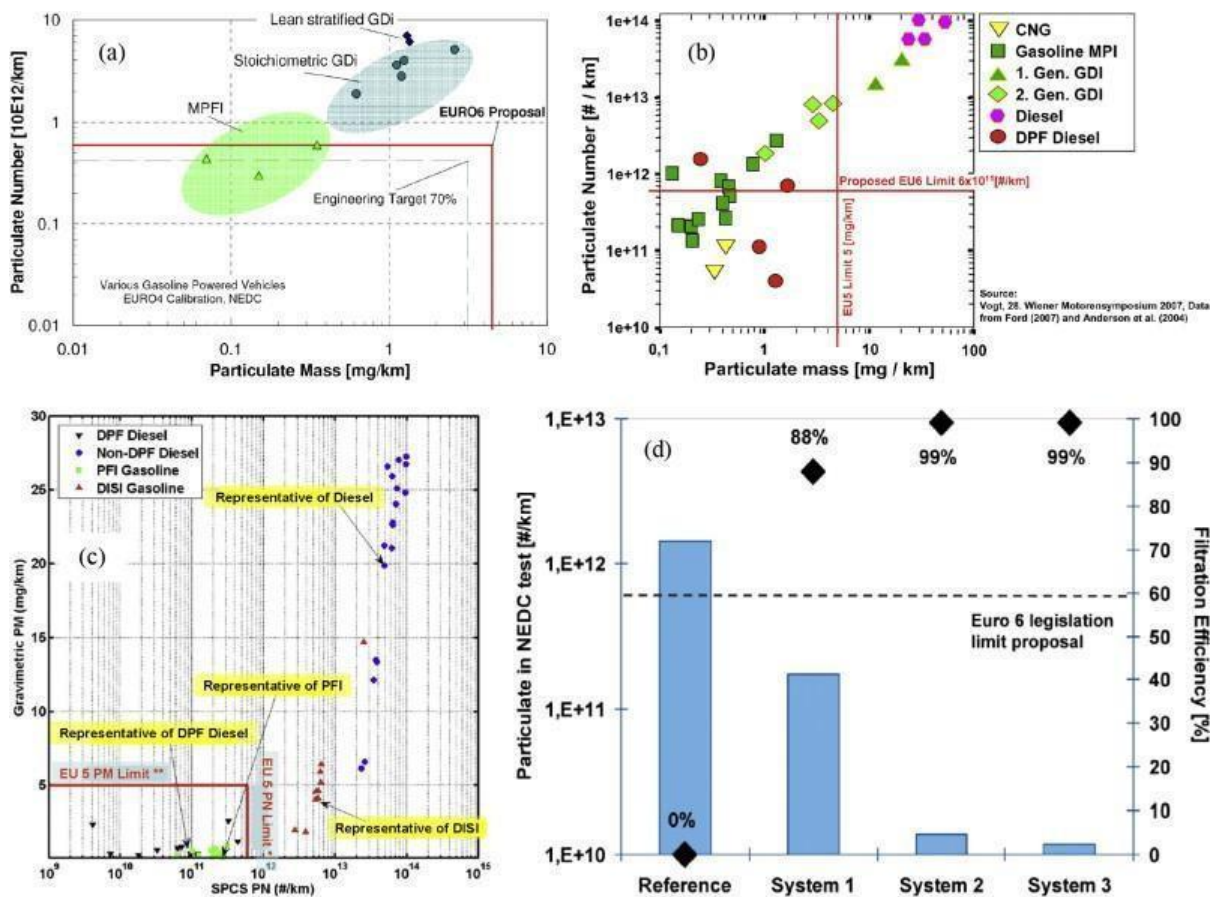
внутрицилиндровое снижение частиц и выбросов NOx с помощью технологии СКВ для Евро V, учитывая связанные с этим преимущества в потреблении топлива..Только немногие производители применяют внутрицилиндровое снижение NOx и DPF.



**Рисунок 39: Пределы выбросов КВА. Предельные значения выбросов для легковых автомобилей (верхний левый угол). Подробный вид норм ЕВРО 3–6 для легковых автомобилей (верхний правый угол). Предельные значения для коммерческих автомобилей (нижний правый угол). Проникновение новых предельных значений выбросов для легковых автомобилей (Fiebig et al., 2014).**

Обзор (Guan et al., 2015) включает всестороннее рассмотрение передовых технологий дизельных сажевых фильтров (DPF), включая усовершенствованные материалы фильтрующего субстрата, новый состав катализаторов, высокоразвитые стратегии управления регенерацией, неконтролируемую регенерацию DPF и методики их управления, прогнозирование накопления сажи в DPF, а также использование датчиков сажи для соблюдения законодательства по бортовой диагностике твердых частиц. Кроме того, обсуждается прогресс в области высокооптимизированных гибридных подходов, включающих интеграцию дизельного окислительного каталитического нейтрализатора (DOC) + (DPF, катализатор снижения NOx), селективной каталитической нейтрализации (СКВ) на покрытых DPF катализаторах, а также размещение DPF в контуре рециркуляции выхлопных газов (EGR). Также подробно рассматривается воздействие качества топлива и смазочных материалов на производительность DPF, а также обслуживание и дооснащение DPF. В то же время технологии высокоэффективных фильтров твердых частиц для бензиновых двигателей (GPF) становятся необходимыми для эффективного сокращения выбросов твердых частиц и количества частиц (PN) в двигателях с бензином прямого впрыска (СНВТ), чтобы соответствовать будущим ужесточающимся нормам выбросов (Рисунок 40).



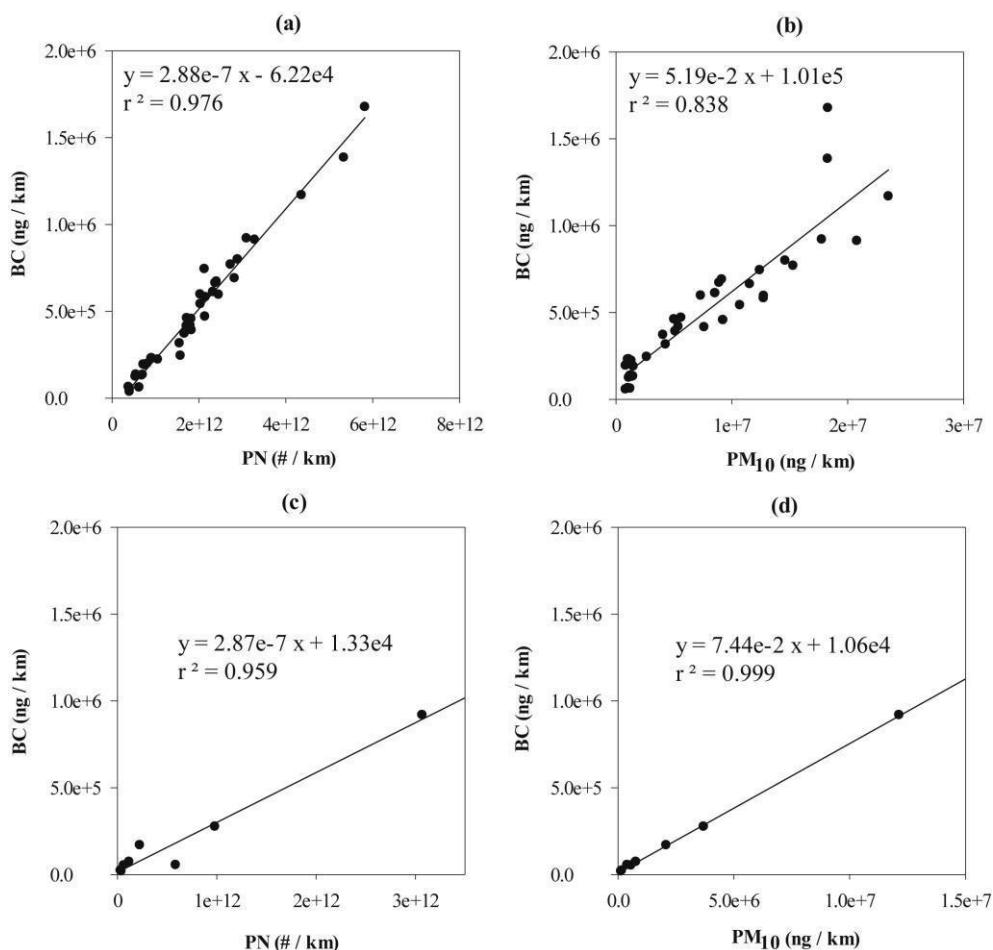


**Рисунок 40:** Схематический обзор эффективности GPF из работы (Guan et al., 2015). (a) Предложение по выбросам транспортных средств для ЕВРО 6 (Piock et al., 2011); (b) Сравнение выбросов количества частиц и массы частиц для бензиновых и дизельных двигателей (Whitaker et al., 2011); (c) Набор данных в пространстве PN-ТЧ для европейских легковых автомобилей (\* только дизель, \*\* дизель и двигатели с искровым зажиганием прямого впрыска) (Braisher et al., 2010); (d) PN-выбросы по NEDC и эффективность фильтрации GPF (Richter et al., 2012), Пробы оценивались в режиме NEDC на автомобиле с турбированным двигателем GTDI объемом 2,0 л и на высокودинамическом моторном стенде. Система ссылок: Система 1) тестовая система с неокрашенным GPF в подкузовном положении, Система 2) тестовая система с окрашенным GPF в подкузовном положении, Система 3) тестовая система с разделенным близкорасположенным TWC (трёхкомпонентным катализатором) и окрашенным GPF в подкузовном положении.

Температура выхлопных газов дизельных двигателей оказывает важное воздействие на снижение выбросов загрязняющих веществ. Помимо типа катализатора, скорость потока выхлопных газов и форма выбросов являются другими параметрами, влияющими на эффективность. С помощью систем контроля выбросов с последующей очисткой возможно снизить выбросы загрязняющих веществ, соответствовать стандартам и требованиям по выбросам, а также предотвратить вредные воздействия выбросов на окружающую среду и здоровье человека (Reşitoğlu et al., 2015).

Исследование (Louis et al., 2016b) сосредоточено на (i) выбросах сверхтонких частиц, черного углерода, ЛОС (бензол, толуол, этилбензол, ксилолы – ВТЕХ), ПАУ, карбонильных соединений и  $\text{NO}_2$  от дизельных и бензиновых автомобилей стандартов ЕВРО 4 и ЕВРО 5, (ii) влиянии условий вождения (например, холодный старт, городской, сельский и автомагистральные режимы), а также (iii) влиянии устройств с добавками и каталитических DPF на выбросы транспортных средств. Тесты на шасси-динамометре проводились на четырёх транспортных средствах ЕВРО 5 и двух транспортных средствах ЕВРО 4: бензиновые автомобили с системами прямого впрыска и без них, а

также дизельные автомобили, оснащенные сажевыми фильтрами с добавками и каталитическими фильтрами. Результаты показали, что по сравнению с циклами горячего старта, циклы холодного старта в городских условиях увеличивали все выбросы загрязняющих веществ в 2 раза. Единственным исключением был  $\text{NO}_2$ , уровень которого снижался в 1,3–6 раз. Выбросы твердых частиц и черного углерода от бензиновых двигателей были значительно выше, чем от дизельных двигателей, оснащённых DPF. Кроме того, двигатели с каталитическим DPF выбрасывают в 3–10 раз больше карбонильных соединений и частиц, соответственно, по сравнению с DPF с добавками во время городских циклов движения, в то время как автомобили с DPF с добавками выбрасывают в 2 и 5 раз больше ВТЕХ и карбонильных соединений во время циклов движения по автомагистрали. Что касается распределения частиц по размерам, цикл движения по автомагистрали вызывает выбросы частиц меньшего диаметра (мода на уровне 15 нм), чем цикл холодного старта в городских условиях (мода на уровне 80–100 нм). Результаты показали чёткую положительную корреляцию между выбросами частиц, черного углерода и ВТЕХ, а также отрицательную корреляцию между твердыми частицами и  $\text{NO}_2$ . На рисунке 41 отчётливо видна **существенная корреляция между выбросами ЧУ и выбросами PN или ТЧ<sub>10</sub>**.

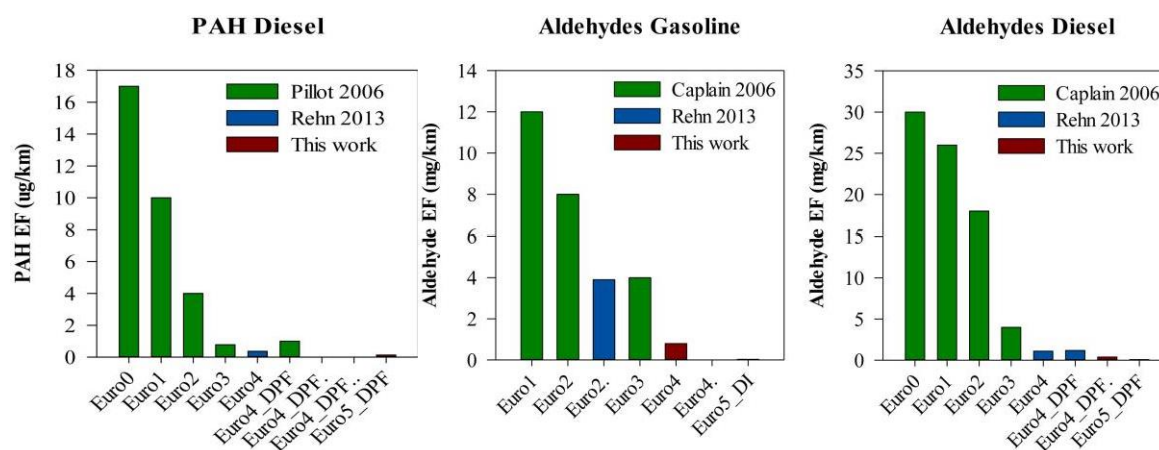


**Рисунок 41: Корреляция ЧУ/PN и ЧУ/ТЧ<sub>10</sub> для бензиновых (а и б) и дизельных автомобилей (с и d). ЧУ: черный углерод; ЧН: число частиц; ТЧ<sub>10</sub>: масса частиц с диаметром частиц менее 10 мкм – из (Louis et al., 2016b)**

Рисунок 42 показывает выбросы ПАУ для дизельных двигателей и коэффициенты выбросов альдегидов для тестов на динамометре, проведенных во время городского цикла с горячим запуском. Согласно данным (Louis et al., 2016b), выбросы альдегидов значительно снижаются по сравнению с результатами исследований (Caplain et al., 2006) и (Polo Rehn, 2013). Выбросы альдегидов у бензиновых автомобилей снижаются с 12



мг/км для автомобилей стандарта Евро 1 до 1 мг/км для автомобилей стандарта Евро 4. Выбросы альдегидов у дизельных автомобилей снижаются с 30 мг/км для автомобилей до стандарта Евро до 0,5 мг/км для автомобилей стандарта Евро 4. Значительное снижение выбросов ПАУ наблюдается по сравнению с данными из (Pillot et al., 2006) и (Polo Rehn, 2013). **Выбросы ПАУ у дизельных автомобилей снижаются с 17 мкг/км для автомобилей до стандарта Евро до 1 мкг/км для автомобилей стандарта Евро 3 и остаются ниже 0,2 мкг/км для автомобилей стандарта Евро 5.** Выбросы ПАУ у бензиновых автомобилей довольно низкие (ниже 8 нг/км) и близки к пределу обнаружения.



**Рисунок 42:** (Слева) Сравнение коэффициентов выбросов ПАУ (КВ) для дизельных автомобилей (красная полоса) и данных (Polo Rehn, 2013) (синяя полоса) и (Pillot et al., 2006) (зеленая полоса). Сравнение коэффициентов выбросов альдегидов (КВ) для бензиновых автомобилей (в центре) и дизельных автомобилей (справа) (красная полоса) с данными (Polo Rehn, 2013) (синяя полоса) и (Caplain et al., 2006) (зеленая полоса). Источник: (Louis et al., 2016b).

Для изучения влияния систем доочистки на выбросы загрязняющих веществ (Kostenidou et al., 2020) охарактеризовали химический состав частиц, выбрасываемых тремя дизельными и четырьмя бензиновыми автомобилями стандарта Евро 5 на на шасси-динамометре (Рисунок 43). Черный углерод (ЧУ) доминирующее выбрасываемое вещество с коэффициентами выбросов (КВ), варьирующимися от 0,2 до 7,1 мг/км для бензиновых автомобилей и от 0,003 до 0,08 мг/км для дизельных. Для бензиновых автомобилей коэффициенты выбросов органического вещества (ОМ) варьируются от 5 до 103 мкг/км для автомобилей с системой непосредственного впрыска топлива (СНВТ) и от 1 до 8 мкг/км для автомобилей с системой распределённого впрыска (PFI), в то время как для дизельных автомобилей они находились в диапазоне от 0,15 до 65 мкг/км. Двадцать циклов холодного запуска, особенно первые минуты каждого цикла, внесли наибольший вклад в выбросы твердых частиц, включая ЧУ, ОМ и полициклические ароматические углеводороды (ПАУ). С использованием высокоразрешающей аэродинамической масс-спектрометрии времени пролета (HR-ToF-AMS) было идентифицировано и количественно определено более 40 видов ПАУ, включая метилированные, нитро-, окисленные и аминок-ПАУ, как в дизельных, так и в бензиновых выбросах. Выбросы ПАУ у автомобилей СНВТ были в 4 раза выше по сравнению с автомобилями, оснащенными системой PFI, во время цикла холодного старта, в то время как доля нитро-ПАУ была значительно выше в выбросах СНВТ. У двух из трех дизельных автомобилей выбросы ПАУ были близки к пределу обнаружения, но для одного, у которого была обнаружена неисправность устройства доочистки, средний коэффициент выбросов ПАУ составил 2,04 мкг/км. Выбросы наночастиц (меньше 30 нм), главным образом состоящих из бисульфата аммония,

измерялись во время пассивной регенерации каталитического дизельного сажевого фильтра (CDPF). Изображения, полученные с помощью трансмиссионной электронной микроскопии (ТЕМ), подтвердили наличие нанометрических металлических включений в сажевых частицах, выбрасываемых дизельным автомобилем, оснащенным топливным катализатором - дизельным сажевым фильтром с добавками в топливо (FBC-DPF). Анализ рентгеновской фотоэлектронной спектроскопии (XPS) частиц, выбрасываемых автомобилем PFI, показал как наличие тяжелых элементов (Ti, Zn, Ca, Si, P, Cl), так и беспорядочную поверхность сажи со значительной концентрацией углеродных радикальных дефектов, что может повлиять на химическую реактивность и токсичность частиц. Результаты исследования показывают, что различные технологии доочистки оказывают значительное воздействие на уровень и химический состав выбрасываемых частиц. Кроме того, это исследование подчеркивает важность состояния устройств фильтрации частиц и их регулярной проверки.

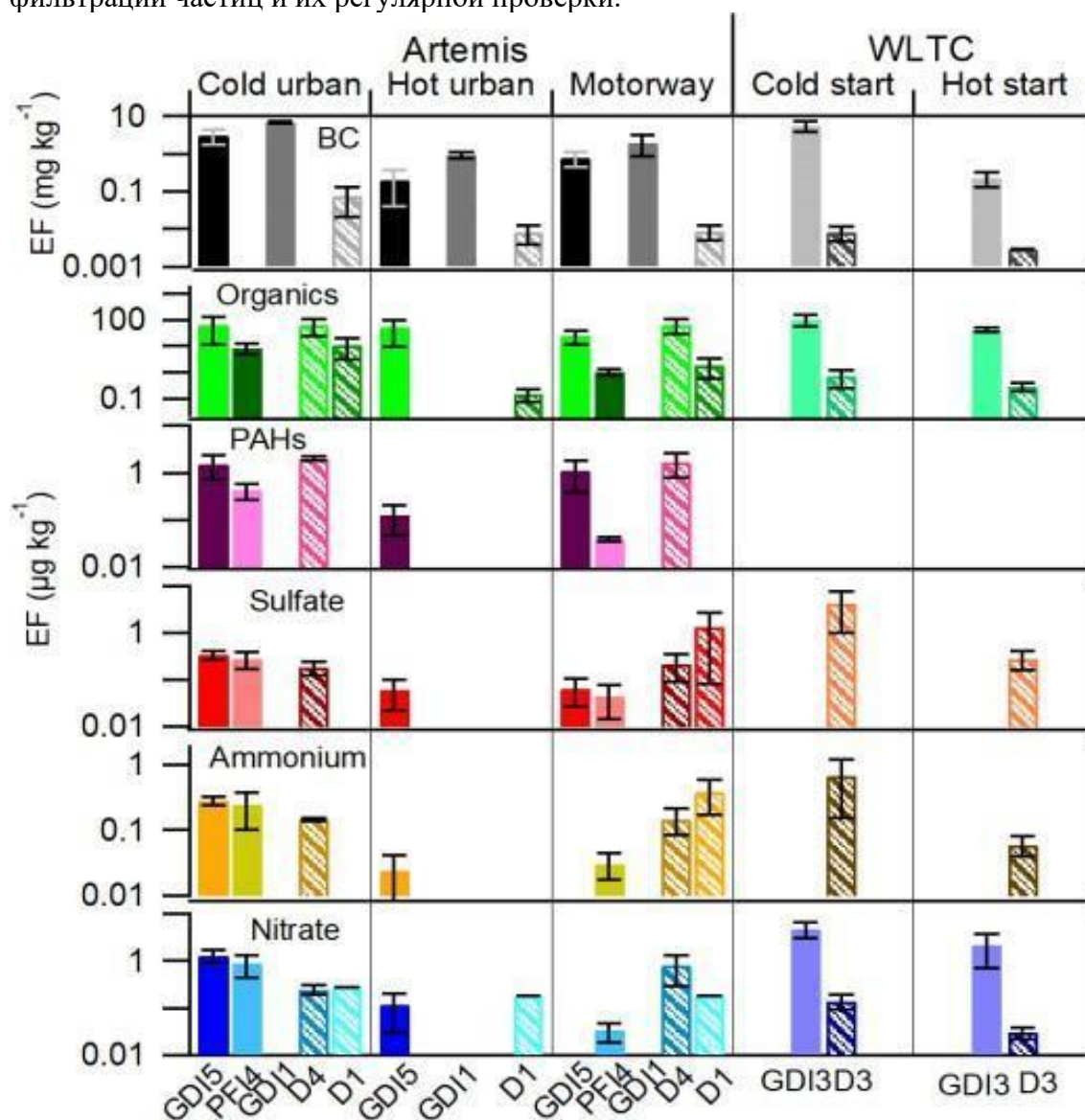
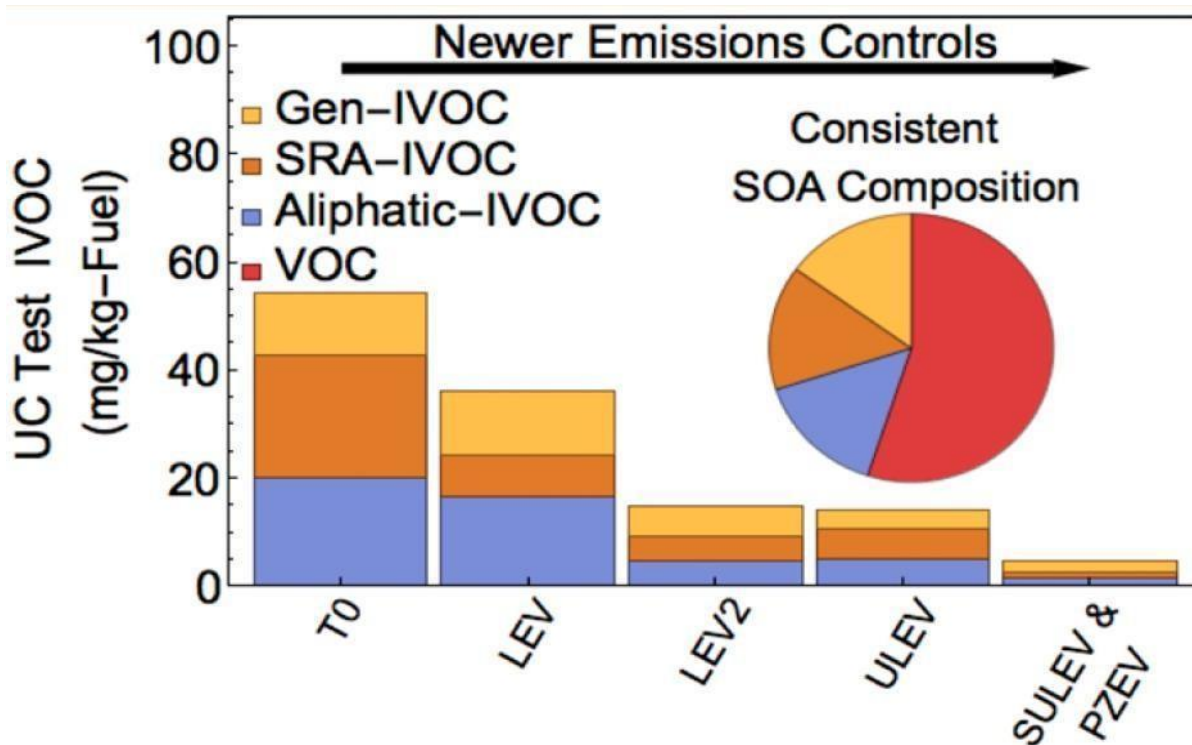


Рисунок 43: коэффициенты выбросов для трех дизельных автомобилей (D1, D3 и D4) и четырех бензиновых автомобилей (CHBT1, CHBT3, PFI4, CHBT5) стандарта Евро-5: коэффициенты выбросов ЧУ выражены в мг/км, а для органических вещества, ПАУ, сульфатов, аммония и нитратов значения выражены в мкг/км. Рассматриваются два цикла: ARTEMIS и WLTC. Бензиновые автомобили представлены сплошными столбцами, а дизельные – узорчатыми. Ошибки отображены в виде стандартного отклонения  $\pm 1\sigma$  (Kostenidou et al., 2020).

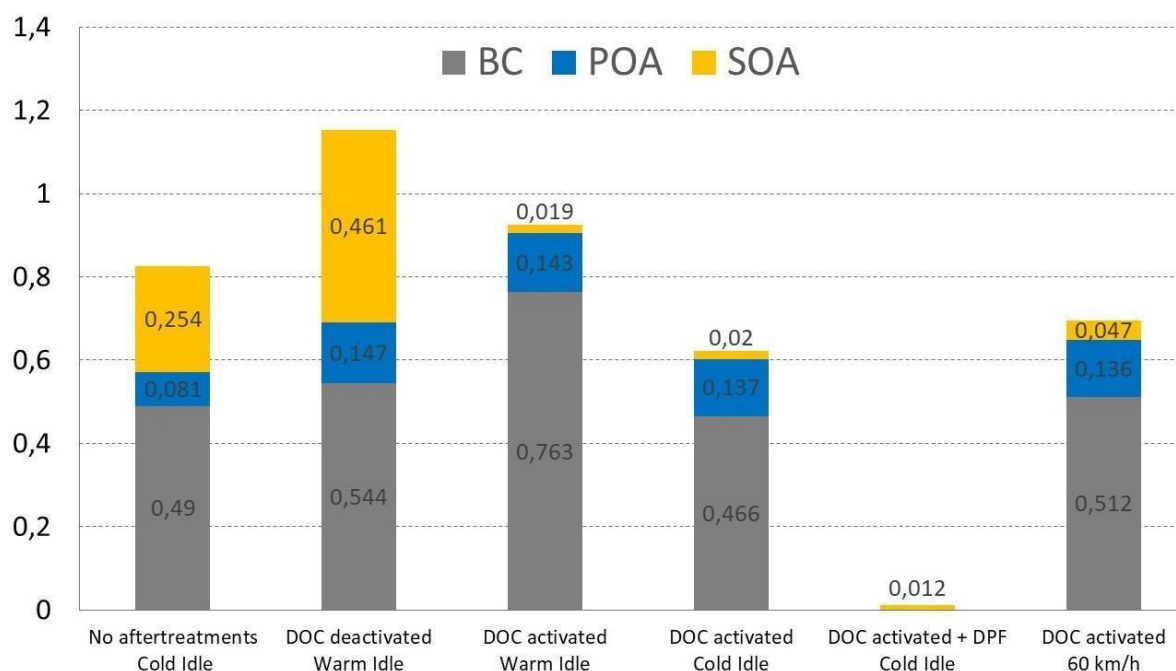
Как упоминалось в разделе 3.4, ЛОС могут быть важным прекурсором вторичных органических аэрозолей (SOA). (Drozd et al., 2019) провели всестороннюю характеристику выбросов органических соединений промежуточной и низкой летучести с использованием термодесорбционной двумерной газовой хроматографии – масс-спектрометрии с электронным воздействием (GC×GC-EI-MS) и вакуумной ультрафиолетовой ионизацией (GC × GC-VUV-MS). Моноциклические ароматические соединения с ненасыщенными заместителями C4 и C5 составляют значительную часть выбросов (IVOC) в выхлопных газах бензиновых автомобилей. Анализ кварцевых фильтров, выполненный с использованием GC × GC-VUV-MS, показал, что первичные выбросы органических аэрозолей были преимущественно связаны с моторным маслом. Исследователи объединили новые данные о выбросах с опубликованными параметризациями выхода SOA для оценки потенциала их формирования. После 24 часов окисления выбросы IVOC обеспечили 45% формирования SOA; соединения ВТЕХ (бензол, толуол, ксилолы и этилбензол) – 40%; другие ароматические ЛОС – 15%. Состав выбросов IVOC был стабилен в рамках тестового парка, что предполагает, что дальнейшее сокращение выбросов транспортных средств будет продолжать снижать образование SOA и уровень массовой концентрации твердых частиц в атмосфере (Рисунок 44).



**Рисунок 44:** Влияние законодательства на выбросы ТЧ, включая формирование вторичных органических аэрозолей (SOA) (Drozd et al., 2019). Транспортные средства классифицируются по стандарту сертификации выбросов. Тестовый парк включает: одно транспортное средство стандарта Tier 0 (T0), одно с низким уровнем выбросов (LEV I), два транспортных средства стандарта Tier 2 LEV II, пять транспортных средств с ультранизким уровнем выбросов (ULEV), пять транспортных средств с суперультранизким уровнем выбросов (SULEV) и шесть транспортных средств с частичными нулевыми выбросами (PZEV). Поскольку для PZEV и SULEV предусмотрены одинаковые стандарты выбросов, их результаты объединены и обозначены как SULEV.

(Chirico et al., 2010) представляют результаты исследований в «смоговой камере», где были охарактеризованы первичный органический аэрозоль (POA) и соответствующее образование вторичного органического аэрозоля (SOA) при атмосферно релевантных концентрациях для трех дизельных автомобилей, оснащенных различными системами

доочистки выхлопных газов. Один автомобиль не имел устройств доочистки, второй был оснащен дизельным окислительным катализатором (DOC), а третий – как DOC, так и дизельным сажевым фильтром (DPF). Эксперименты, представленные в данном исследовании, были проведены при условиях, характерных для режима холостого хода, и для одного автомобиля дополнительно при скорости 60 км/ч. Аэрозольный масс-спектрометр высокого разрешения с временным разрешением (HR-ToF-AMS) использовался для измерения концентрации органического аэрозоля (ОА) и получения информации о химическом составе. Для условий, изученных в данной работе, первичные аэрозоли от транспортных средств без DPF в основном состояли из черного углерода (ЧУ) с низкой долей органического вещества (ОВ, ОВ/ЧУ < 0,5), тогда как последующее старение путем фотоокисления приводило к значительному образованию SOA только для транспортных средств без DOC и с деактивированным DOC. После 5 часов старения ~80% общего органического аэрозоля составляли вторичные аэрозоли, а оценочный «коэффициент выбросов» для SOA составлял 0,23–0,56 г/кг сожженного топлива. В присутствии как DOC, так и DPF через 5 часов после включения света образовывалось всего 0,01 г SOA на 1 кг сожженного топлива. Массовые спектры показывают, что POA в основном представлял собой неокисленный ОА с атомным соотношением кислорода к углероду (О/С) в диапазоне от 0,10 до 0,19. Пять часов окисления привели к более окисленному ОА с диапазоном О/С от 0,21 до 0,37. Эффективность системы DOC+DPF явно демонстрируется как в снижении выбросов первичных углеродных соединений, так и в сокращении образования SOA (Рисунок 45). В случае неактивированного DPF наблюдаются различия в выбросах в зависимости от режима работы автомобиля.



**Рисунок 45: Коэффициенты выбросов от используемых транспортных средств для первичных (POA), вторичных органических аэрозолей (SOA) и черного углерода (ЧУ) в г/кг. SOA образуются через 5 часов старения. По данным (Chirico et al., 2010).**

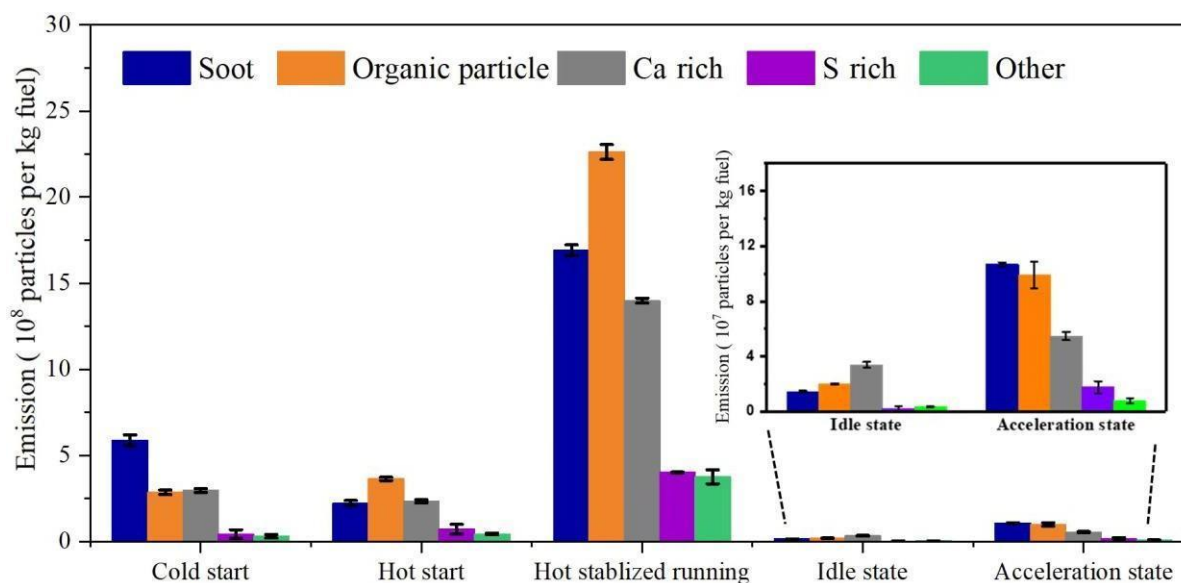
#### 4.2.4 Увеличение роли бензиновых автомобилей в выбросах частиц (массы и числа)

(Platt et al., 2017) провели систематическое исследование выбросов углеродсодержащих твердых частиц (ТЧ) и параметризацию формирования вторичных органических аэрозолей (SOA) от современных дизельных и бензиновых автомобилей при различных



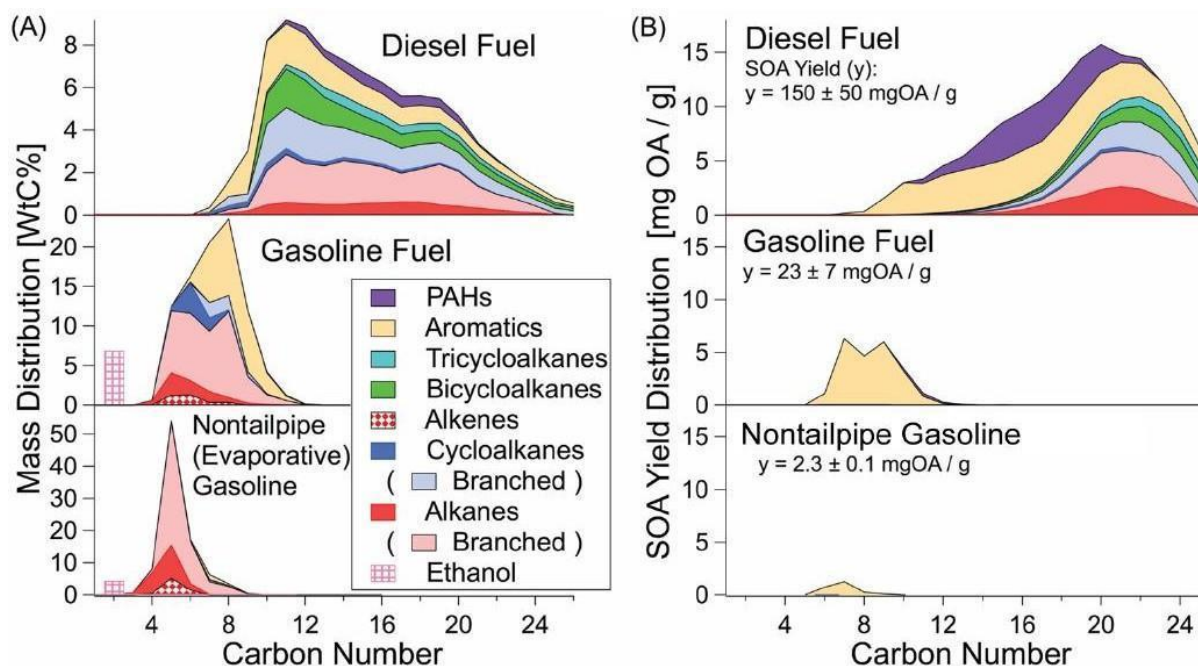
температурах (22 и  $-7^{\circ}\text{C}$ ) в контролируемых лабораторных условиях. Выбросы углеродсодержащих ТЧ и образование SOA значительно выше у бензиновых автомобилей, чем у дизельных, оснащенных дизельными сажевыми фильтрами (DPF) и катализаторами, особенно при температуре  $-7^{\circ}\text{C}$ , в отличие от выбросов оксидов азота (NOx). Более высокое образование SOA у бензиновых автомобилей и снижение первичных выбросов у дизельных автомобилей предполагают, что бензиновые автомобили будут играть все более важную роль в общих выбросах углеродсодержащих ТЧ транспортных средств, хотя устаревшие дизельные автомобили без DPF еще некоторое время будут доминировать в первичной фракции выбросов. Поддерживаемые передовыми методами идентификации источников ископаемого топлива в атмосферных выбросах, их результаты показывают, что загрязняющая способность бензиновых или дизельных автомобилей зависит от рассматриваемого загрязнителя, то есть дизельные автомобили не обязательно загрязняют больше, чем бензиновые.

Недавнее исследование в Китае (Xing et al., 2020), проведенное в рамках программы исследования атмосферного загрязнения и здоровья человека (АРНН), было направлено на оценку характеристик отдельных частиц, выбрасываемых автомобилем с бензиновым двигателем с прямым впрыском топлива стандарта Евро 4, и их старения в фотохимической камере в условиях городской среды Пекина. С использованием трансмиссионной электронной микроскопии они идентифицировали частицы, выбрасываемые автомобилем с двигателем СНВТ в различных режимах работы, таких как холодный запуск, горячий запуск, горячий стабилизированный режим, режим холостого хода и ускорение. Результаты показали, что большинство частиц были органическими, сажевыми и богатыми кальцием, с небольшим количеством частиц, обогащенных серой и металлами (см. Рисунок 46). По размеру частицы демонстрировали бимодальное распределение по числу и размеру: один пик находился в диапазоне 800–900 нм, а другой – в диапазоне 140–240 нм. Количество органических частиц, выбрасываемых в режимах горячего запуска и стабилизированного горячего режима, было выше, чем в других режимах. Число сажевых частиц было больше при холодном запуске и ускорении. В режиме холостого хода доля частиц, богатых кальцием, была самой высокой, хотя их абсолютное число было низким. Помимо количественной оценки типов частиц, выбрасываемых двигателем, они изучили старение частиц в течение 3,5 часов фотохимического окисления в экологической камере в условиях городской среды Пекина. Старение превращало сажевые частицы в структуры типа «ядро–оболочка», покрытые вторичными органическими веществами, а содержание серы в частицах, богатых кальцием и органикой, увеличивалось. В целом, **большинство частиц от двигателей СНВТ были органическими и сажевыми частицами субмикронного или нанометрового размеров.** Эти частицы были высокореактивными; они вступали в реакции в атмосфере и изменяли свою морфологию и состав в течение нескольких часов через катализированную кислотную обработку, которая включала газообразные загрязняющие вещества при высоких уровнях загрязнения в Пекине.



**Рисунок 46:** Количество различных типов частиц в выбросах от автомобилей с двигателем СНВТ в различных режимах работы на единицу сгоревшего топлива, включая холодный запуск, горячий запуск, стабилизированный горячий режим, холостой ход и ускорение. Данные представлены как среднее значение  $\pm$  стандартное отклонение,  $N=3$  (Xing et al., 2020).

(Gentner et al., 2017) провели обзор формирования вторичных органических аэрозолей (SOA) от бензиновых и дизельных автомобилей. Они предложили модель состава выбросов органических аэрозолей (ОА) в зависимости от числа атомов углерода. Состав топлива, конструкция/технология двигателя (включая компьютерное управление) и технология обработки выхлопных газов являются определяющими факторами состава выбросов. Бензиновые двигатели используют искровое зажигание топлива с более низкой молекулярной массой, содержащего соединения в диапазоне C4–C10 (смешанного с воздухом), по сравнению с дизельными двигателями, где применяется воспламенение от сжатия более тяжелого топлива (C9–C25) при более высоких температурах и в условиях бедной топливной смеси для достижения большей эффективности (см. Рисунок 47). Состав органических веществ в бензиновом и дизельном топливе целенаправленно регулировался в течение последних 50 лет в США и других странах посредством нескольких регулируемых реформуляций. Это регулирование было направлено на улучшение работы двигателя, повышение топливной эффективности и совместимости с каталитическими нейтрализаторами, а также на снижение выбросов (органических газов/аэрозолей, CO, NO<sub>x</sub>, ЧУ, SO<sub>2</sub>, свинца) и минимизацию фотохимического образования озона (O<sub>3</sub>) в атмосфере от выбросов реактивных летучих органических соединений (ЛОС) и NO<sub>x</sub>. Реформуляция снизила летучесть, реактивность, содержание примесей и/или склонность к образованию NO<sub>x</sub>, CO или ЧУ в выхлопных газах.

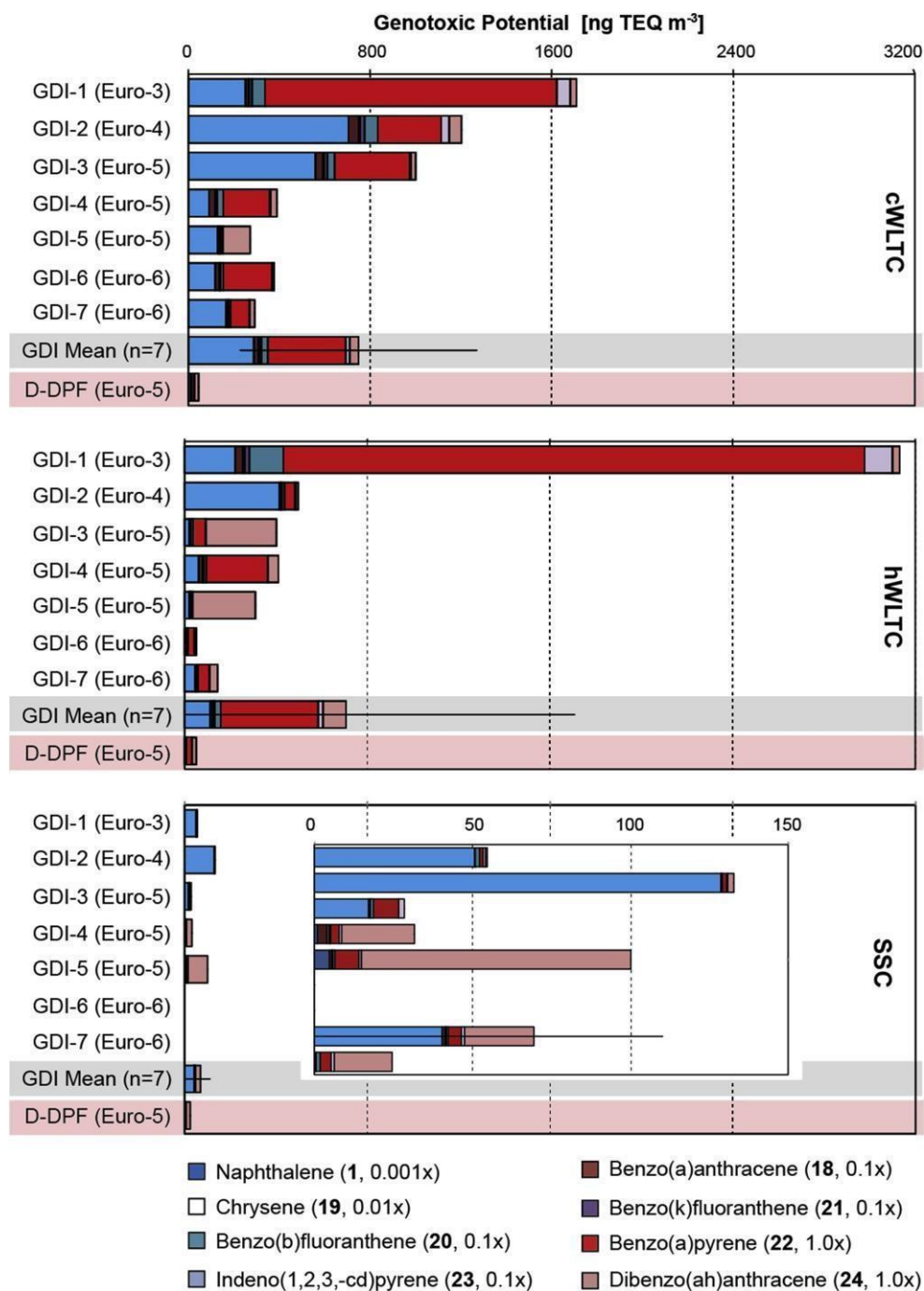


**Рисунок 47:** (А) Химический состав дизельного топлива, бензина и испарений бензина, (В) выход вторичных органических аэрозолей (SOA) для каждого профиля выбросов, представленный как сумма вкладов SOA; оба графика представлены в зависимости от класса соединений и числа атомов углерода. Распределение продуктов окисления рассчитано при концентрации органических аэрозолей  $10 \text{ мкг/м}^3$  после  $\sim 6$  часов фотохимического старения. Примечание: «разветвленные циклоалканы» относятся к соединениям с более чем одной линейной алкильной заместительной группой (Gentner et al., 2017).

(Muñoz et al., 2018) исследовали совместное образование и выброс генотоксичных ПАУ, алкил-ПАУ и сажевых наночастиц от автомобилей с бензиновым прямым впрыском топлива. Они предположили, что частицы выделяются одновременно с полициклическими ароматическими углеводородами (ПАУ), формирующимися в одних и тех же условиях сгорания. Данные о выбросах парка из 7 автомобилей с двигателями СНВТ (1.2–1.8 л), соответствующих стандартам Евро-3,-4,-5 и -6, показали существенные выбросы частиц в среднем  $2,5 \times 10^{12}$  частиц на км в холодном цикле cWLTC (Worldwide Harmonized Light Vehicle Test Cycle), который является будущим законодательным циклом в Европе. Выбросы частиц увеличиваются в 2–3 порядка при ускорении, как и CO, что указывает на то, что переходные режимы вождения создают богатые топливом условия с интенсивным образованием частиц. Для сравнения, автомобиль Евро-5 с дизельным двигателем (1.6 л), оснащенный фильтром частиц, выделял  $3,9 \times 10^{10}$  частиц на км (cWLTC), что явно укладывается в лимит Евро-5/6 в  $6,0 \times 10^{11}$  частиц на км и в 64 раза ниже среднего значения для автопарка СНВТ. Выбросы ПАУ и алкил-ПАУ у автомобилей СНВТ также превышают таковые у дизельного автомобиля. Средние выбросы СНВТ 2-, 3-, 4-, 5- и 6-кольцевых ПАУ в цикле cWLTC составляли 240, 44, 5,8, 0,5 и 0,4 мкг на км соответственно, тогда как у дизельного автомобиля эти значения составляют всего 8,8, 7,1, 8,6, 0,02 и 0,02 мкг на км. Таким образом, средние выбросы ПАУ у парка СНВТ были на 2 порядка выше, чем у эталонного дизельного автомобиля. Сравнение концентраций эквивалента токсичности (TEQ) в cWLTC для парка СНВТ и дизельного автомобиля показывает, что автомобили СНВТ выделяют 200–1700 нг TEQ на  $\text{м}^3$  генотоксичных ПАУ, что в 6–40 раз выше, чем дизельные автомобили с 45 нг TEQ на км (см. Рисунок 48). Совместный выброс генотоксичных ПАУ, адсорбированных на многочисленных наночастицах сажи,



является критическим из-за их способности проникать в альвеолы, транспортируя генотоксичные соединения в легкие. Эти наночастицы (<200 нм) устойчивы и могут проникать через альвеолярную мембрану в кровеносную систему. Исследование показало, что **все протестированные автомобили с двигателем СНВТ выделяли большое количество наночастиц, несущих значительные объемы генотоксичных ПАУ.** Если неотфильтрованные выбросы дизельного двигателя считаются канцерогенами класса 1 по классификации ВОЗ, вызывающими рак легких у людей, то выбросы автомобилей СНВТ также могут представлять серьезную угрозу здоровью людей, подвергающихся их воздействию. Это подчеркивает значительный прогресс, достигнутый в современных дизельных автомобилях благодаря оснащению их эффективными фильтрами частиц, которые существенно уменьшают уровень выбросов загрязняющих веществ.



**Рисунок 48:** Совокупный и взвешенный генотоксический потенциал выбросов от автомобилей с двигателями СНВТ и дизельных автомобилей (нг ТЕQ на м<sup>3</sup>) в холодном режиме (верхний график), горячем режиме WLTC (средний график) и режиме Start / Stop Coasting (SSC) (нижний график). Средние значения ( $\pm$  стандартное отклонение) для парка автомобилей с двигателями СНВТ ( $n = 7$ ) и эталонного дизельного автомобиля с DPF выделены серым и красным цветами. Приведено увеличение данных для режима SSC (внизу) из (Muñoz et al., 2018).

В исследовании (Park et al., 2020) измерялись выбросы черного углерода от легковых автомобилей с использованием различных видов топлива в Южной Корее (см. Рисунок 49). Выбросы классифицировались по типу топлива, а автомобили – по используемой технологии двигателя и применяемым стандартам. Также учитывались различные скорости движения автомобилей. Во всех типах автомобилей выбросы ЧУ снижались при увеличении скорости от низкой до высокой, но при превышении определенного порога (65,4 км/ч или 97,3 км/ч) выбросы снова возрастали. По типу топлива в режимах

NIER (Национальный институт экологических исследований) с предварительным прогревом выбросы от автомобилей СНВТ составляли 0,0032–0,27 мг/км, при этом максимальное значение 0,16 мг/км наблюдалось в режиме регулирования, включающем холодный запуск. Дизельные автомобили с дизельным сажевым фильтром (DPF) и автомобили на сжиженном нефтяном газе (LPG) показывают низкий уровень выбросов – 0,01 мг/км или меньше в режимах NIER и 0,045 мг/км и 0,0009 мг/км в условиях регламентируемых испытаний соответственно. Среди бензиновых автомобилей выбросы ЧУ от автомобилей СНВТ были в 2,8–5 раз выше, чем у автомобилей с многоточечным впрыском топлива (MPI). С усилением нормативных требований автомобили MPI показывают снижение выбросов ТЧ, помимо ЧУ. Среди дизельных автомобилей модели Евро 3 без фильтров твердых частиц показывают выбросы на уровне 6,21–66 мг/км, что, по оценкам, как минимум в 1500 раз превышает выбросы автомобилей с DPF, соответствующих нормативам. Это подтверждает, что применение DPF снижает выбросы ЧУ. С введением и ужесточением нормативов выбросов ТЧ как бензиновые, так и дизельные автомобили демонстрируют снижение выбросов как ЧУ, так и ТЧ.

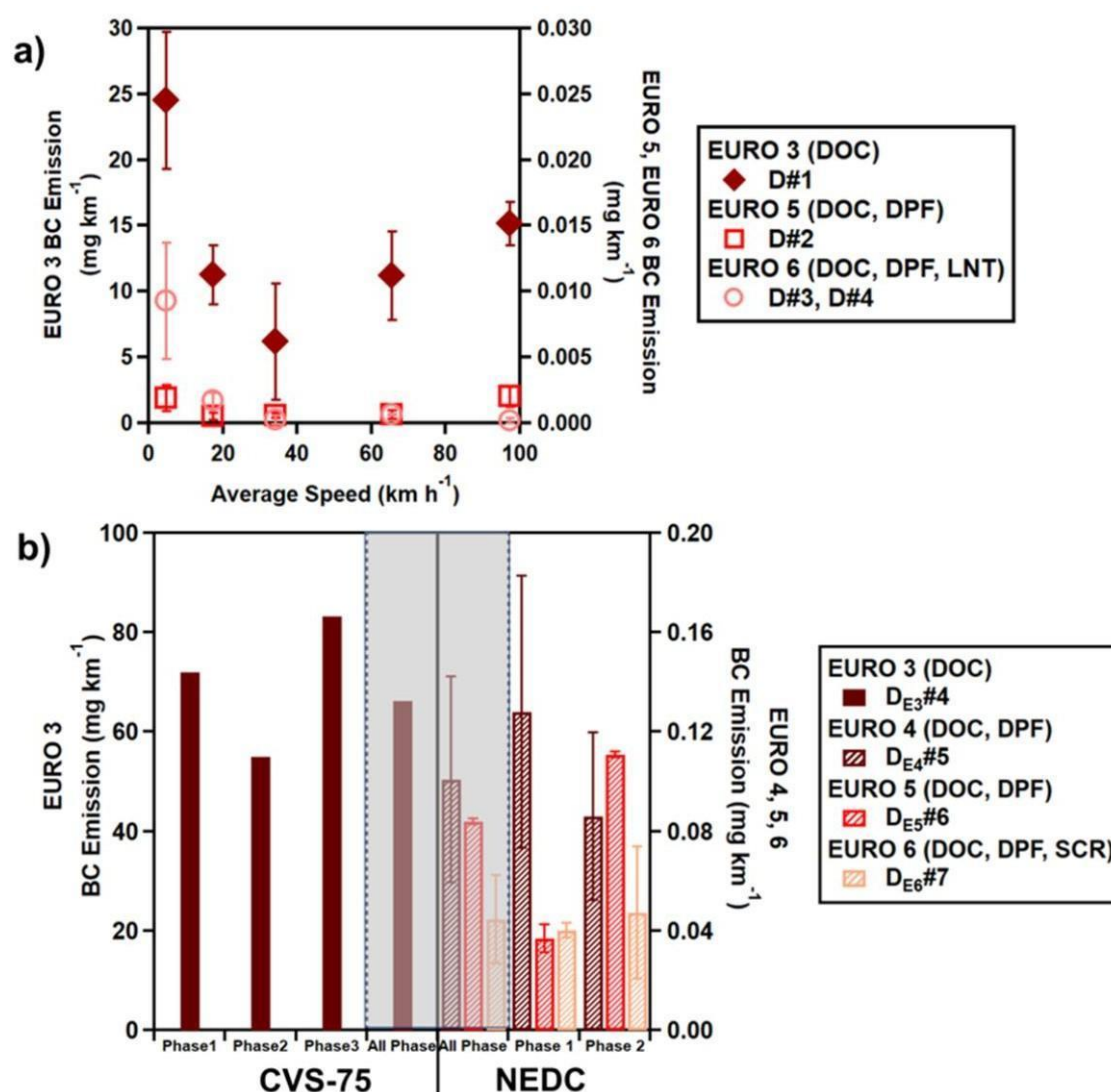
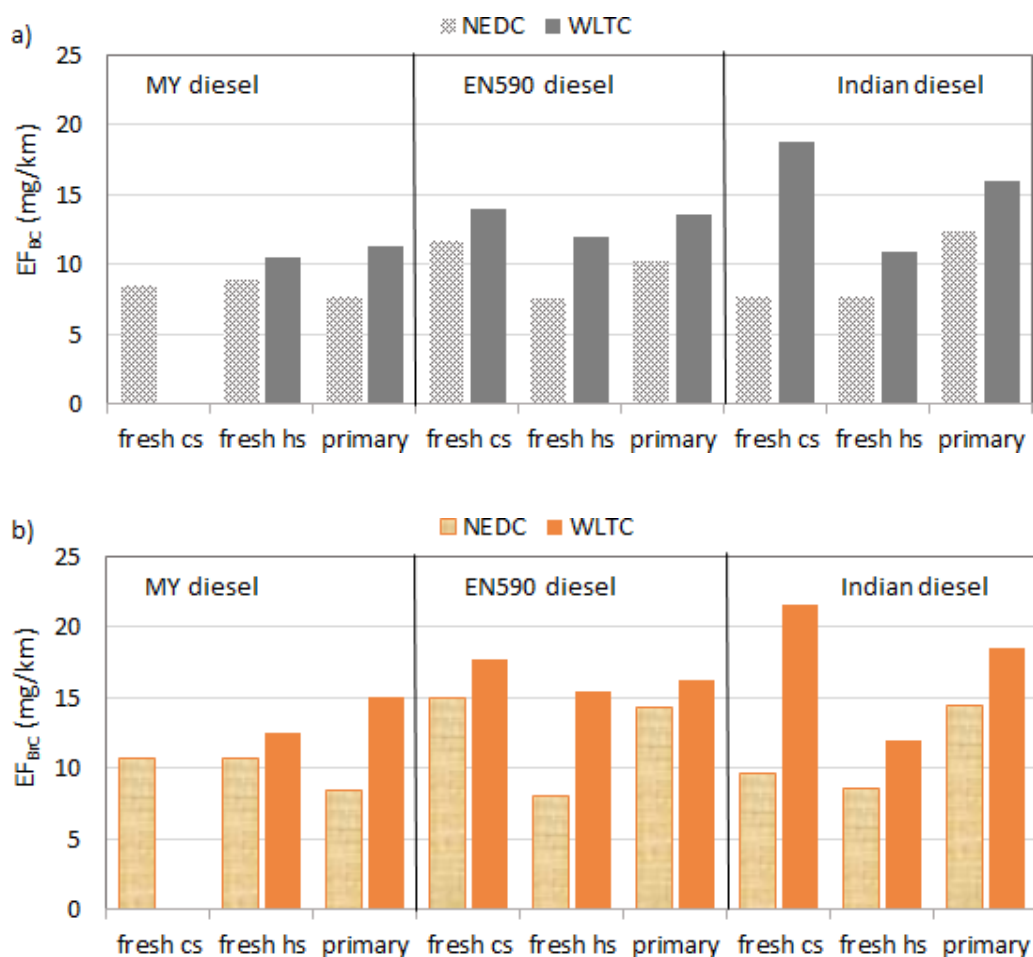


Рисунок 49: (а) Результаты выбросов черного углерода (ЧУ) для автомобилей стандартов Евро 3, 5 и 6 в пяти различных режимах NIER. (б) Выбросы ЧУ для автомобилей Евро 3 в режиме CVS-75 и Евро 4, 5 и 6 в режиме NEDC, представленные в (Park et al., 2020).

В исследовании (Louis et al., 2016a) тестировались дизельные и бензиновые автомобили. Автомобили с системами непосредственного впрыска топлива (СНВТ) выбрасывали на 25% больше CO<sub>2</sub>, чем дизельные автомобили, для всех условий вождения ARTEMIS и NEDC. Автомобили СНВТ выделяли в 2–200 раз больше количества частиц (PN) и черного углерода (ЧУ), но в 5–150 раз меньше NO<sub>x</sub>, чем дизельные автомобили. В сравнении с дизельными автомобилями, оснащенными дизельными сажевыми фильтрами (DPF), автомобили с добавочным DPF выделяли в 2 раза больше NO<sub>2</sub>. Существенных различий между добавочным и катализированным DPF по выбросам CO<sub>2</sub> и NO<sub>x</sub> не наблюдалось. Кроме того, в ходе экспериментов был зафиксирован очевидный эффект холодного старта на выбросы. **Выбросы черного углерода были значительно выше у автомобилей СНВТ, достигая 1531±207 мкг/км, и демонстрировали наибольшие выбросы количества частиц (PN) в условиях холодного старта для городского цикла ARTEMIS.**

#### 4.2.5 Влияние возобновляемых видов топлива на выбросы

(Pirjola et al., 2019) изучали потенциал возобновляемого топлива для снижения выбросов частиц в выхлопных газах дизельных двигателей. Были исследованы выбросы дизельных двигателей, включая концентрацию числа частиц, их размерное распределение, химический состав частиц и выбросы NO<sub>x</sub>, на легковом автомобиле стандарта Евро 4 с использованием набора приборов с высокой временной разрешающей способностью. Выбросы сравнивали для трёх стандартов топлива: европейского дизельного топлива (EN590), индийского дизельного топлива (BS IV) и финского возобновляемого дизельного топлива (Neste MY) в рамках Нового европейского ездового цикла (NEDC) и Всемирно согласованного цикла испытаний транспортных средств малой грузоподъемности (WLTC). Свойства топлива и условия вождения значительно влияют на выбросы. Масса частиц выхлопных газов для всех видов топлива в основном состояла из чёрного углерода (ЧУ) (81–88%) с небольшим вкладом органических веществ (11–18%) и сульфатов (0–3%). Neste MY, как топливо, не содержащее ароматических соединений, производило примерно на 20% меньше выбросов ЧУ по сравнению с EN590 и на 29–40% меньше по сравнению с BS IV (рис. 50). Высокая концентрация летучих наночастиц при высокой скорости в цикле WLTC наблюдалась при использовании BS IV и EN590, но не при использовании топлива MY, не содержащего серы. Эти наночастицы были связаны с серным нуклеированием новых частиц при охлаждении и разбавлении выхлопных газов. Для всех видов топлива во время торможения двигателем были обнаружены нелетучие наночастицы размером менее 10 нм, вероятно, образованные из соединений моторного масла. Для всех видов топлива измеренные выбросы частиц и NO<sub>x</sub> были значительно выше в цикле WLTC по сравнению с циклом NEDC. **Это исследование показало, что возобновляемое дизельное топливо позволяет снизить выбросы частиц и климатически активного ЧУ в выхлопных газах, что одновременно помогает решать проблемы качества воздуха в городах.**



**Рисунок 50: Первичные и свежие коэффициенты выбросов выхлопных газов (мг/км) для ЧУ (а) и бурого углерода (BrC) (б) в NEDC и WLTC при использовании различных видов топлива (MY diesel, EN590, Indian diesel). Коэффициенты выбросов были рассчитаны на основе данных AE33 (880 нм для ЧУ и 370 нм для BrC). Примечание: cs и hs обозначают холодный и горячий циклы запуска соответственно (Pirjola и др., 2019), в дополнительном материале.**

Гидрированное растительное масло (HVO) рассматривалось как перспективный кандидат на роль биотоплива, способного дополнять или заменять традиционное дизельное топливо в двигателях (Harponen et al., 2012; Hartikka et al., 2012). Уже сообщалось, что замена традиционного дизельного топлива EN590 на HVO (гидрированные растительные масла) снижает выбросы ТЧ до 30%. Однако, учитывая, что эти виды топлива имеют определенные химические и физические различия, очевидно, что полное преимущество HVO не может быть реализовано, если двигатель не оптимизирован для нового топлива. В данной статье исследуется, насколько можно снизить выбросы выхлопных газов за счет регулировки параметров двигателя для HVO. Результаты исследования (Harponen et al., 2012) показывают, что при всех изученных нагрузках (50%, 75% и 100%) **масса частиц и NO<sub>x</sub> могут быть снижены более чем на 25% путем регулировки параметров двигателя**. Более того, снижение выбросов было еще выше, если целью регулировки параметров двигателя было исключительно сокращение либо частиц, либо NO<sub>x</sub>.

Воздействие использования биотоплива на работу системы нейтрализации выхлопных газов дизельного двигателя изучалось как численно, так и экспериментально (Cordiner et al., 2016), с фокусом на вкладе трех основных коэффициентов: компромисс между



выбросами ТЧ и NO<sub>x</sub>, эффективность преобразования NO–NO<sub>2</sub> в дизельном окислительном каталитическом нейтрализаторе (DOC) и реакционная способность ТЧ к окислению. Возможность ограниченных вмешательств в существующие технологии двигателей является ключевым фактором для реализации потенциала, связанного с политикой сокращения парниковых газов на основе топлива, как в дорожном, так и в внедорожном сегментах. Для проверки влияния такого подхода на систему последующей обработки выхлопных газов был протестирован дизельный двигатель для внедорожного применения с использованием биодизеля из отработанного кулинарного масла (WCO), смешанного с традиционным ископаемым топливом в концентрациях 6% и 30% по объему. Шесть режимов работы двигателя, выбранных как наиболее репрезентативные для стандартного цикла (NRTC) для внедорожных дизельных двигателей, были использованы для оценки влияния биодизеля на выбросы двигателя. Экспериментальные данные показывают значительное снижение выбросов сажи, что согласуется с тенденциями, описанными в литературе, особенно при высоких нагрузках, так как кислород топлива усиливает окисление в обогащенном топливом в зонах камеры сгорания. С другой стороны, было зафиксировано лишь незначительное увеличение выбросов NO<sub>x</sub>, наряду с аналогичной тенденцией коэффициента эквивалентности, обусловленной более низким теплотворным значением и стехиометрическим соотношением воздух/топливо биодизеля по сравнению с ископаемым топливом.

#### 4.2.6 Воздействие реальных условий вождения

В работе (Simonen et al., 2019) представлены характеристики выбросов в реальных условиях вождения для трех пассажирских автомобилей с уровнем выбросов Евро 6 (два бензиновых и один дизельный) с точки зрения свежих частиц и формирования вторичных аэрозолей. Бензиновые автомобили также были охарактеризованы в ходе испытаний на шасси-динамометре. В условиях реального вождения выбросы числа частиц во время обычного вождения были в 1,1–12,7 раз выше, чем наблюдаемые в лабораторных тестах (в среднем в 4,8 раза выше), что может быть связано с более эффективным процессом нуклеации при разбавлении реальным загрязненным и влажным окружающим воздухом. Однако коэффициенты выбросов, измеренные в лаборатории, были значительно выше нормативного значения  $6 \times 10^{11}$  частиц на км. Более высокие коэффициенты выбросов, измеренные в данном исследовании, вероятно, обусловлены тем, что нормативный предел учитывает только нелетучие частицы размером более 23 нм, тогда как в данном случае измерялись все частицы (включая летучие) размером более 3 нм. Потенциал формирования вторичных аэрозолей был наивысшим после холодного запуска автомобиля, когда большая часть вторичной массы составляли органические вещества. После холодного запуска относительный вклад аммония, сульфатов и нитратов увеличился. Применение нового метода для изучения формирования вторичных аэрозолей в реальных условиях вождения методом преследования (chase method) в большинстве случаев дало коэффициенты выбросов ниже предела обнаружения, что не противоречит лабораторным результатам.

В отношении выбросов твердых частиц от транспортных средств большой грузоподъемности (HDV) EBPO VI в реальных условиях (Grigoratos et al., 2019) установили, что уровни выбросов твердых PN протестированных автомобилей не вызывают опасений благодаря эффективности современных систем DPF. Рассчитанные коэффициенты выбросов на порядок ниже текущего лабораторного нормативного предела и на нижней границе диапазона, указанного в литературе для транспортных средств большой грузоподъемности с более старыми системами DPF.

Исследования (Preble et al., 2019) рассмотрели динамику концентраций черного углерода (ЧУ) в реальных условиях в туннеле в Сан-Франциско. По сравнению с базовыми измерениями, проведенными в 2010 году в том же месте, медианный возраст моделей



грузовиков, наблюдавшихся в 2018 году, увеличился на 9 лет, а проникновение технологий DPF и СКВ увеличилось с 15% до 91% и с 2% до 59% соответственно. За этот период средние показатели выбросов ЧУ и NOx по автопарку снизились на 79% и 57% соответственно. При этом выбросы NO<sub>2</sub> остались практически на том же уровне, несмотря на окисление NO в NO<sub>2</sub> в системах DPF, благодаря эффективности СКВ в снижении выбросов NOx и компенсации увеличения первичных выбросов NO<sub>2</sub>, связанных с DPF. Средние выбросы NH<sub>3</sub> и N<sub>2</sub>O по автопарку увеличились с практически нулевых уровней до уровней, сопоставимых с выбросами NH<sub>3</sub> от автомобилей с трехкомпонентным катализатором, а также до уровней, примерно равных предельному значению выбросов N<sub>2</sub>O для грузовиков. Снижение выбросов NOx оказалось примерно в 150 раз больше увеличения выбросов NH<sub>3</sub>, который является прекурсором атмосферного образования сульфата аммония и нитрата аммония.

#### 4.2.7 Выбросы от износа тормозов и шин

В то время как выбросы выхлопных газов постоянно снижаются благодаря улучшенным технологиям последующей обработки выхлопов и фильтрации, доля выбросов не связанных с выхлопами увеличивается из-за роста пробега автомобилей. Согласно последним данным Европейского агентства по окружающей среде (ЕЕА), значительная доля, составляющая 33,9% и 26,7% ТЧ, связанных с автомобильным транспортом, приходится на износ шин и тормозов для ТЧ<sub>10</sub> и ТЧ<sub>2,5</sub> соответственно. Дополнительные исследования рассматривают износ тормозов отдельно и сообщают о вкладе в 21% в ТЧ<sub>10</sub>, связанные с дорожным движением в городских районах (Farwick zum Hagen et al., 2019).

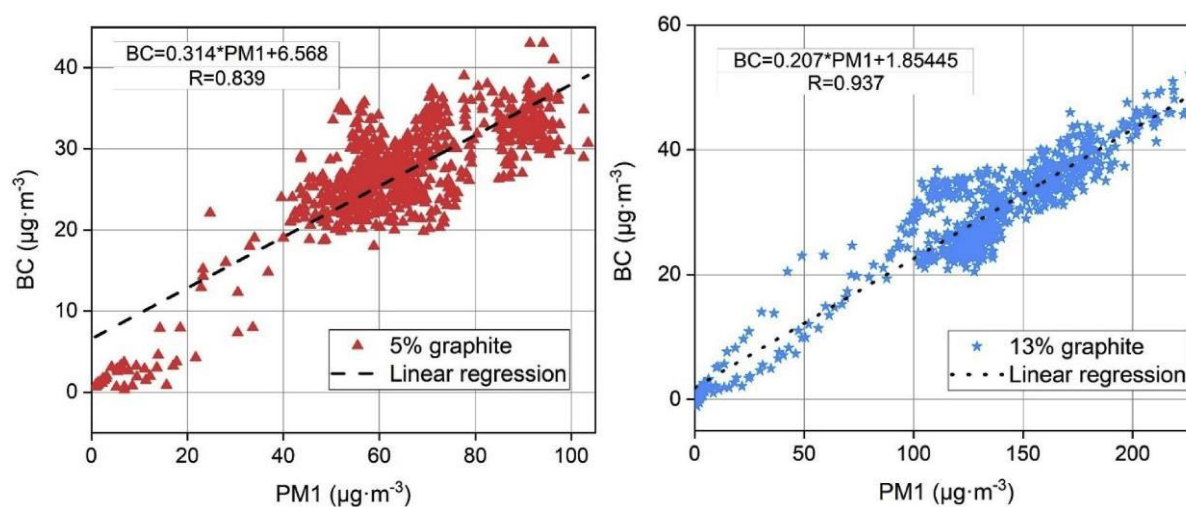
Глава (Ntziachristos and Boulter, 2019) в справочнике ЕЕА охватывает выбросы твердых частиц (ТЧ), включая черный углерод (ЧУ), которые происходят из-за износа шин и тормозов дорожных транспортных средств (код НО 1.А.3.б.vi), а также износа дорожного покрытия (код НО 1.А.3.б.vii). Выбросы ТЧ в выхлопных газах транспортных средств не включены. Основное внимание уделяется первичным частицам – иными словами, частицам, которые выделяются непосредственно в результате износа поверхностей, а не тем, которые возникают из-за повторного взвешивания ранее осевшего материала.

**Таблица 16: Диапазоны коэффициентов выбросов для транспортных средств от двухколесных до легких транспортных средств большой грузопъемности согласно методологии Tier 2 (Ntziachristos and Boulter, 2019)**

	Шины	Тормоза	Износ дорожного покрытия
<i>КВ ОВЧ (мг/км)</i>	4,6 – 16,9	3,7 – 11,7	6 - 15
<i>Доля (%)</i>			
<i>ОВЧ</i>	100	100	100
<i>ТЧ<sub>10</sub></i>	60	98	50
<i>ТЧ<sub>2,5</sub></i>	42	39	27
<i>ТЧ<sub>1</sub></i>	6	10	-
<i>ТЧ<sub>0,1</sub></i>	4,8	8	-

Доля черного углерода (ЧУ) составляет в среднем 15,3% от ОВЧ для износа шин и тормозов. (European Commission. Joint Research Centre. Institute for Energy and Transport., 2014; Grigoratos and Martini, 2015) предложили обзор коэффициентов выбросов для износа тормозов. ТЧ<sub>10</sub> обычно характеризуется одномодальным распределением массы по размеру с максимумами между 2 и 6 мкм при среднем значении КВ ТЧ<sub>10</sub>, равном 6,7 мг/км на транспортное средство. Распределения числа частиц ТЧ<sub>10</sub> от износа тормозов, как правило, бимодальное, с обоими пиками, лежащими в пределах мелкодисперсного диапазона. Большинство исследователей показывают наличие одного пика распределения в диапазоне сверхтонких частиц (<100 нм), в то время как другие обнаруживают его в несколько больших размерах (приблизительно 300 нм). Основными химическими компонентами износа тормозов являются Fe, Cu, Ba и Pb. Органический углерод (ОС) также присутствует в значительно более высоких концентрациях по сравнению с элементарным углеродом (ЕС). С другой стороны, информация о специфических органических компонентах ТЧ<sub>10</sub> от износа тормозов крайне ограничена. В дополнение, (zum Hagen et al., 2019) установили, что коэффициент выбросов количества частиц (PN) составляет примерно  $4,9 \times 10^{10}$  частиц/км на тормоз при реалистичных температурах тормозов. Тормозное сопротивление оценивается как источник около 34% от общей массы частиц, содержащихся в воздухе.

В исследовании (Lyu and Olofsson, 2020) изучилось содержание черного углерода (ЧУ) в частицах износа тормозов. В данном исследовании использовался трибометр типа «диск-на-штифте» для моделирования работы автомобильной дисковой тормозной системы и изучения выбросов черного углерода. Результаты подтвердили наличие выбросов черного углерода из дисковой тормозной системы. Обработка поверхности тормозных колодок и содержание графита также оказывают значительное влияние на выбросы черного углерода при контакте тормозных элементов. Материалы тормозных колодок с предварительной обработкой характеризуются более низкими выбросами черного углерода и твердых частиц по сравнению с необработанными материалами. В то же время высокое содержание графита в материале тормозных колодок способствует ускорению выбросов черного углерода. Выбросы черного углерода имеет линейную корреляцию (Рисунок 51) с уровнями ТЧ<sub>1</sub>, образующимися в дисковой тормозной системе (примерно 20–30% от ТЧ<sub>1</sub>). Доля черного углерода в ТЧ<sub>1</sub> зависит от состояния поверхности и содержания графита в материалах тормозных колодок.



**Рисунок 51: Черный углерод (ЧУ) в сравнении с одновременными измерениями ТЧ<sub>1</sub> для тормозных материалов с содержанием графита 5% и 13% , включая результаты линейной регрессии (Lyu and Olofsson, 2020).**

Исследование (Farwick zum Hagen et al., 2019) проводилось на выбросах частиц износа тормозов автомобилей в реальных дорожных условиях. Для традиционного материала тормозных колодок КВ ОВЧ находился в диапазоне 1,4–2,1 мг/км на тормоз, тогда как использование инновационного состава материала показало снижение выбросов  $TC_{10}$  примерно на 18%. В отношении числа частиц удельные выбросы достигали  $2 \times 10^{12}$ – $1.3 \times 10^{13}$  частиц/км на тормоз<sup>1</sup>, причем выбросы сверхтонких частиц (UFP) доминировали на участках с высокой температурой тормозов и включали летучие частицы. Новый материал снизил количество частиц примерно на 60%. Однако выбросы количества частиц (PN) были измерены в условиях нереалистично высоких температур и не представляли реальные условия вождения. Для температур, наблюдавшихся у эталонного тормоза, удельные выбросы PN не превышали  $1 \times 10^{10}$  частиц/км на тормоз. Критическая температура тормозов, при которой наблюдались выбросы UFP, составила 168 °C и 178 °C для традиционного и нового материала. Температура эталонного тормоза не превышала 153 °C в ходе тех же испытаний, следовательно, выбросы UFP от тормозов не ожидаются при нормальном вождении.

В исследовании (Mathissen et al., 2011) изучался потенциальный выброс сверхтонких частиц в зоне контакта шины и дорожного покрытия в реальных условиях вождения. Для измерений использовался оснащенный датчиками внедорожник с летними шинами, который двигался по обычной асфальтированной дороге. Были применены различные условия вождения, включая прямолинейное движение, ускорение, торможение и маневрирование на поворотах. При нормальных условиях вождения увеличение концентрации числа частиц в диапазоне размеров 6–562 нм не обнаружено. Нестандартные маневры, сопровождающиеся значительным скольжением шин, привели к измеримым концентрациям частиц. Пик распределения по размерам находился в диапазоне 30–60 нм. При полном торможении экспоненциальное увеличение концентрации частиц было зафиксировано непосредственно у дисковых тормозов с максимумами вблизи точки полной остановки.

(Matakos et al., 2019) разработали туннель разведения для характеристики выбросов частиц износа тормозов размером до 10 мкм на тормозном динамометре. Уровни выбросов твердых частиц от одного переднего тормоза составили 4,5 мг/км (1,5 мг/км из них были меньше 2,5 мкм) при использовании нового цикла торможения, отражающего реальные условия эксплуатации, для колодок стандарта Европейской экономической комиссии (ECE). Выбросы количества частиц (PN), определенные в рамках регламентов выхлопных газов, составили порядка  $1,5$ – $6 \times 10^9$  частиц/км на тормоз. Уровни концентрации могли превышать линейный диапазон приборов полного потока конденсационного счетчика частиц (CPC) в определенные моменты торможения, но оставались на уровне фоновых значений в 60% времени цикла. Аналогичные концентрации, измеренные с использованием конденсационных и оптических счетчиков, предполагали, что большинство выбрасываемых частиц были больше 300 нм. Применение более высокого давления торможения привело к увеличению выбросов PN и систематическому образованию наночастиц, термически стабильных при 350 °C. Летучие частицы наблюдались только в ходе последовательных интенсивных торможений, сопровождающихся значительным повышением температуры. Появление таких частиц зависело от типа тормозов и их предыдущего использования, но всегда наблюдалось при относительно высоких температурах дисков (280–490 °C).

Группа экспертов по качеству воздуха предложила стратегии снижения концентрации частиц в окружающей среде, происходящих от выбросов транспортных средств, не связанных со сжиганием топлива (NEE) (AQEG, 2019):

- Наиболее эффективные стратегии для снижения NEE связаны с управлением дорожным движением: уменьшение общего объема трафика, снижение скорости

на участках с плавным движением (например, на магистралях) и поощрение стиля вождения, уменьшающего частоту торможений и скоростных поворотов.

- Внедрение рекуперативного торможения, если это не приведет к общему увеличению выбросов NEE от износа дорожного покрытия и шин из-за увеличенной массы транспортных средств.
- Установление пределов выбросов массы частиц (и/или числа частиц) и выбросов металлов, связанных с частицами, для технологий тормозных колодок и шин (включая химическую формулу).
- Улавливание частиц износа тормозов внутри тормозной системы до их выброса в окружающий воздух, хотя эта технология пока недостаточно проверена.
- Снижение количества материала, выносимого на общественные дороги в результате движения транспортных средств в/из строительных площадок, пунктов переработки отходов, карьеров, ферм и аналогичных объектов.
- Мытье и очистка улиц и/или обработка дорожных поверхностей для подавления пыли; однако отмечено, что воздействие таких мер на концентрацию взвешенных частиц в воздухе на данный момент демонстрирует непоследовательные результаты, а любые преимущества были кратковременными.

Для борьбы с выбросами частиц износа тормозов компания Tallano разработала систему сбора частиц тормозного износа, названную TAMIC (Hascoët and Adamczak, 2020). TAMIC была создана для улавливания не менее 80% частиц тормозного износа непосредственно в зоне контакта колодки и диска без ухудшения эффективности торможения. Система состоит из тормозного суппорта, специально разработанного для интеграции пазовых колодок, и системы всасывания, где улавливаются частицы тормозного износа. Система всасывания включает трубопроводы, соединенные с турбиной, оснащенной высокоэффективным фильтром. Вся система управляется встроенным электрическим бесщеточным двигателем. Были проведены различные виды исследований, такие как визуализация изображения частиц (PIV) и моделирование. Эффективность сбора массы и числа частиц была оценена на тормозных стендах. Эффективность по массе составила более 85%, а по числу частиц – до 90%. Производительность была подтверждена на тестовой трассе и в реальных условиях вождения с тем же уровнем эффективности сбора.

#### 4.2.8 Стандарты после Евро-6

Европейская комиссия начала работу по разработке новых регламентов, направленных на следующий этап стандартов выбросов (Rodríguez et al., 2019). Пост-стандарты Euro 6 должны продолжать улучшать экологические характеристики новых дорожных транспортных средств, учитывая их вклад в устойчивые проблемы качества воздуха по всей Европе. Целью данной работы является подчеркивание проблем и ограничений текущих стандартов, их сравнение с текущими и будущими регламентами в других частях мира, а также предоставление рекомендаций по политике. ICCT предложила следующие рекомендации, кратко изложенные в таблице 17, по различным аспектам, которые следует учитывать для стандартов Евро-6 для легковых автомобилей.

Эти рекомендации по числу частиц (PN) и полу- и летучим органическим соединениям подтверждаются международными исследованиями, такими как недавние работы (Xing et al., 2020) по бензиновым автомобилям с системой прямого впрыска топлива (СНВТ) в

Пекине. Их результаты показали, что автомобили с двигателем СНВТ выбрасывают значительное количество как первичного, так и вторичного органического аэрозоля. Количество выбросов твердых частиц органического происхождения от автомобилей с двигателем СНВТ составило  $2.9 \times 10^9$  частиц на килограмм топлива в Пекинском ездовом цикле. Вторичные органические частицы доминировали среди вторичных аэрозолей, составляя 80–85 % частиц в камере. Результаты также показали, что первичный органический аэрозоль (РОА), выбрасываемый автомобилями с двигателем СНВТ, приобретает органические и сульфатные оболочки в течение нескольких часов, увеличивая долю общего аэрозоля в окружающей среде. Быстрое старение также вызывало увеличение количества стареющего РОА в общем составе ОА, что значительно изменяло свойства частиц, такие как их оптические характеристики. Эксперименты в камере показали, что большинство стареющего РОА имеет структуру «ядро–оболочка», тогда как большинство вторичного органического аэрозоля (SOA), образующегося в газовой фазе, имеет однородную структуру. Наблюдалось бимодальное распределение числа частиц в зависимости от размера с пиками в диапазонах 800–900 нм и 140–240 нм. Число органических частиц, выбрасываемых в условиях горячего запуска и стабилизированном режиме работы, было выше, чем при других условиях. Число сажевых частиц было выше при холодном запуске и ускорении. Помимо количественного определения типов частиц, выбрасываемых двигателем, исследовалось старение частиц в течение 3.5 часов фотохимического окисления в камере в условиях пекинской городской среды. Старение превращало сажевые частицы в структуры «ядро–оболочка», покрытые вторичными органическими соединениями, при этом содержание серы в частицах, богатых кальцием и органическими соединениями, увеличивалось. В целом большинство частиц от автомобилей с двигателем СНВТ были органическими и сажевыми частицами субмикронного или нанометрического размера. Эти частицы оказались высоко реактивными: они быстро вступали в атмосферные реакции, изменяя свою морфологию и состав в течение нескольких часов через катализируемую кислотность при высоких уровнях загрязнения в Пекине.

В работе (Suarez-Bertoa et al., 2019) измеренное количество частиц (PN) для всех новых дизельных автомобилей Евро-6 также указывает на высокую эффективность дизельных сажевых фильтров (DPF) и дизельных окислительных каталических нейтрализаторов (DOC) в реальных условиях эксплуатации. Однако выбросы загрязняющих веществ, которые не вызывали беспокойства на момент разработки стандартов Евро-6, такие как выбросы CO от бензиновых автомобилей или PN от бензиновых автомобилей с системой распределенного впрыска (PFI), в некоторых случаях оказались очень высокими. Результаты, хотя и основаны на ограниченной выборке, показали, что бензиновые автомобили в определенных условиях могут демонстрировать значительные выбросы CO во время испытаний RDE, которые могут быть до восьми раз выше в динамических тестах. Более того, не только автомобили СНВТ демонстрировали высокие выбросы PN: выбросы PN, иногда превышающие  $6 \times 10^{11}$  # км<sup>-1</sup>, также регистрировались для автомобилей PFI. Единственный автомобиль, оснащенный бензиновым фильтром твердых частиц (GPF), демонстрировал самые низкие выбросы PN среди бензиновых автомобилей, более чем на порядок ниже установленного предела по PN.

**Таблица 17: Резюме рекомендаций для стандартов послеЕвро-6 согласно (Rodríguez et al., 2019). Жирным шрифтом выделены утверждения, относящиеся к выбросам твердых частиц.**

<i>Ограниче ния:</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Введение нейтральных по отношению к топливу и технологиям предельных значений выбросов</li> <li>- Ужесточение предельных значений выбросов для их гармонизации с другими рынками</li> <li>- Установление универсальных предельных значений выбросов, независимо от применения</li> </ul>
<i>Сверхтон кие частицы</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- <b>Снижение минимального размера для подсчета частиц с 23 нм до как минимум 10 нм</b></li> <li>- <b>Разработка методологии для измерения летучих и полу-летучих частиц</b></li> <li>- <b>Включение выбросов, возникающих во время регенерации фильтров</b></li> <li>- <b>Разработка стандартов по количеству частиц (PN) нейтральным по отношению к топливу и технологиям</b></li> <li>- <b>Изучение возможности измерения PN непосредственно на выхлопной трубе</b></li> </ul>
<i>Нерегулир уемые загрязняю щие вещества</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Введение ограничения на выбросы аммиака</li> <li>- Установление предельных значений выбросов CH<sub>4</sub> и N<sub>2</sub>O и учитывать их в рамках стандартов CO<sub>2</sub></li> <li>- <b>Установление предельных значений выбросов альдегидов</b></li> <li>- <b>Регулирование всех летучих органических соединений (ЛОС), а не только углеводородов (НС)</b></li> <li>- <b>Установление предельных значений выбросов частиц, образующихся при износе тормозов</b></li> <li>- Рассмотрение возможности установления предельных значений выбросов NO<sub>2</sub></li> </ul>

Данные рекомендации согласуются с рядом мер, запланированных Европейской комиссией в рамках пересмотра стандартов Евро-6/VI (ЕС, 2020), включая установление более строгих предельных значений выбросов (ELV) и учет новых загрязняющих веществ и источников. Возможное вступление в силу регулирования Евро-7/VII запланировано на 2025 год.

#### 4.2.9 Основные выводы

Дизельные сажевые фильтры (DPF) широко используются в автомобильной промышленности на протяжении десятилетий и доказали свою экономическую эффективность, включая снижение преждевременной смертности и других проблем со здоровьем. Параллельно с уменьшением выбросов ТЧ и ЧУ благодаря высокоэффективным системам доочистки, доля выбросов ТЧ от шин и тормозов постоянно увеличивается. На основании недавнего обзора литературы можно сделать следующие выводы:

- ТЧ, образующиеся в результате сжигания и выбрасываемые из выхлопной трубы, в основном представляют собой мелкие частицы диаметром менее 2,5 мкм и в основном состоят из углеродистых соединений.



- ТЧ, ЧУ, РН и ПАУ эффективно снижаются с помощью систем доочистки выхлопных газов, таких как дизельные сажевые фильтры твердых частиц (DPF) или бензиновые фильтры твердых частиц (GPF). Для большинства твердых частиц наблюдается уменьшение выбросов на 90–100%.
- Величины коэффициентов выбросов ТЧ<sub>2,5</sub> значительно снизились. Например, для транспортных средств большой грузоподъемности (HDV) наблюдается снижение КВ от 333–491 до 0,5–1,3 мг/км при переходе от традиционных стандартов к Евро VI. Доля ЧУ в ТЧ составляет от 10 до 20% для автомобилей Евро VI.
- Поскольку коэффициенты выбросов твердых частиц уменьшились как минимум на 2 порядка, увеличивается доля органического вещества (ОМ) из-за эффектов разбавления и охлаждения, которые приводят к образованию в основном органических конденсируемых веществ.
- Однако, благодаря последовательному внедрению стандартов Евро, абсолютные выбросы конденсированных веществ снижаются. Системы доочистки снижают выбросы летучих органических соединений средней летучести (IVOC), но остаются пробелы в знаниях о химической трансформации этих соединений после выбросов и условиях окружающей среды.
- С уменьшением выбросов ТЧ автомобили с бензиновыми двигателями, включая современные модели, могут производить больше частиц. Использование GPF является ключевой технологией для снижения РН и ТЧ. Однако исследования показывают, что выбросы генотоксичных ПАУ от бензиновых автомобилей (в основном с прямым впрыском топлива) даже с GPF, выделяют выбросы генотоксичных ПАУ в 2 раза выше, чем дизельные автомобили с DPF.
- Недавние исследования показывают, что различные технологии доочистки оказывают значительное воздействие на уровень и химический состав выбрасываемых частиц, подчеркивая важность проверки состояния фильтров частиц и их регулярного обслуживания для обеспечения наилучшей эффективности.
- Для дизельных автомобилей без систем доочистки использование биотоплива может снизить выбросы ЧУ на 30% и может быть вариантом для достижения законодательно установленных порогов качества воздуха в более короткие сроки..
- Несмотря на то, что износ тормозов, шин и дорожного покрытия в основном приводит к выбросу крупных частиц, выбрасывается также значительная доля мелких частиц. Выбросы ОВЧ на километр превышают текущие нормы Евро 6/VI, при этом аналогичная доля ВС наблюдается как в выхлопных выбросах, так и в выбросах, не связанных с выхлопом. Тормоза также производят сверхтонкие частицы, металлы и ПАУ, причем температура значительно влияет на выбросы ТЧ. Выбросы ЧУ от тормозов имеют сильную корреляцию с выбросами ТЧ<sub>1</sub>.
- В настоящее время не существует широко используемой системы доочистки для контроля выбросов от тормозов, шин и дорожного покрытия. Тип материалов и поведение водителя часто упоминаются как ключевые факторы для снижения выбросов. Некоторые компании разработали системы сбора частиц тормозной пыли, которые позволяют сократить массу и количество выбросов от тормозов на 80–90%.
- Повторное взвешивание частиц с дорожного покрытия также значительно. Эти выбросы составляют большую часть общих выбросов от дорожного движения. Они зависят от метеорологических условий (ветра, температуры, влажности, осадков) и климатических особенностей местности (характера использования земель вблизи).

## 4.3 Сжигание попутного газа в факелах

### 4.3.1 Определение и использование сжигания попутного газа в факелах

Система сброса, вентиляции или утилизации – это аварийная система для выброса газа в атмосферу для предотвращения превышения максимально допустимого рабочего или проектного давления, в условиях аномальной работы вручную, автоматически или с помощью предохранительного клапана из системы трубопроводов или емкости с избыточным давлением. **Система сброса** может включать в себя предохранительное устройство, сборочные трубопроводы, защиту от обратного воспламенения и газоотвод. Если предполагается наличие жидких углеводородов, следует предусмотреть скруббер для отделения жидкости. Выпуск системы сброса может быть либо в атмосферу, либо на факел. Если система спроектирована правильно, системы аварийного сброса из сосудов под давлением могут быть объединены (Stewart, 2016).

Канадская ассоциация производителей нефти определяет **сжигание попутного газа в факелах** как контролируемое сжигание природного газа, которое не может быть переработан для продажи или использования по техническим или экономическим причинам (Emat, 2015). Также сжигание попутного газа в факелах можно определить как процесс, использующий устройства для безопасного и эффективного уничтожения отходящих газов, образующихся на предприятии в ходе нормальной работы. Газы поступают из различных источников, таких как попутный газ, газоперерабатывающие заводы, испытания скважин и другие объекты.

Газы собираются в сборных трубопроводах и передаются в систему сжигания попутного газа в факелах для их безопасной утилизации. Система сжигания попутного газа в факелах включает несколько факелов для обработки отходящих газов из различных источников. Большинство процессов сжигания попутного газа в факелах обычно происходит на верху трубы путем сжигания газов с видимым пламенем. Высота пламени зависит от объема выделяемого газа, а его яркость и цвет – от состава газа.

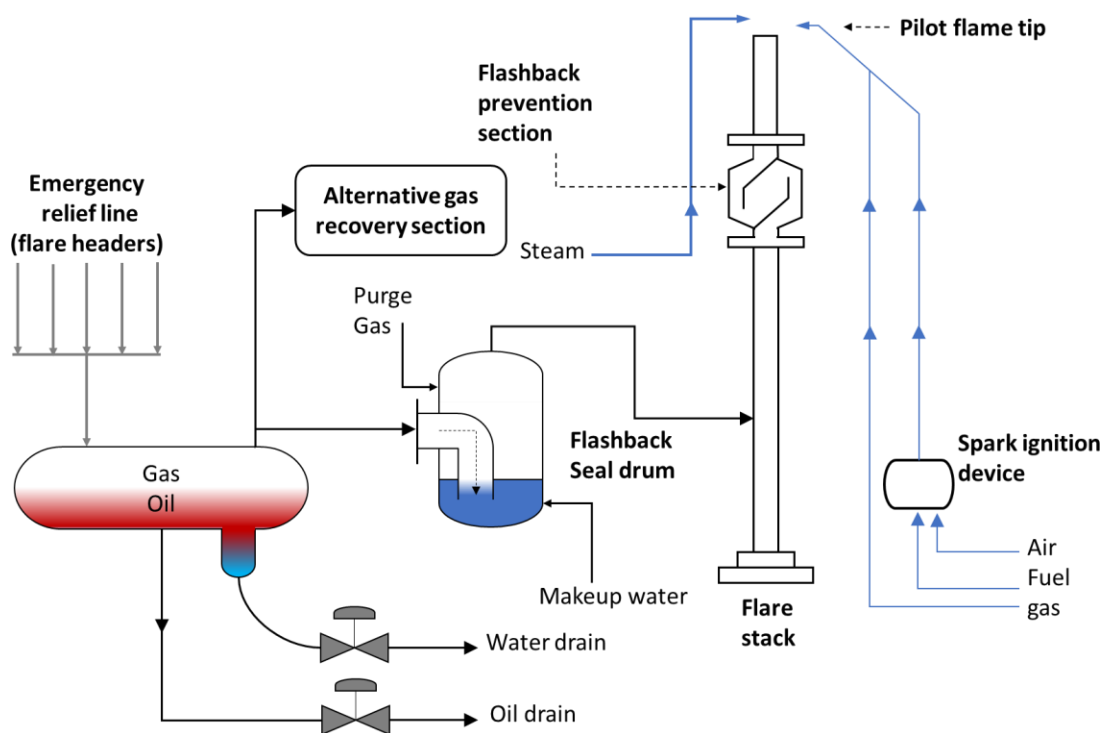
Системы сжигания попутного газа в факелах устанавливаются на суше и морских платформах в добывающих районах, на транспортных судах и в портовых сооружениях, на нефтехранилищах и вдоль магистральных трубопроводов. Полная система сжигания попутного газа в факелах состоит из факельной трубы или стрелы и трубопроводов, собирающих газы для сжигания (Рисунок 52). Факельный наконечник, расположенный на конце трубы или стрелы, предназначен для улучшения подсоса воздуха в факел, что повышает эффективность сжигания. Уплотнения, установленные в факельной трубе, предотвращают обратный удар пламени, а сосуд у основания трубы удаляет и сохраняет любые жидкости из проходящего к факелу газа. В зависимости от конструкции на одном объекте может потребоваться один или несколько факелов.

Промышленные объекты могут использовать сжигание попутного газа в факелах в качестве процесса удаления попутного нефтяного газа (ПНГ) как на постоянной, так и на временной основе. **Постоянное сжигание попутного газа в факелах** осуществляется в основном из-за полного или частичного отсутствия возможностей для использования ПНГ. Его часто называют рутинным сжиганием попутного газа в факелах, хотя точное и универсально принятое определение этого термина отсутствует. В глобальном масштабе большинство случаев постоянного сжигания попутного газа в факелах связано с отсутствием рынков сбыта, нехваткой местного спроса или неподходящей геологией для закачки газа обратно в пласт, что усугубляется физическими, техническими и экономическими ограничениями при использовании газа. Усилия по сокращению объемов сжигания попутного газа в факелах в первую очередь сосредоточены на этом типе постоянного сжигания. Вторая категория постоянного сжигания попутного газа в факелах обусловлена эксплуатационными причинами, связанными с использованием

пилотных факелов, продувочного газа, а также дегазацией добытой воды и регенерацией гликоля.

**Временное сжигание попутного газа в факелах** осуществляется в течение коротких периодов времени по различным эксплуатационным причинам. Временное сжигание попутного газа в факелах можно далее подразделить на следующие категории:

- (i) **Разведочное сжигание попутного газа в факелах** происходит при сжигании больших объемов газа в течение короткого времени во время ценки потенциальной производительности скважины. Несмотря на значительные объемы сжигаемого ПНГ, такие операции носят временный характер.
- (ii) **Технологическое сжигание попутного газа в факелах** обычно осуществляется с меньшей интенсивностью во время рутинной обработки газа (например, при удалении отходящих газов из производственного потока). Он обычно считается менее значительным, однако его частота может варьироваться в зависимости от нормальной эксплуатации или сбоев в работе установок.
- (iii) **Аварийное сжигание попутного газа в факелах** может происходить из-за скачков давления, пожаров или других нарушений работы инфраструктуры (например, отказ клапанов, компрессоров или трубопроводов), и может привести к сжиганию больших объемов газа с высокой скоростью в течение короткого времени.



**Рисунок 52: Схематическая блок-схема общей системы приподнятого факельного ствола на промышленном объекте**

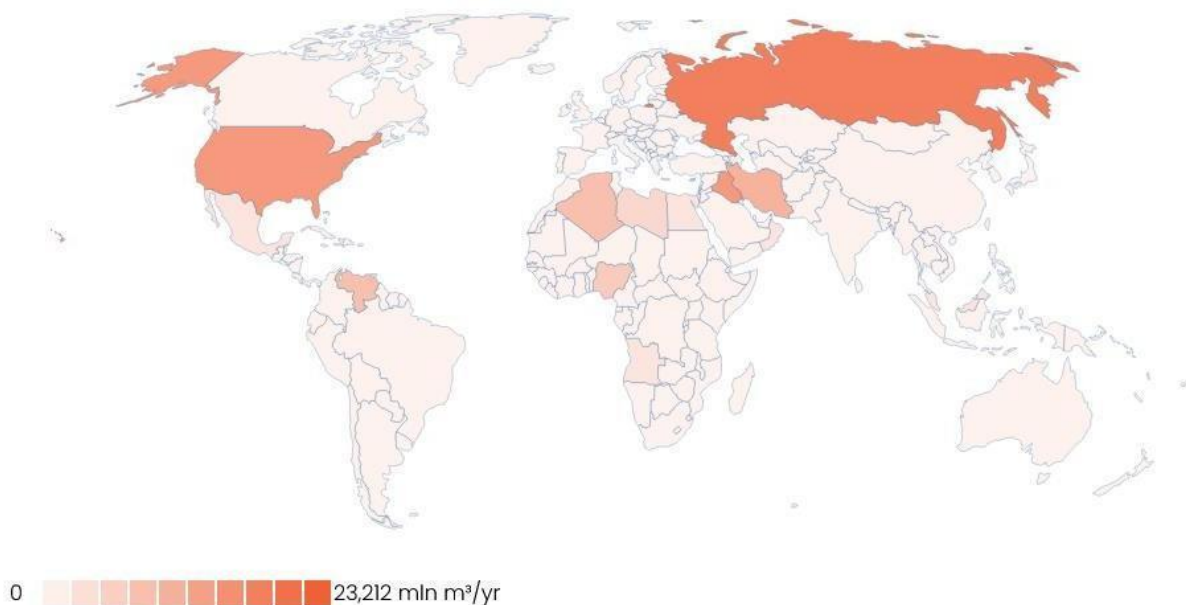
#### 4.3.2 Выбросы, связанные с деятельностью по сжиганию попутного газа в факелах

Как отмечают (Calel and Mahdavi, 2020), ежегодно сжигание и сброс на факел приводят к потере 8% мирового производства природного газа, формируют 6% глобальных выбросов парниковых газов и способствуют распространению ряда загрязняющих

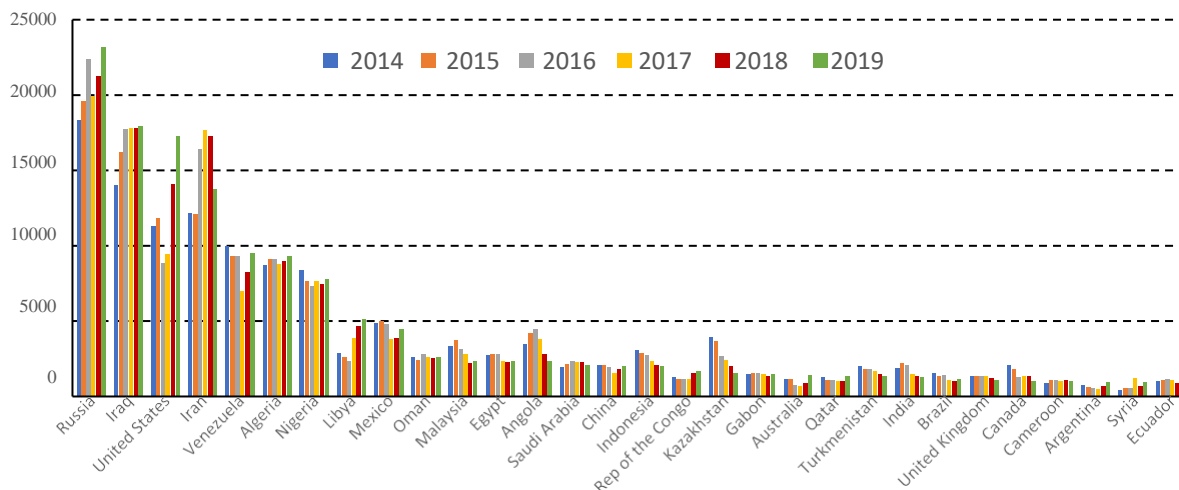
веществ, наносящих вред здоровью человека и окружающей среде. Улавливание и использование этого газа представляют собой экономически эффективный и ориентированный на развитие механизм сокращения выбросов парниковых газов, однако текущие усилия по решению этой проблемы сталкиваются с трудностями.

В 2015 году Глобальное партнерство по сокращению объемов сжигания попутного газа в факелах (GGFR) при Всемирном банке запустило инициативу «Нулевое рутинное сжигание к 2030 году» (GGFR, 2016), которая направлена на продвижение нормативного регулирования сжигания и, в меньшей степени, на финансирование новой газовой инфраструктуры. В своей публикации «Мнение» (Calel and Mahdavi, 2020) представляются доказательства того, что оба этих подхода на данный момент имеют серьезные недостатки. Авторы отмечают, что, пока Всемирный банк и его партнеры работают над устранением сжигания газа, им следует учитывать риск того, что регулирующие решения могут непреднамеренно увеличить объемы сброса газа. Если вместо этого внимание сосредоточено на развитии газовой инфраструктуры, следует отдать приоритет внедрению новых налогов на добычу газа как основного механизма финансирования, чтобы уменьшить риск увеличения выбросов на последующих этапах. Прекращение практик сжигания и сброса газа предоставляет возможность для быстрого и недорогого сокращения выбросов, замедляя накопление парниковых газов в краткосрочной перспективе и снижая риск достижения климатически переломных моментов. Разработка технологий дистанционного зондирования, введение налогов на добычу газа и инвестиции в инфраструктуру являются важными шагами в этом направлении, но они должны рассматриваться лишь как этап на пути к углеродно-нейтральному будущему.

Рисунки 53 и 54 демонстрируют распределение объема сжигания газа по всему миру и его динамику с 2014 по 2019 год. Очевидно, что близость к Арктическому региону позволяет России и США оказывать значительное воздействие на выбросы черного углерода (ЧУ) в Арктике.



**Рисунок 53: Сжигание попутного газа в факелах на этапах добычи в 2019 году – миллионы кубических метров газа, сжигаемого в факелах, млн м<sup>3</sup>/год (GGFR, 2016).**



**Рисунок 54: Топ-30 стран по объёмам сжигания газа по данным Всемирного банка (GGFR, 2016)**

Спутниковые наблюдения активно применяются для оценки или анализа выбросов от сжигания газа в факлах. (Faruolo et al., 2020) изучили литературу, связанную с анализом сжигания попутного газа в факлах (GF) с использованием спутниковых наблюдений, начиная с 1970-х годов и до июля 2019 года. Они классифицировали методологии на три основные категории: методы, предназначенные для идентификации факелов, методы для их характеристики (температура, площадь и излучательная мощность), а также методы для оценки воздействия GF на окружающую среду путем определения объемов сжигаемого газа, а также выбросов загрязняющих веществ и парниковых газов (ПГ). Данные спутниковых наблюдений подтвердили свою значимость в анализе сжигания газа, улучшая понимание их пространственно-временного распределения и динамики, и, которое было бы неполным при ограничении только наземными измерениями и публично доступными данными. Методы дистанционного зондирования (RS), использующие долгосрочные временные ряды, полученные с помощью множества оптических и радиолокационных сенсоров (SAR), разработаны для предоставления точной и комплексной информации об офшорных платформах, эффективно дополняя традиционные исследования. Доступность глобальных наблюдений от множества сенсоров, обеспечиваемая текущими и будущими спутниковыми миссиями, позволяет улучшить согласованность и надежность мониторинга сжигания газа. Дополнительно необходимо прилагать усилия для использования дневных изображений. На сегодняшний день подходы на основе спутниковых данных позволяют локализовать места сжигания газа и вычислять их температуру, площадь и излучательную мощность.

На основе вышеуказанных параметров, с использованием эмпирических калибровок для регионов с хорошими наземными наблюдениями, можно сделать разумные оценки объемов сжигаемого газа и выбросов от факелов. Ключевые факторы, влияющие на точность, связаны с отсутствием эталонных данных и значительной изменчивостью химических процессов, что вызывает расхождения с текущими кадастрами. Относительно недавние запуски спутников с более сложными сенсорами (например, SLSTR/Sentinel-3, VIIRS/NPP и NOAA-20, OLI/Landsat-8 и TROPOMI/Sentinel-5P) внушают оптимизм в отношении продолжения и долговременных достижений в области изучения GF. Эти новые сенсоры с более высокой пространственной и спектральной разрешающей способностью обладают большими возможностями для дистанционного изучения GF, что может улучшить научное понимание этих систем и минимизировать

потребность в обширных полевых измерениях. Данные, полученные из спутниковых изображений, с 1990-х годов предоставляют интересные результаты по этому явлению, как на региональном, так и на глобальном уровнях.

В качестве примера, недавние оценки (Caseiro et al., 2020) предполагают выбросы черного углерода (ЧУ) в атмосферу от сжигания газа в 2017 году составили 73 Гг с доверительным интервалом [20–239] Гг, при этом Ирак, Иран, Россия и Алжир отвечают примерно за половину этих выбросов. Самое активное место сжигания газа, которое также является источником наибольших выбросов, оценивается в 0,35 Гг ЧУ в год в 2017 году. Это исследование показывает, что инструменты SLSTR, установленные на спутниках Copernicus Sentinel-3, хорошо подходят для количественной характеристики газовых факелов в отношении температуры пламени, размеров, излучательной мощности, а также выбросов ЧУ. Это позволяет увеличить возможности обнаружения газовых факелов в системе наблюдения, включающей приборы SLSTR и VIIRS.

Для России (Evans et al., 2017) оценили выбросы ЧУ на уровне 688 Гг и выбросы органического углерода (ОС) на уровне 9224 Гг в 2014 году. Они обнаружили, что воздействие России на Арктику за счет выбросов ЧУ и ОС на 39% ниже, чем ранее оценивалось (Sand et al., 2016), во многом благодаря политическим мерам, направленным на снижение выбросов от сжигания газа и транспорта.

Существенные расхождения обычно наблюдаются в оценках выбросов от сжигания газа, вероятно, из-за различий в методологиях, используемых для оценки выбросов, в значениях рассматриваемых коэффициентов выбросов или в определении сектора сжигания. Согласно оценкам (Doumbia et al., 2019), выбросы ЧУ от сжигания газа в Африке составляют 1–15% (в среднем 7%) от общего количества антропогенных выбросов Африки (Таблица 18).

**Таблица 18: Сравнение выбросов от сжигания газа в Африке по данным (Doumbia et al., 2019), ECLIPSEv5a, EDGARv4.2 за 2005 год. Для (Doumbia et al., 2019) приведен диапазон выбросов с использованием минимальных и максимальных коэффициентов выбросов. Единица измерения – килотонны (тыс. т /год).**

<b>Вещество</b>	<b>Источник</b>	<b>Африка</b>
ОС	(Doumbia et al., 2019)	6,6
	ECLIPSEv5a (Stohl et al., 2015)	16,1
	EDGAR4.3 (Janssens-Maenhout et al., 2012)	0,04
ЧУ	(Doumbia et al., 2019)	6,2-141,2
	ECLIPSEv5a (Stohl et al., 2015)	80,6
	EDGAR4.3 (Janssens-Maenhout et al., 2012)	0,46

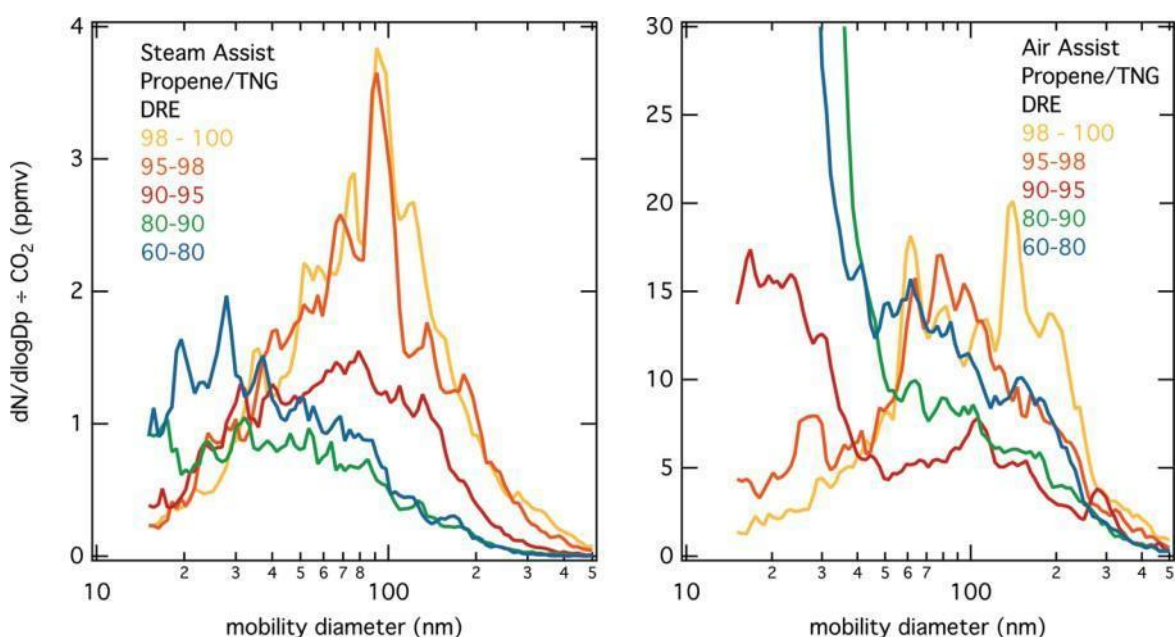


### 4.3.3 Коэффициенты выбросов ЧУ при сжигании попутного газа в факелах

Сжигание попутного газа в факелах является важным источником выбросов ЛОС (летучие органические соединения), CO, CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, ПАУ, NO<sub>x</sub> и сажи (ЧУ), все из которых являются значимыми загрязняющим веществами, напрямую и косвенно взаимодействующими с климатическими процессами Земли. Ежегодно во всем мире сжигается более 130 миллиардов кубометров газа. В данном обзоре рассматривается вклад сжигания газа в загрязнение воздуха на локальном, региональном и глобальном уровнях с особым акцентом на черный углерод (ЧУ как «сажу»). Временные и пространственные характеристики сжигания газа отличают его от мобильных источников выбросов (транспорт), а открытый характер пламени – от промышленных точечных источников; высокая температура, управление пламенем и компактность источника отличают сжигание газа как от сжигания биомассы, так и от использования бытового топлива. Все эти различия влияют на количество и характеристики образования ЧУ при сжигании газа, что подчеркивает важность учета этого источника отдельно в кадастрах выбросов и экологических полевых исследованиях. Оценка выбросов загрязняющих веществ при сжигании газа до настоящего времени уделяла мало или совсем не уделяла внимания выбросам ЧУ, часто предполагая, что сжигание газа создает бездымное пламя. Однако известно, что выход сажи при сжигании газа зависит от множества факторов, и существует необходимость разработки оценок выбросов и моделей, которые учитывают эти факторы. Таким образом, кадастры выбросов, особенно связанные с выделением сажи при сжигании газа, должны учитывать вариации состава топливного газа и характеристики горения, которые являются важными определяющими коэффициентами природы и количества выбрасываемых загрязняющих веществ. Подъемный характер шлейфа при сжигании газа, часто достигающий температур в диапазоне 2000 К, в сочетании с высотой факельной установки позволяет некоторым загрязняющим веществам проникать дальше в свободную тропосферу, способствуя их дальнейшему переносу. Это зачастую плохо отражается в модельных исследованиях (Fawole et al., 2016).

Согласно данным (Conrad and Johnson, 2019), **углерод, образующийся при сжигании газа, в основном является элементарным по составу (обычно более 92%)** и, вероятнее всего, в виде внешне-смешанных частиц, исходя из детального анализа данных об угасании и динамике углерода, а также учета механизмов выброса органического углерода, характерных для факелов. Анализ отдельных частиц выявил преобладание элементарного углерода по сравнению с окисленными и загрязненными металлами частицами при сжигании газа в малых масштабах (Popovicheva et al., 2019), а инфракрасная спектроскопия показала наличие алканов и ароматических соединений с кислородсодержащими компонентами. Сравнительный анализ микроструктуры и состава показывает, что подавляющее большинство частиц являются гидрофобными. Также идентифицирован высокий уровень содержания ЧУ. Работа (Fortner et al., 2012) предоставила распределения числа частиц для различных условий работы факела (Рисунок 55). На рисунке показано изменение распределений размеров частиц при факельном сжигании пропана в зависимости от эффективности удаления загрязняющих веществ (DRE). При высоких DRE пиковый диаметр подвижности (D<sub>m</sub>) в режиме с паровым вспомогательным сжиганием достигает около 90 нм, а в режиме с воздушным вспомогательным сжиганием – около 70 нм. По мере снижения DRE наблюдается смещение режима размеров частиц в сторону меньших размеров. Рисунок 55 показывает моды размеров для различных DRE, снижающихся до 60%, где пики распределения размеров частиц сместились до 30 и 20 нм для смеси пропана с паровым и воздушным вспомогательным сжиганием соответственно. Учитывая, что измеренные частицы ЧУ являются фрактальными по своей природе, а прибор SMPS определяет диаметр

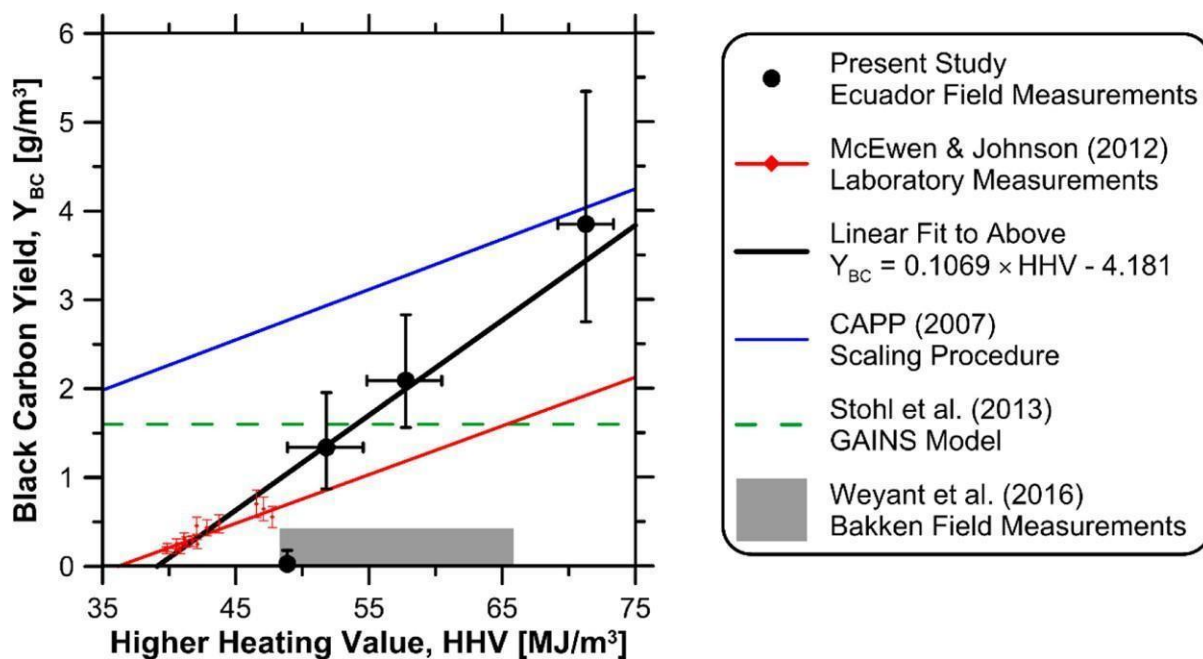
подвижности, а не геометрический, нельзя исключать возможность того, что изменения диаметра подвижности могут быть связаны с изменением формы частиц ЧУ, а не их геометрического диаметра.



**Рисунок 55: Моды размеров частиц ТЧ, определенные с помощью сканирующего спектрометра подвижности частиц (SMPS), представлены в зависимости от эффективности удаления загрязняющих веществ (DRE) в диапазоне от 60 до 100% для факелов с паровым и воздушным вспомогательным сжиганием. Пропен/TNG – 80% пропана и 20% природного газа Tulsa Natural Gas (TNG), а смесь пропана и TNG содержит 80% пропана и 20% природного газа TNG. Во всех случаях SMPS проводил сканирование в диапазоне подвижных диаметров от 15 до 500 нм.**

Полевые данные о выходе ЧУ в Эквадоре (Conrad and Johnson, 2017) представлены на Рисунке 56 в зависимости от объемного значения более высокой теплотворной способности (HHV) с 95% доверительными интервалами. Потенциальный диапазон выхода ЧУ по данным (Weyant et al., 2016) из региона Баккен показан в виде заштрихованной области на графике, где данные были переведены из массы углеводородов в объем сжигаемого газа с использованием указанного диапазона состава факельного газа для семи факелов в Баккене и отображены в пределах диапазона теплотворной способности тех же образцов. Измеренные значения выхода ЧУ в Эквадоре варьировались более чем на 2 порядка величины – от 0,03 до 3,85 г/м<sup>3</sup> при **среднем значении 1,83 г/м<sup>3</sup>**. Факел с самым высоким уровнем образования сажи производил выбросы примерно в 27 раз больше, чем средний оценочный показатель для региона Баккен в то время, как только факел с самым низким уровнем сажи аходился в пределах этого диапазона.

(Fawole et al., 2016) утверждают, что коэффициенты выбросов, используемые для оценки выбросов ЧУ при сжигании газа, неадекватны для оценки выбросов типичного факела в реальных условиях, так как большинство газа, используемого в исследованиях для таких коэффициентов, не являются репрезентативными для газа с большинства станций по всему миру. (Dolumbia et al., 2019) сообщают о о значительных вариациях факторов выбросов ЧУ – от 0,14 до 3,9 г/кг для промышленных пожаров, , со средним значением 1,29 г/кг.



**Рисунок 56:** Средние значения и 95% доверительные интервалы измеренных выходов ЧУ в массу на объем в зависимости от объемного значения высшей теплотворной способности (Conrad and Johnson, 2017).

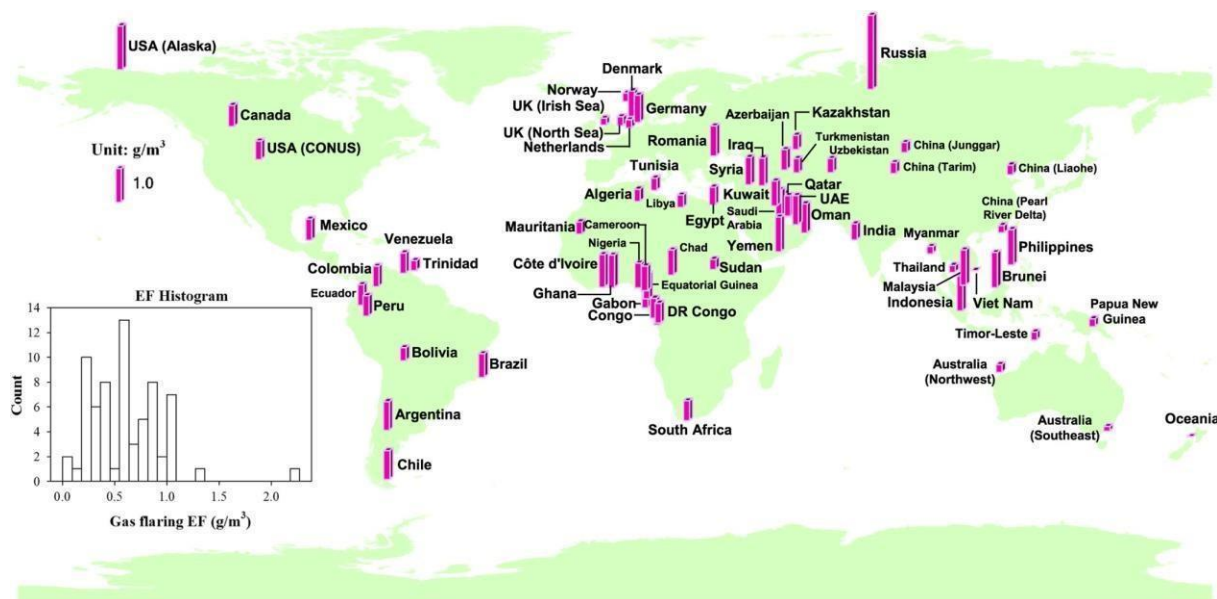
Руководство ЕЕА (Plejdrup et al., 2019) предлагает официальные коэффициенты выбросов для разработки кадастров выбросов твердых частиц-загрязняющих веществ. В Таблице 19 представлены некоторые коэффициенты выбросов для соединений твердых частиц.

**Таблица 19:** Коэффициенты выбросов для категории источников «1.В.2.с Вентилирование и сжигание на факелах» (Plejdrup et al., 2019). \* Уровень Tier 2 и \*\* Уровень Tier 1.

Загрязняющее вещество	Значение	Единицы измерения	95% доверительный интервал		Источник
			Нижняя граница	Верхняя граница	
ОВЧ*	0,89	г/ГДж	0,3	3	(CONCAWE, 2015)
ТЧ <sub>10</sub> *	0,89	г/ГДж	0,3	3	(CONCAWE, 2015)
ТЧ <sub>2,5</sub> *	0,89	г/ГДж	0,3	3	(CONCAWE, 2015)
Бензо(а)пирен*	0,67	мкг/ГДж	0,134	3,35	(CONCAWE, 2015)
Бензо(к)флуорантен*	1,14	мкг/ГДж	0,228	5,70	(CONCAWE, 2015)
Бензо(к)флуорантен *	0,63	мкг/ГДж	0,126	3,15	(CONCAWE, 2015)
Индено(1,2,3-сd)пирен*	0,63	мкг/ГДж	0,126	3,15	(CONCAWE, 2015)
ЧУ** как 24% от ТЧ <sub>2,5</sub>	0,624	г/кг переработанного газа	-	-	(McEwen and Johnson, 2012; Villasenor, 2003)

Рисунок 57 из (Huang and Fu, 2016) представляет глобальную карту средних значений KVflare, ЧУ для регионов со сжиганием газа, выявленных на основе данных о ночном освещении, полученных с помощью спутников NOAA DMSP (см. регионы сжигания в следующем разделе). Гистограмма KVflare, ЧУ (внутренний график в левом нижнем углу

Рисунка 57) показывает, что  $KB_{flare}$ ,  $ЧУ$  варьируется в широком диапазоне: от минимального значения, близкого к нулю, до максимального значения  $2,27 \text{ г/м}^3$  (Россия). Около 37% регионов имеют  $KB_{flare}$ ,  $ЧУ$  в диапазоне  $0,2\text{--}0,5 \text{ г/м}^3$ , а около 56% регионов – выше  $0,6 \text{ г/м}^3$ .



**Рисунок 57:** Глобальная карта средних значений  $KB_{flare}$ ,  $ЧУ$  для различных регионов сжигания газа по данным (Huang and Fu, 2016). Гистограмма  $KB_{flare}$ ,  $ЧУ$  представлена в левом нижнем углу рисунка. Аббревиатуры некоторых регионов расшифровываются следующим образом: USA – Соединенные Штаты Америки; CONUS – Континентальные Соединенные Штаты; UK – Соединенное Королевство Великобритании и Северной Ирландии; DR Congo – Демократическая Республика Конго; UAE – Объединенные Арабские Эмираты.

#### 4.3.4 Меры по снижению выбросов от сжигания попутного газа в факелах

Для сокращения выбросов черного углерода ( $ЧУ$ ) в арктических регионах Канада, Дания, Норвегия и Российская Федерация поддержали инициативу «Нулевое рутинное сжигание к 2030 году» или ZRF 2030 (GGFR, 2016). В случае достижения цели этой инициативы выбросы  $ЧУ$  будут значительно сокращены. Страны и компании, подписавшие эту инициативу, обязаны ежегодно публиковать отчеты о сжигании газа и прогрессе в рамках инициативы. Данные о объемах сжигания газа предоставляются Всемирному банку, который управляет инициативой ZRF 2030.

Согласно данным (Sharovalova, 2016), принятие договора о сжигании газа в Арктике может быть упрощено за счет использования «Руководства для оффшорных зон» и «Рамочного документа о черном углероде» в качестве основы для будущего документа. Кроме того, действующая модель политики в области сжигания газа уже существует и нуждается лишь в адаптации для учета национальных особенностей. Такие крупные эмитенты, как Индия и Китай, которые в настоящее время являются наблюдателями Арктического совета, находятся под влиянием его процессов и могут потенциально участвовать в будущих соглашениях. Однако остается вопрос, согласятся ли некоторые арктические государства на обязательный договор, особенно с учетом текущих политических и дипломатических напряженностей. Важно отметить, что, несмотря на недавние конфликты между США и Россией из-за ситуации на Украине и аннексии Крыма, деятельность Арктического совета не была прервана. Существенное сокращение выбросов  $ЧУ$  в Арктике может оказать ощутимый эффект и предоставить



международному сообществу столь необходимое время для переговоров о сильном климатическом договоре в рамках Рамочной конвенции ООН об изменении климата (РКИК ООН). Рутинное сжигание газа, являющееся крупнейшим источником ЧУ, не только бесполезная трата ценного ресурса, но и устаревшая практика подлежащая устранению. Эффективность текущих политик и практик в области сжигания газа варьируется по всему арктическому региону, и единственный способ прекратить рутинное сжигание – это внедрение лучших превентивных практик в регионе. Хотя Арктический совет является институтом мягкого права, он имеет возможность сделать первый шаг в направлении установления наилучших экологических стандартов для нефтяной промышленности Арктики.

Доклад (Arctic Council, 2019) предоставляет полный перечень мер, принятых странами арктической зоны для сокращения выбросов при сжигании газа. Канада, Россия и Норвегия имеют действующие регламенты, ограничивающие объемы разрешенного сжигания газа. Например, в Норвегии сжигание природного газа разрешается только в случаях, необходимых для обеспечения безопасности. Российская Федерация активизировала свои усилия по сокращению объемов сжигания газа, введя более высокие экономические штрафы за превышение установленных норм. В 2013 году был введен специальный коэффициент для расчета платы за загрязнение в случае сжигания газа (равный 12), который удвоился в следующем году. По данным национальной статистики, объемы сжигания газа сократились примерно на 42% в период с 2012 по 2015 годы, однако данные спутниковых наблюдений указывают на увеличение сжигания газа в России с 2013 по 2016 годы и его сокращение после 2017 года. Национальная цель, установленная в 2012 году, заключается в достижении уровня утилизации попутного нефтяного газа (ПНГ) на уровне 95%. Согласно данным Федеральной службы государственной статистики, в 2016 году было утилизировано 88% попутного нефтяного газа. Россия также внедряет стандарты наилучших доступных технологий, которые помогут сократить выбросы черного углерода при сжигании газа. Были опубликованы четыре документа по стандартам наилучших доступных технологий для нефтегазовой промышленности. В них учитываются как справочные документы ЕС о наилучших доступных техниках (СНДТ), так и местные условия российского нефтегазового сектора. Выбросы черного углерода при сжигании газа могут быть сокращены в общем виде тремя способами:

- i. Путем уменьшения объема газа, направляемого в факельные установки,
- ii. Использование технологий и методов сжигания, минимизирующих выбросы твердых частиц,
- iii. Сепарация тяжелых компонентов попутного газа перед сжиганием.

С точки зрения политики и регулирования основное внимание уделяется контролю общих объемов сжигания газа. Все страны Арктики, занимающиеся добычей нефти и газа, имеют четкие регламенты по сжиганию попутного газа с акцентом на его рутинное сжигание. Подходы, применяемые в арктических странах, различаются. В Российской Федерации ключевым инструментом политики являются экологические сборы за выбросы, превышающие допустимые объемы сжигания газа. Однако пока остается неясным, насколько эффективно эти сборы влияют на изменение поведения производителей.

#### 4.3.5 Технологии сокращения объемов сжигания попутного газа в факелах

**Восстановление факельного газа (FGR)** уменьшает уровень шума и тепловое излучение, эксплуатационные и ремонтные расходы, загрязнение воздуха и выбросы газа, а также сокращает потребление топливного газа и пара. Различные проверенные

технологии утилизации газа для различных применений представлены в отчете Всемирного банка (Bank, 2004). Эти технологии FGR резюмированы ниже на основе (Soltanieh et al., 2016) и приведенных в нем источников. Планы по освоению новых нефтяных месторождений должны включать такие методы, чтобы исключить рутинное сжигание газа, поскольку выбросы и утечки на объектах нефтегазовой промышленности слабо выявляются, измеряются и контролируются (Masnadi et al., 2018).

**Закачка газа** – это часто используемый метод для сохранения газа для будущего использования или повышения эффективности процесса добычи нефти. Технология включает установку газового компрессора для повышения давления в зонах с низким давлением пластового газа, что способствует увеличению добычи нефти. В качестве альтернативы газовым компрессорам могут использоваться многофазные насосные системы, которые позволяют совместное течение нефти и газа. Эти системы имеют меньшие размеры оборудования и позволяют определять характеристики потока без необходимости разделения нефти и газа. Закачка или рециркуляция газа часто применяется на шельфе для увеличения добычи нефти за счет поддержания пластового давления, одновременно уменьшая или устраняя необходимость в транспортировке газа.

**Генерация электроэнергии** – это вариант для удовлетворения потребностей в электричестве поблизости или для экспорта электроэнергии в энергосеть. В Аргентине аэродинамическая газовая турбина сжигает 0,45 млн куб. м в день ранее сжигаемого газа с низкой теплотворной способностью для генерации около 40 МВт электроэнергии. Газовые турбины более чувствительны к качеству топливного газа по сравнению с другими типами турбин. Конструкция таких систем включает камеру сгорания и турбину. Горячий газ поступает и сталкивается с лопастями турбины, что приводит к их вращению. Турбина связана с турбогенератором и вырабатывает электроэнергию, которая может быть накоплена.

**Природный газопровод** – это основной и наиболее удобный метод транспортировки газа, будь то с шельфовых месторождений на сушу для переработки или для подключения к существующим распределительным сетям. Он также используется для транспортировки экспортируемого газа. Однако для морского транспорта природного газа использование трубопроводов становится сложным по мере увеличения глубины и расстояния транспортировки. Газопроводы имеют ограниченную гибкость: газ выходит из источника и поступает в пункт назначения. После определения диаметра газопровода объемы транспортировки фиксированы и зависят от давления, хотя максимальный объем можно увеличить, добавив компрессоры, дополнительные трубы в виде петель или повысив среднее давление в трубопроводе.

**Сжиженный нефтяной газ (LPG)** – это альтернативный способ использования попутного газа благодаря его удобству хранения и транспортировки на локальные рынки, а также из-за высокого содержания пропана и бутана в составе попутного газа по сравнению с непопутным газом. Перед извлечением сжиженных нефтяных газов попутный газ должен быть предварительно очищен от примесей, включая водяной пар, CO<sub>2</sub>, пары ртути и H<sub>2</sub>S. Традиционные процессы производства LPG обрабатывают весь газовый поток перед извлечением содержимого LPG. Эти процессы являются экономически невыгодными и непрактичными для попутного газа, который производится в гораздо меньших объемах и имеет более низкое давление, чем непопутный газ из газовых скважин.

**Сжиженный природный газ (СПГ)** производится с использованием простого процесса охлаждения. Газ предварительно очищается от примесей, таких как сера, CO<sub>2</sub>, вода и другие загрязняющие вещества, затем превращается в жидкость путем охлаждения до -162 °C и хранится до его транспортировки на танкерах СПГ. Объем СПГ составляет примерно 1/600 от объема газа при комнатной температуре. После транспортировки на



терминал приема сжиженный газ снова превращается в газообразное состояние для использования на газовых рынках. Новая концепция технологии СПГ, которая пока не разработана и не доказана коммерчески, называется плавучий СПГ. Этот процесс представляет собой комбинацию традиционных технологий СПГ и плавучих глубоководных шельфовых технологий добычи. Плавучие суда ПСПГ будут включать оборудование для сжижения на борту и могут легко перемещаться на небольшие и удаленные нефтяные месторождения без необходимости строительства крупных новых объектов в каждом месте.

**Гидраты природного газа (NGH)** представляют собой кристаллизованный природный газ, твердое вещество в состоянии льда, которое химически стабильно при  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Температура стабилизации значительно выше, чем температура СПГ  $-162\text{ }^{\circ}\text{C}$ , что приводит к снижению капитальных затрат на транспортировку и хранение. Однако плотность NGH значительно ниже, чем у СПГ, что снижает объем газа, транспортируемого в форме гидратов, по сравнению с технологией СПГ.

Технология **газожидкостная конверсия (GTL)** – это химический процесс, который преобразует метан в транспортные топлива, такие как бензин или дизельное топливо. Эта технология все еще находится в стадии разработки, так как она не была экономически выгодной и сопряжена с техническими рисками. Завод GTL мирового масштаба может преобразовать 8,5 миллионов стандартных кубометров газа в сутки (MMscmd) в 30 000 баррелей дизеля или бензина в сутки. В последние годы были разработаны мини-технологии GTL для меньших объемов газа (менее 0,7 MMscmd), что открывает возможности для утилизации сжигаемого газа. Прямое преобразование газа в «готовое» топливо на месторождениях нефти позволяет получить экономически ценный продукт из попутного газа, который в настоящее время теряется, как указывает (Tan et al., 2018), с дополнительным преимуществом сокращения выбросов ТЧ при использовании этого синтетического топлива в качестве добавки к обычному топливу.

**Производство метанола и аммиака.** Метан, содержащийся в природном и попутном газе, может быть преобразован в метанол. Метанол далее используется для производства диметилового эфира (DME) и олефинов, таких как этилен и пропилен, в простых реакторных системах при стандартных эксплуатационных условиях с использованием традиционных катализаторов. Технологии Mega Methanol, MTP и Mega Syn компании Lurgi, а также процесс DME от Topsoe обеспечивают экономически эффективные решения для переработки газа в крупном масштабе. Метан в попутном газе также может быть преобразован в аммиак через процесс Габера для производства азотных удобрений. Этот метод довольно распространен в нефтедобывающих странах Персидского залива.

Некоторые технологии восстановления факельного газа (FGR) были оценены в исследовании (Hajizadeh et al., 2018). Основные экологические проблемы, связанные с выбросами парниковых газов (ПГ), побуждают нефтеперерабатывающие заводы применять различные методы FGR, большинство из которых требуют установки нового оборудования и высоких затрат на проектирование и строительство. В исследовании (Hajizadeh et al., 2018) была проведена оценка трех методов утилизации факельного газа на крупном газовом заводе в Иране. Первые два метода включают сжижение и производство сжиженного нефтяного газа (LPG) с использованием факельных газов в качестве сырья для существующей установки по производству LPG. Были изучены различные параметры для процессов сжижения сырья и производства LPG. Третий рассмотренный вариант – использование трехступенчатого компрессора для сжатия факельного газа. В заключение была проведена экономическая оценка для определения наиболее прибыльного метода. Согласно результатам моделирования, давление флэш-резервуара в 0,75 бар обеспечивает максимальное производство LPG. Экономическая

оценка показывает, что уровень рентабельности (ROR) для установки сжижения и установки производства LPG превышает 200% для различных сценариев и выше, чем для метода сжатия.

В исследовании (Zolfaghari et al., 2017) представлены и сравниваются три метода: конверсия газа в жидкость (GTL), выработка электроэнергии с использованием газовых турбин (GTG) и преобразование газа в этилен (GTE). Целью исследования являлось выявление наиболее экономически выгодного метода. Для этого была взята проба природного газа с завода Ассалуе, а процесс моделировался с использованием программного обеспечения Aspen HYSYS. Параллельно были проведены оценка капитальных и операционных затрат, а также анализ вовлеченных процессов с помощью Aspen Capital Cost Estimator. Согласно полученным результатам, производство электроэнергии из факельного газа является одним из наиболее экономически эффективных методов. Метод GTG продемонстрировал наивысший процент коэффициента окупаемости.

Среди доступных технологий **жидкостно-кольцевой компрессор (LRC)** представляет собой перспективный вариант утилизации факельного газа (FGR), так как он может одновременно сжимать и обрабатывать факельный газ. Однако существует несколько фундаментальных вопросов, касающихся оптимальных условий эксплуатации, а также правильной интеграции таких устройств в систему утилизации факельного газа. В исследовании (Yazdani et al., 2020) рассматривается проектирование системы утилизации факельного газа, состоящей из жидкостно-кольцевых компрессоров и водного раствора амина для снижения концентрации кислотных газов, главным образом сероводорода. Были исследованы три различные конфигурации системы для определения оптимальной схемы, обеспечивающей эффективное и непрерывное улавливание факельного газа на нефтеперерабатывающем комплексе.

#### 4.3.6 Факелы с паровой поддержкой

В зависимости от конструкции и условий эксплуатации системы, факелы можно классифицировать как с воздушной поддержкой, с паровой поддержкой, без поддержки и с поддержкой давления (Fawole et al., 2016). Поддержка факела в основном используется для усиления турбулентности и смешивания топливного газа с воздухом в зоне сгорания, а также для подавления дымления образующегося пламени. Сводка этих методов представлена в Таблице 20.

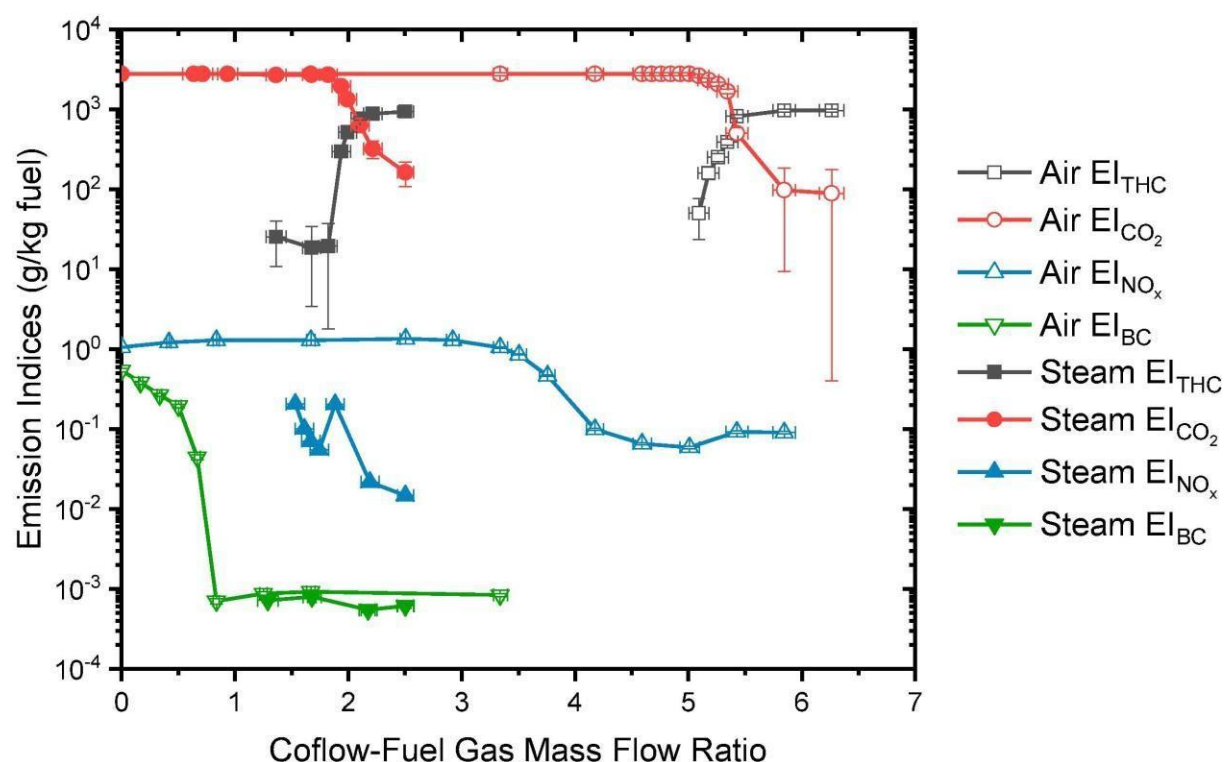
**Таблица 20: Сводка свойств типов факелов по (Fawole et al., 2016)**

	<b>С паровой поддержкой</b>	<b>С воздушной поддержкой</b>	<b>С поддержкой давления</b>	<b>Без поддержки</b>
<i>Метод</i>	Пар вводится в зону горения для усиления смешивания.	Воздух подается вентилятором для усиления смешивания и турбулентности топлива в зоне горения.	Давление газа в потоке используется для усиления смешивания на выходе горелки.	Поддержка горения не осуществляется.
<i>Эффективность</i>	Наиболее эффективен для подавления образования сажи. Некоторая часть СО может окисляться до СО <sub>2</sub> .	Менее эффективен, чем факел с паровой поддержкой, но относительно эффективен по сравнению с другими типами.	Менее эффективен, чем с паровой и воздушной поддержкой, но также может подавлять образование сажи.	Эффективен только для горения без сажи, особенно для подавления легких углеводородов.
<i>Преимущества</i>	Снижает образование сажи при утилизации топлива с высокой теплотой сгорания.	Продлевает срок службы верха факела. Менее дорогой, чем с паровой поддержкой, и проще в обслуживании, поэтому наиболее распространен.	Улучшает КПД при достаточном давлении потока газа без дополнительных затрат на пар или воздух.	Может использоваться для периодического аварийного сжигания практически бездымного газа.
<i>Относительный размер</i>	Обычно это крупные факелы, поскольку включают парогенератор и обычно используются на крупных газовых объектах.	Не такие большие, как с паровой поддержкой.	Может быть того же размера, что и с воздушной поддержкой, в зависимости от пропускной способности объекта.	Обычно меньше по размеру по сравнению с другими типами.
<i>Недостатки</i>	Избыточная подача пара может привести к снижению эффективности факела. Дорогое обслуживание в крупных масштабах.	Избыточная подача воздуха также может снизить эффективность. Необходимо соблюдать оптимальное соотношение воздуха к газу для эффективной работы.	Колебания давления газового потока могут влиять на эффективность горения. Требуется большое пространство в удаленной зоне.	Непригоден для плотных топлив с высокой склонностью к образованию сажи, что типично для газа в нефтегазовых объектах.

Пар подвергается термическому разложению в пламени факела с образованием свободных радикалов Н и ОН, которые вступают в реакцию с углеродом, образуя радикальные группы СН<sub>2</sub>· и ·СНО. Свободные радикалы, вызванные паром, способствуют формированию связей С=О вместо связей С–С, что **улучшает полноту сгорания**. Пар также может вступать в реакцию с промежуточными продуктами, такими как СО, окисляя его до СО<sub>2</sub>. Для факела с паровой поддержкой КПД начинает снижаться, когда соотношение пар–топливный газ превышает порог, который зависит от теплотворной способности топливного газа и места подачи пара в зону горения факела. Согласно (Kumar et al., 2020), **впрыск пара является наиболее эффективным способом уменьшения задымления при сжигании**, однако при отсутствии пара можно использовать факел с воздушной поддержкой. Количество воздуха, необходимого для работы такой системы, примерно в 1,2 раза больше, чем пара, а установка системы является дорогой с точки зрения реализации. Технология факелов с высоким давлением также может подавлять образование дыма, но должна применяться только при очень высокой теплотворной способности факельного газа. Она может использоваться там, где пар недоступен, а система требует низкочувствительного дизайна. Высоконапорные факелы значительно уменьшают излучение пламени факела и повышают КПД, превышающий 98%.

Для более глубокого понимания влияния воздушной и паровой поддержки на эффективность преобразования углерода и выбросы загрязняющих веществ при работе

факелов (Ahsan et al., 2019) разработали лабораторный соосный горелочный аппарат, состоящий из двух концентрических труб. Природный газ с расходом 20 стандартных литров в минуту поступал в кольцевое пространство, а увеличивающиеся количества воздуха или пара подавались через внутреннюю трубу до полного затухания пламени. Продукты сгорания улавливались вытяжным колпаком и анализировались с использованием газового хроматографа для определения концентраций  $\text{CH}_4$ ,  $\text{C}_4\text{H}_4$ ,  $\text{C}_3\text{H}_8$ ,  $\text{C}_4\text{H}_{10}$ ,  $\text{CO}$  и  $\text{CO}_2$ . Для измерения концентраций  $\text{CH}_4$  и  $\text{NO}_x$  использовались фотоакустический экстинкциометр и анализатор  $\text{NO}_x$  соответственно. Одной из задач экспериментов было точное выявление резких переходов в эффективности преобразования углерода и изменений порядков величин ключевых выбросов. Результаты показали, что добавление воздуха или пара в диффузионное пламя природного газа вызывает резкое снижение эффективности преобразования углерода при массовом соотношении соосного потока к топливному газу 1,8 для пара и 5,0 для воздуха. Как и ожидалось, индексы выбросов  $\text{CO}_2$  в обоих случаях следовали трендам их соответствующей эффективности преобразования углерода. Напротив, индексы выбросов общего несгоревшего углеводорода увеличивались при снижении эффективности преобразования углерода. Индексы выбросов  $\text{NO}_x$  для воздушной и паровой поддержки уменьшились на порядок по сравнению с факелом без поддержки. Для воздушной поддержки это происходило до снижения эффективности преобразования углерода, в то время как для паровой – одновременно. Индексы выбросов  $\text{CH}_4$  уменьшились на три порядка для обоих видов поддерживаемых факелов (Рисунок 58). Для обеих лабораторных установок с воздушной и паровой поддержкой был найден диапазон массовых потоков вспомогательной среды, который обеспечивал высокую эффективность горения и низкие выбросы загрязняющих веществ.



**Рисунок 58:** Индексы выбросов пламени природного газа с подачей воздуха или пара. Данные включают погрешности, учитывающие распространение неопределенности измерений при расчете индексов выбросов и массовых расходов по методикам, описанным в (Ahsan et al., 2019).

### 4.3.7 Другие оптимизированные системы сжигания – передовые конструкции факелов

Попутный газ извлекается из стандартной факельной трубы и направляется в подходящего размера и хорошо обслуживаемый флэш-резервуар для удаления более тяжелых углеводородов из потока газа перед его подачей в усовершенствованную факельную установку. Там он сжигается с использованием передовых технологий наконечников факела и системы зажигания. Полный список наилучших доступных техник представлен в (EU Action on Black Carbon in the Arctic, 2019).

#### Диффузионное пламя

В большинстве факелов сжигание происходит посредством диффузионного пламени. В такой конфигурации воздух диффундирует через границу потока продуктов сгорания к центру потока топлива, образуя оболочку горящего газа вокруг ядра топливного газа. После воспламенения эта смесь создает стабильную зону горения над наконечником горелки. Дымление может возникать из-за недостатка кислорода ( $O_2$ ) или охлаждения частиц углерода ниже их температуры воспламенения. В крупных диффузионных пламенах может формироваться вихрь вокруг горячей части газа, который нарушает подачу  $O_2$  и вызывает локальную нестабильность или мерцание пламени, сопровождающееся образованием ЧУ. Таким образом, обеспечение адекватного поступления воздуха и смешивания является важным для минимизации образования дыма и максимизации эффективности сгорания. Различные конструкции факелов в основном отличаются способами достижения эффективного смешивания.

#### Контроль системы факелов

Системы управления факелами могут быть полностью автоматизированными или полностью ручного управления. Компоненты системы факела, которые могут управляться автоматически, включают вспомогательный газ, систему зажигания и впрыск пара (если используется пар). Потребление топливного газа можно минимизировать, непрерывно измеряя скорость вентиляции газа и его теплотворную способность, а также автоматически регулируя количество вспомогательного топлива для поддержания требуемого минимального общего расхода газа. Автоматические панели зажигания определяют наличие пламени с помощью визуальных измерений температуры или тепловых датчиков и повторно зажигают пилотное пламя при его затухании. Потребление топлива пилотным пламенем следует минимизировать настолько, насколько это возможно, без ущерба для способности зажигать факел в любых условиях.

(Srinivasarao and Muralikrishna, 2014) приводят пример автоматической системы управления, которая позволяет минимизировать сажу и несгоревшие углеводороды при в факелах. Для обеспечения быстрого управления соотношением пар/топливо (S/C) используется надежное ультразвуковое измерение потока и упреждающий сигнал, введенный на основе расчетного числа углеводородов. Результаты исследования показывают, что минимизация сажи может быть достигнута в течение 5 минут при использовании системы опережающей системы управления.

#### Конструкция флэш-резервуара

Конструкция и техническое обслуживание флэш-резервуара могут также влиять на выбросы ЧУ при сжигании в факелах. Флэш-резервуар представляет собой устройство для удаления жидкостей из потока газа перед его сжиганием. Если флэш-резервуар



имеет неправильный размер или не обслуживается должным образом, некоторые капли жидкости могут попадать в поток отходящих газов, что приводит к образованию дыма. Для уменьшения выбросов ЧУ могут быть рассмотрены микроконденсационные установки для восстановления жидкостей. Экономическая эффективность конструкции емкости определяет выбор между горизонтальным и вертикальным флэш-резервуаром. Когда требуется большой резервуар для хранения жидкости и высокое паровое течение, горизонтальный флэш-резервуар, как правило, более экономичен. Вертикальный флэш-резервуар используется, когда объем жидкости небольшой, площадь для установки ограничена или требуется упрощение контроля уровня. В данном случае предполагается, что флэш-резервуар не рассчитан на аварийные сбросы, а поток жидкости минимален. Правильное проектирование и эксплуатация флэш-резервуаров могут оказывать оперативное влияние на выбросы ЧУ и должны учитываться.

На данный момент рекомендации по эксплуатации факелов для поддержания высокой высокой эффективности горения остаются недоступными. Публикация (Chen and Alphones, 2019) заполняет этот пробел, исследуя характеристики начальной точки дымления (ISP), которая широко признана условием для хорошего горения. Начальная точка дымления факела – это режим работы, при котором факел начинает задымляться. Это также точка (но не единственная), в которой достигается максимальная эффективность сгорания. Начальная точка дымления не является фиксированной. Она зависит от состава газов, скорости потока, скорости выхода и, конечно, скорости подачи воздуха или пара. В этом исследовании ISP характеризуется в терминах 100%-ной неэффективности горения (CE), процента оптической непрозрачности, коэффициента поглощения, скорости подачи воздуха, пара, коэффициентов эквивалентности воздуха и пара, скорости выхода газа, теплотворной способности газа на выходе и в зоне горения. Длина пламени рассчитывалась для потоков, доминируемых подъемной силой и импульсом, при спокойных и ветреных условиях в стабильной и нейтральной атмосфере. Непрозрачность рассчитывалась по закону Бера–Ламберта на основе концентрации сажи, диаметра пламени и массово-специфического коэффициента угасания сажи. Вычисленные значения непрозрачности и коэффициента поглощения оказались логнормально распределенными. Установлены линейные зависимости между выходом сажи и коэффициентом поглощения с  $R^2 > 0,99$  и степенные зависимости между непрозрачностью и скоростью выброса сажи с  $R^2 \geq 0,97$  для факелов с паровой поддержкой, воздушной поддержкой и без поддержки. Характеризованные параметры подачи пара/воздуха, теплотворной способности в зоне горения/выпуска газа, скорости выхода, а также коэффициентов эквивалентности пара и воздуха для начальной точки дымления служат полезным руководством для эффективной эксплуатации факелов.

#### 4.3.8 Множественные наконечники для снижения образования сажи

Разделение наконечника факела на несколько ветвей представляет собой идею, которая, как считается, снижает образование сажи за счет увеличения контактной поверхности и обеспечения лучшего смешивания. В исследовании (Mostafayi and Rashidi, 2020) с использованием программного обеспечения Computational Fluid Dynamic Ansys Fluent 18 было изучено разделение одного наконечника промышленного факела на несколько наконечников (Рисунок 59). Для моделирования потоков использовался метод усредненных по Рейнольдсу уравнений Навье-Стокса (RANS), турбулентность моделировалась с использованием модели  $k-\epsilon$ . В качестве модели горения был выбран метод ламинарного пламенного листа. Образование сажи моделировалось методом Moss–Brookes и проверялось путем сравнения результатов моделирования с доступными экспериментальными данными. Изучались эффекты диаметра наконечников, количества ветвей и расстояния между ветвями на выходы сажи и  $\text{NO}_x$ , а также стабильность пламени. Согласно результатам, увеличение количества ветвей с учетом ограничений



стабильности пламени и выбор оптимальных расстояний между ветвями привели к значительному снижению выбросов сажи без заметных изменений в образовании NOx (Рисунок 60).

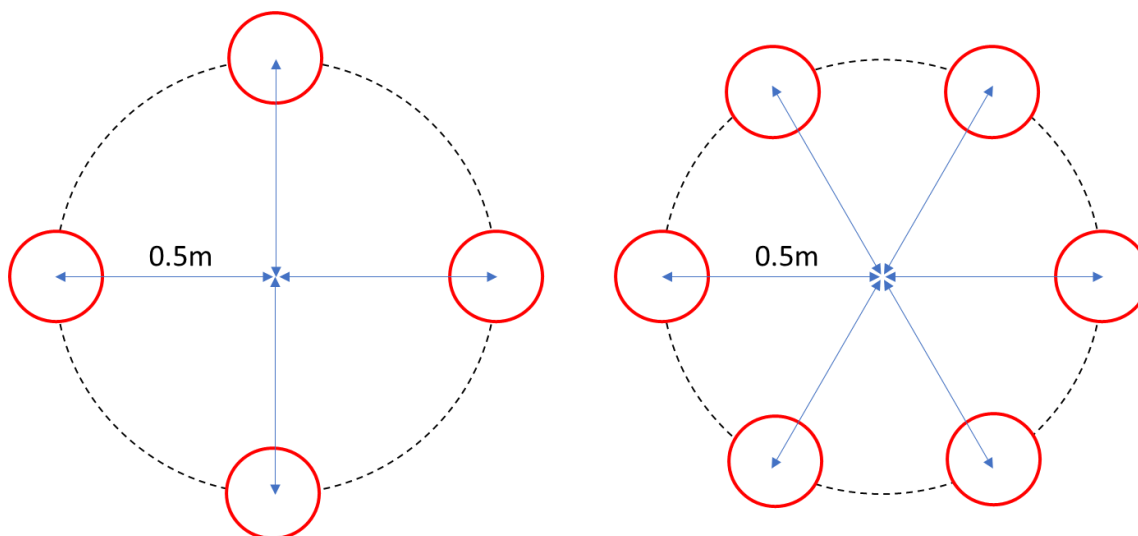


Рисунок 59: Вид сверху на факел с несколькими наконечниками (слева: n=4, справа: n=6).

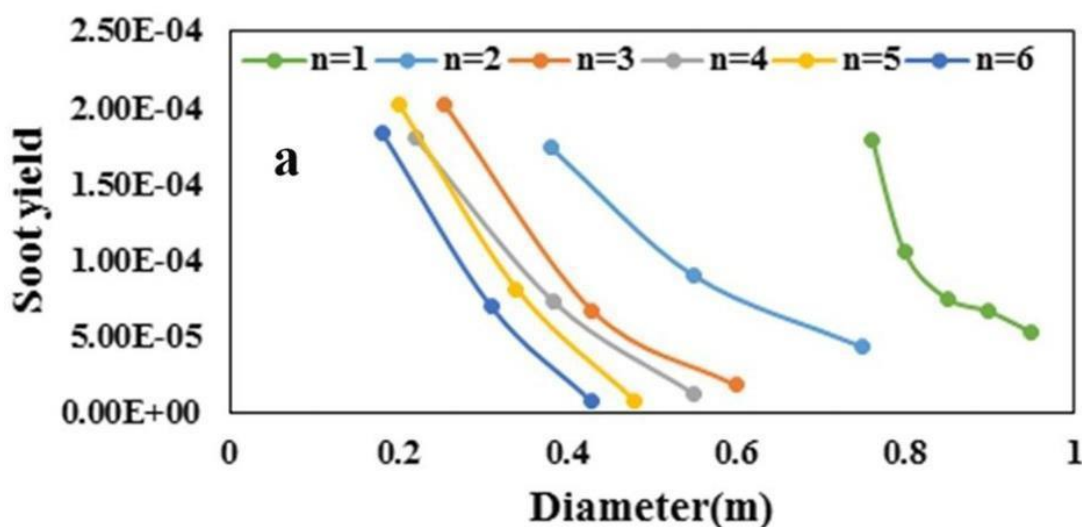


Рисунок 60: Выход сажи при различном количестве ветвей и диаметрах (по данным Mostafayi and Rashidi, 2020).

#### 4.3.9 Подходы к моделированию

Анализ вычислительной гидродинамики (CFD) был использован (Castiñeira и Edgar, 2006) для моделирования воздействия добавления пара и воздуха в турбулентные горящие пламена с целью изучения поведения промышленных факелов. Они проанализировали воздействие добавления пара и воздуха на эффективность горения пламени. Результаты моделирования показали, что неполное сгорание углеводородов может происходить при высоких соотношениях пар/топливо и воздух/топливо вплоть до угасания пламени. В случае добавления пара результаты показывают, что неэффективное сгорание может быть предсказано на основе глобальной теплотворной способности топливного газа. В частности, неэффективное сгорание наблюдается при теплотворной способности ниже 7,45 МДж/м<sup>3</sup>, что также было зафиксировано на промышленных факелах. Таким образом, на основе полученных моделей могут быть разработаны

потенциальные стратегии управления, чтобы компенсировать низкую теплотворную способность газов ниже рекомендованных пределов и снизить выбросы углеводородов на факелах.

На основании численных результатов (Patki и др., 2014) сделали вывод, что среди трех различных моделей сажи модель Moss-Brooke предоставляет наиболее достоверные результаты для пламени из смеси метана. Исследование также показало, что увеличение подачи воздуха приводит к повышению выхода сажи. Как и ожидалось, результаты для различных топливных смесей свидетельствуют о том, что выход сажи увеличивается с ростом процентного содержания углерода в топливе. Кроме того, было установлено, что равновесная модель, представленная в Fluent, демонстрирует значительно меньший выход сажи, чем стационарная модель пламени механизма LU 1.0. Применение модели излучения показало, что влияние излучения на выбросы сажи и температуру пламени в метановых смесях оказалось незначительным. Наконец, результаты по выходу сажи при различных скоростях потока показывают, что с увеличением скорости потока выход сажи возрастает. В то же время максимальная температура пламени также слегка увеличивается при росте скорости потока.

Как одновременно достичь высокой эффективности горения и низкого уровня выбросов сажи – важная проблема. Выбросы сажи зависят от множества факторов. Операторы факельных систем часто переусердствуют с использованием пара или воздуха для подавления дыма, что приводит к снижению эффективности горения. Достижение оптимальных показателей работы факелов остается актуальным вопросом как для промышленности, так и для регулирующих органов. (Wang и др., 2016) рассмотрели нормативные акты США, касающиеся сжигания газа на факелах. Для определения оптимального рабочего диапазона для факельных систем в данном исследовании были обобщены различные механизмы горения, связанные с выбросами сажи. Был разработан новый механизм горения (**Vsoot**) для прогнозирования выбросов сажи, который был подтвержден на основе экспериментальных данных. Были разработаны модели вычислительной гидродинамики (CFD), интегрированные с механизмом Vsoot, для моделирования процессов на факелах. Наблюдения показали, что результаты моделирования хорошо согласуются с экспериментальными данными. Механизм Vsoot способен обрабатывать горение углеводородов C1–C4 и прогнозировать выбросы сажи, поскольку он учитывает ключевые прекурсоры сажи, включая ацетилен, этилен и бензол. Сравнение с эталонными экспериментальными данными показало, что механизм Vsoot хорошо справляется с расчетом скорости ламинарного пламени, времени задержки воспламенения и адиабатической температуры пламени. Результаты моделирования хорошо согласуются с экспериментальными данными (Таблица 21). С использованием механизма Vsoot проведено моделирование CFD с воздушной поддержкой в ANSYS Fluent с применением моделей турбулентности и взаимодействия турбулентности и химических реакций, а также модель непремешанного распределения вероятностей (PDF). Было показано, что CFD моделирование с использованием PDF-модели позволяет точно прогнозировать выход сажи и эффективность горения.

**Таблица 21: Сравнение выбросов сажи по данным (Wang и др., 2016)**

Случай с воздушной поддержко й, №	Экспериментальные результаты / (lb/ ММВТУ)	Результаты моделирования Vsoot / (lb/ ММВТУ)	Ошибка / %
1	3,05	4,16	1,36
2	4,6	6,15	1,41
3	3,95	2,84	1,39
4	2,68	2,13	1,26
5	3,45	2,54	1,36
6	8,05	6,78	1,18
Ср.			1,33

Как показано в работе (Gai и др., 2020), измерить эффективность горения факела, коэффициент уничтожения и удаления (DRE) и выбросы сажи напрямую затруднительно. Механизм **сгорания VSoot** был разработан и подтвержден в моделях сгорания факела с использованием вычислительной гидродинамики (CFD) для расчета CE, DRE и выхода сажи. Было установлено, что **выходы сажи увеличиваются с ростом процентного содержания углерода в топливе** и скорости струи газа факела. Однако реализация CFD-моделирования для онлайн-контроля факела затруднена, так как процесс моделирования CFD требует значительного времени для достижения сходимости результатов. Поэтому с развитием оптических методов измерения и моделирования были разработаны инновационные технологии для онлайн-применения. Sky-LOSA – это метод визуализации, который позволяет количественно оценивать мгновенную скорость выбросов ЧУ через искусственную контрольную поверхность внутри плоскости изображения научной камеры. Техника оптимального измерения Sky-LOSA (Conrad и Johnson, 2017), объединенная с анализом неопределенности на основе метода Монте-Карло, была разработана для измерения удельного выхода сажи из факельного газа. Было установлено, что **выход сажи сильно коррелирует с теплотворной способностью факельного газа**.

(Damodara et al., 2020) разработали модели на основе нейронных сетей (NN), которые могут быть надежно использованы в промышленности для достижения желаемой эффективности горения без видимых выбросов (дыма). В качестве независимых переменных в моделях использовались параметры, которые могут быть либо управляемыми, либо измеряемыми в процессе работы факела: скорость подачи пара/воздуха, скорость выхода и состав выбрасываемого газа. Модели NN были разработаны для факелов с подачей воздуха, пара и без поддержки, с использованием различных типов топлива, таких как пропилен, пропан, природный газ, метан и этилен. Модели производительности факелов, такие как CE и непрозрачность (opacity), были созданы с использованием инструментария нейронных сетей в MATLAB. Модели NN для испытаний факелов с подачей пара и воздуха хорошо согласуются с экспериментальными данными, что подтверждается средним коэффициентом корреляции 0,95 и 0,97 для данных испытаний с подачей воздуха и пара соответственно. Очень низкие средние абсолютные ошибки, составляющие 1,1% и 1,4% для данных с подачей воздуха и пара соответственно, также указывают на надежность моделей NN. На 2D- и 3D-контурных графиках показано воздействие ключевых эксплуатационных параметров. Установлены точки настройки (объем пара/воздуха/добавляемого топлива, необходимый) для достижения начальной точки дымления (ISP) и для бездымного сжигания на основе моделей нейронных сетей.

#### 4.3.10 Основные выводы

На основе недавнего обзора литературы можно сделать следующие ключевые выводы о сжигании газа в факелах:

- Чёрный углерод (ЧУ), выделяемый при сжигании газа в нефтегазовой промышленности, является важным источником выбросов, особенно в районах Арктической зоны, где он влияет на радиационный баланс и ускоряет таяние снега. Крупнейшими странами-эмитентами являются Россия, США, страны Африки и некоторые государства Ближнего Востока.
- Обычно не менее 90% углеродсодержащих веществ в отходящих газах газового факела состоит из чёрного углерода.
- коэффициенты выбросов (КВ) от газовых факелов остаются неопределёнными, так как условия горения могут значительно варьироваться и недостаточно контролироваться. КВ может изменяться в диапазоне нескольких порядков величины, обычно в пределах 0,2–2,27 г/м<sup>3</sup>.
- Кадастры выбросов, основанные на таких КВ, также неопределёны, часто дополняются данными из других источников или оцениваются с использованием спутниковых наблюдений.
- Рутинное сжигание газа из-за отсутствия возможностей его утилизации является основным и крупнейшим источником выбросов ЧУ от факельного сжигания. Однако значительными источниками также могут быть периодическое и постоянное сжигание по оперативным причинам.

Обзор возможных путей сокращения выбросов чёрного углерода (ЧУ) от сжигания газа в факелах:

- Использование попутного газа для местных нужд или экспорта (производство электроэнергии, тепла, газа) является естественным решением для сокращения выбросов ЧУ и других загрязняющих веществ, избегая образования отходящих газов. Утилизация попутного газа практически полностью исключает выбросы ЧУ. Однако факельное сжигание и низкий уровень утилизации газа часто встречаются в первые годы эксплуатации новых месторождений, так как решения о строительстве инфраструктуры для газа часто принимаются уже после начала добычи. Кроме того, даже в случаях, когда утилизация попутного газа экономически оправдана, определённая доля сжигания будет сохраняться по причинам безопасности или операционным требованиям. В некоторых случаях утилизация газа может быть недоступной или считаться нецелесообразной.
- Извлечение тяжёлых компонентов из потока газа перед сжиганием является одним из вариантов минимизации выбросов ЧУ.
- Факелы с несколькими наконечниками показывают хорошие результаты по снижению выбросов ЧУ благодаря увеличению поверхности смешивания и улучшению характеристик горения.
- Факелы с паровой поддержкой являются наиболее эффективными с точки зрения подавления образования сажи. Однако факелы с высоким давлением могут быть эффективной техникой там, где вода недоступна. Факелы с паровой поддержкой показывают меньшие выбросы очень мелких частиц (менее 50 нм) по сравнению с факелами с воздушной поддержкой.
- Оптимизация конструкции факелов и условий их эксплуатации возможна благодаря применению моделей вычислительной гидродинамики (CFD). Такие

модели и системы управления позволяют отслеживать характеристики отходящих газов и контролировать входные параметры.

- Новые модели на основе методов искусственного интеллекта могут быть применены для настройки оптимизированных входных параметров, что позволяет снизить выбросы при факельном сжигании и, следовательно, уменьшить выбросы чёрного углерода (ЧУ).

## 5 Заключение

В данном отчёте представлен обзор выбросов чёрного углерода (ЧУ), полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) и сверхтонких частиц, а также рассмотрено воздействие стратегий по сокращению выбросов ТЧ выбросы этих веществ. Были определены три целевых сектора: два из них – малые источники сжигания и дорожный транспорт, поскольку они являются основными источниками ЧУ, и сжигание попутного газа в факелах, которое представляет собой важный источник воздействия как на качество воздуха, так и на климат в арктических регионах.

Выбросы при сжигании древесины в домашних хозяйствах остаются серьёзной проблемой, требующей дальнейших усилий для сокращения выбросов. Использование современных или сертифицированных экологических печей и котлов может быть эффективным решением. Также важны качество и тип древесины – предпочтительно использование сухой древесины. Однако снижение выбросов ЧУ может привести к вопросам, связанным с числом частиц, так как уменьшение массы, доступной для конденсации, и более низкая температура способствуют процессам нуклеации, что увеличивает количество частиц.

Определение коэффициентов выбросов с использованием более надёжных стандартов является критически важным. Используемые методы должны учитывать фильтруемые и конденсируемые фракции частиц, чтобы создать более точные кадастры выбросов. Это поможет сообществу моделирования, которое использует эти данные для разработки стратегий, направленных на снижение загрязнения воздуха и негативных климатических воздействий.

С внедрением более жёстких нормативных требований для транспортных средств, выбросы ТЧ и других частиц на выхлопе значительно снизятся. Однако выбросы от шин и тормозов становятся доминирующими источниками выбросов, также содержащими ЧУ, даже если эти частицы преимущественно находятся в крупнодисперсной фракции (диаметр > 2,5 мкм). Сверхтонкие частицы также могут выделяться при использовании тормозов. Выбор материала тормозных колодок является основным техническим методом для снижения выбросов, хотя могут быть использованы системы всасывания для удаления большинства частиц с тормозов.

Не менее 90% углеродосодержащих соединений в отходящих газах от факельного сжигания составляют ЧУ. Факелы с паровой поддержкой являются наиболее эффективными в снижении выбросов сажи. Однако факелы с высоким давлением могут быть эффективным решением в условиях отсутствия воды. Новые модели, основанные на нейронных сетях, могут помочь более эффективно контролировать процесс факельного сжигания и уменьшить образование сажи.

Для более успешного решения проблем изменения климата и качества воздуха через сокращение выбросов ЧУ важно также рассмотреть выбросы бурого углерода (BrC). BrC представляет собой светопоглощающий твердый материал, который в основном выделяется при сжигании биомассы или образуется в процессе разбавления дымового шлейфа. На данный момент это вещество недостаточно изучено, а его радиационные свойства в климатических моделях всё ещё связаны с неопределённостью. Улучшение знаний об этом компоненте позволило бы получить более точные ответы на изменения выбросов.



## 6 СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

- ACAP, 2015. Recommended Actions of the ACAP Report on the Reduction of Black Carbon Emissions from Residential Wood Combustion.
- ACAP, 2014. Reduction of Black Carbon Emissions from Residential Wood Combustion in the Arctic – Black Carbon Inventory, Abatement Instruments and Measures. Arctic Contaminants Action Program.
- Ahsan, A., Ahsan, H., Olfert, J.S., Kostiuk, L.W., 2019. Quantifying the carbon conversion efficiency and emission indices of a lab-scale natural gas flare with internal coflows of air or steam. *Exp. Therm. Fluid Sci.* 103, 133–142. <https://doi.org/10.1016/j.expthermflusci.2019.01.013>
- Akherati, A., He, Y., Coggon, M.M., Koss, A.R., Hodshire, A.L., Sekimoto, K., Warneke, C., de Gouw, J., Yee, L., Seinfeld, J.H., Onasch, T.B., Herndon, S.C., Knighton, W.B., Cappa, C.D., Kleeman, M.J., Lim, C.Y., Kroll, J.H., Pierce, J.R., Jathar, S.H., 2020. Oxygenated Aromatic Compounds are Important Precursors of Secondary Organic Aerosol in Biomass-Burning Emissions. *Environ. Sci. Technol.* 54, 8568–8579. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01345>
- Ali, M.U., Siyi, L., Yousaf, B., Abbas, Q., Hameed, R., Zheng, C., Kuang, X., Wong, M.H., 2020. Emission sources and full spectrum of health impacts of black carbon associated polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban environment: A review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 1–40. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1738854>
- ALPINE SPACE, 2019. Deliverable D.T1.4.1 - A report about the different regulations about BB regarding both appliances and fuels.
- Alves, C., Gonçalves, C., Fernandes, A.P., Tarelho, L., Pio, C., 2011. Fireplace and woodstove fine particle emissions from combustion of western Mediterranean wood types. *Atmospheric Res.* 101, 692–700. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.04.015>
- Amann, M., Cofala, J., Klimont, Z., Nagl, C., Schieder, W., 2018. Measures to address air pollution from small combustion sources (Contract ENV.C.3/FRA/2013/00131 of DG-Environment of the European Commission). IIASA, Vienna, Austria.
- Amann, M., Kiesewetter, G., Schöpp, W., Klimont, Z., Winiwarter, W., Cofala, J., Rafaj, P., Höglund-Isaksson, L., Gomez-Sabriana, A., Heyes, C., Purohit, P., Borken-Kleefeld, J., Wagner, F., Sander, R., Fagerli, H., Nyiri, A., Cozzi, L., Pavarini, C., 2020. Reducing global air pollution: the scope for further policy interventions. *Philos. Trans. R. Soc. Math. Phys. Eng. Sci.* 378, 20190331. <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0331>
- AQEG, 2019. Non-Exhaust Emissions from Road Traffic. Air Quality Expert Group for the Department for Environment, Food and Rural Affairs, Scottish Government, Welsh Government and Department of the Environment in Northern Ireland, London, UK.
- Archer, G., 2016. Dieselgate: Who? What? How? | Transport & Environment [WWW Document]. URL <https://www.transportenvironment.org/publications/dieselgate-who-what-how> (accessed 11.4.20).
- Arctic Council, 2019. Expert Group on Black Carbon and Methane - Summary of Progress and Recommendations.
- Avagyan, R., Nyström, R., Lindgren, R., Boman, C., Westerholm, R., 2016. Particulate hydroxy-PAH emissions from a residential wood log stove using different fuels and burning conditions. *Atmos. Environ.* 140, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.041>

- Bäfver, L., Yngvesson, Y., Niklasson, F., 2012. Residential Electrostatic Precipitator - Performance at efficient and poor combustion conditions (SP Rapport :2012:42). SP Technical Research Institute of Sweden, Borås, Sweden.
- Bank, 2004. Flared gas utilization strategy opportunities for small-scale uses of gas (No. 5). The International Bank for Reconstruction and Development - The World Bank Group, Washington DC, USA.
- Battye, W., Boyer, K., Pace, T.G., 2002. Methods for Improving Global Inventories of Black Carbon and Organic Carbon Particulates. EC/R Incorporated and US EPA.
- Bergström, R., Denier van der Gon, H.A.C., Prévôt, A.S.H., Yttri, K.E., Simpson, D., 2012. Modelling of organic aerosols over Europe (2002–2007) using a volatility basis set (VBS) framework: application of different assumptions regarding the formation of secondary organic aerosol. *Atmospheric Chem. Phys.* 12, 8499–8527. <https://doi.org/10.5194/acp-12-8499-2012>
- Bertrand, A., Stefenelli, G., Bruns, E.A., Pieber, S.M., Temime-Roussel, B., Slowik, J.G., Prévôt, A.S.H., Wortham, H., El Haddad, I., Marchand, N., 2017. Primary emissions and secondary aerosol production potential from woodstoves for residential heating: Influence of the stove technology and combustion efficiency. *Atmos. Environ.* 169, 65–79. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.09.005>
- Bertrand, A., Stefenelli, G., Jen, C.N., Pieber, S.M., Bruns, E.A., Ni, H., Temime-Roussel, B., Slowik, J.G., Goldstein, A.H., El Haddad, I., Baltensperger, U., Prévôt, A.S.H., Wortham, H., Marchand, N., 2018. Evolution of the chemical fingerprint of biomass burning organic aerosol during aging. *Atmospheric Chem. Phys.* 18, 7607–7624. <https://doi.org/10.5194/acp-18-7607-2018>
- Bessagnet, B., Rosset, R., 2001. Fractal modelling of carbonaceous aerosols-application to car exhaust plumes. *Atmos. Environ.* 35, 4751–4762.
- Bhattu, D., Zotter, P., Zhou, J., Stefenelli, G., Klein, F., Bertrand, A., Temime-Roussel, B., Marchand, N., Slowik, J.G., Baltensperger, U., Prévôt, A.S.H., Nussbaumer, T., El Haddad, I., Dommen, J., 2019. Effect of Stove Technology and Combustion Conditions on Gas and Particulate Emissions from Residential Biomass Combustion. *Environ. Sci. Technol.* 53, 2209–2219. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05020>
- Bjørner, T.B., Brandt, J., Gårn Hansen, L., Källström, M.N., 2019. Regulation of air pollution from wood-burning stoves. *J. Environ. Plan. Manag.* 62, 1287–1305. <https://doi.org/10.1080/09640568.2018.1495065>
- Braisher, M., Stone, R., Price, P., 2010. Particle Number Emissions from a Range of European Vehicles. Presented at the SAE 2010 World Congress & Exhibition, pp. 2010-01–0786. <https://doi.org/10.4271/2010-01-0786>
- Brandelet, B., Pascual, C., Debal, M., Rogaume, Y., 2020. A cleaner biomass energy production by optimization of the operational range of a fabric filter. *J. Clean. Prod.* 253, 119906. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119906>
- Brewer, T.L., 2019. Black carbon emissions and regulatory policies in transportation. *Energy Policy* 129, 1047–1055. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.02.073>
- Calel, R., Mahdavi, P., 2020. Opinion: The unintended consequences of anti-flaring policies—and measures for mitigation. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 117, 12503–12507. <https://doi.org/10.1073/pnas.2006774117>
- Caplain, I., Cazier, F., Nouali, H., Mercier, A., Déchaux, J.-C., Nollet, V., Joumard, R., André, J.-M., Vidon, R., 2006. Emissions of unregulated pollutants from European gasoline

- and diesel passenger cars. *Atmos. Environ.* 40, 5954–5966. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.12.049>
- Cappa, C.D., Lim, C.Y., Hagan, D.H., Coggon, M., Koss, A., Sekimoto, K., de Gouw, J., Onasch, T.B., Warneke, C., Kroll, J.H., 2020. Biomass-burning-derived particles from a wide variety of fuels – Part 2: Effects of photochemical aging on particle optical and chemical properties. *Atmospheric Chem. Phys.* 20, 8511–8532. <https://doi.org/10.5194/acp-20-8511-2020>
- Carvalho, R.L., Vicente, E.D., Tarelho, L.A.C., Jensen, O.M., 2018. Wood stove combustion air retrofits: A low cost way to increase energy savings in dwellings. *Energy Build.* 164, 140–152. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2018.01.002>
- Caseiro, A., Gehrke, B., Rücker, G., Leimbach, D., Kaiser, J.W., 2020. Gas flaring activity and black carbon emissions in 2017 derived from the Sentinel-3A Sea and Land Surface Temperature Radiometer. *Earth Syst. Sci. Data* 12, 2137–2155. <https://doi.org/10.5194/essd-12-2137-2020>
- Castiñeira, D., Edgar, T.F., 2006. CFD for Simulation of Steam-Assisted and Air-Assisted Flare Combustion Systems. *Energy Fuels* 20, 1044–1056. <https://doi.org/10.1021/ef050332v>
- Caubel, J.J., Rapp, V.H., Chen, S.S., Gadgil, A.J., 2020. Practical design considerations for secondary air injection in wood-burning cookstoves: An experimental study. *Dev. Eng.* 5, 100049. <https://doi.org/10.1016/j.deveng.2020.100049>
- Caubel, J.J., Rapp, V.H., Chen, S.S., Gadgil, A.J., 2018. Optimization of Secondary Air Injection in a Wood-Burning Cookstove: An Experimental Study. *Environ. Sci. Technol.* 52, 4449–4456. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05277>
- Chen, D.H., Alphones, A., 2019. Characterization of the incipient smoke point for steam-/air-assisted and nonassisted flares. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 69, 119–130. <https://doi.org/10.1080/10962247.2018.1525443>
- Chen, X., Yang, W., Wang, Zifa, Li, J., Hu, M., An, J., Wu, Q., Wang, Zhe, Chen, H., Wei, Y., Du, H., Wang, D., 2019. Improving new particle formation simulation by coupling a volatility-basis set (VBS) organic aerosol module in NAQPMS+APM. *Atmos. Environ.* 204, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.01.053>
- Chen, Y., Borken-Kleefeld, J., 2014. Real-driving emissions from cars and light commercial vehicles – Results from 13 years remote sensing at Zurich/CH. *Atmos. Environ.* 88, 157–164. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.01.040>
- Cheremisinoff, N.P. (Ed.), 2016. Electrostatic Precipitators, in: *Pollution Control Handbook for Oil and Gas Engineering*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA, pp. 375–407. <https://doi.org/10.1002/9781119117896.ch29>
- Chirico, R., DeCarlo, P.F., Heringa, M.F., Tritscher, T., Richter, R., Prévôt, A.S.H., Dommen, J., Weingartner, E., Wehrle, G., Gysel, M., Laborde, M., Baltensperger, U., 2010. Impact of aftertreatment devices on primary emissions and secondary organic aerosol formation potential from in-use diesel vehicles: results from smog chamber experiments. *Atmospheric Chem. Phys.* 10, 11545–11563. <https://doi.org/10.5194/acp-10-11545-2010>
- Cho, M.-H., Park, R.J., Yoon, J., Choi, Y., Jeong, J.I., Labzovskii, L., Fu, J.S., Huang, K., Jeong, S.-J., Kim, B.-M., 2019. A missing component of Arctic warming: black carbon from gas flaring. *Environ. Res. Lett.* 14, 094011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab374d>

- Chow, J.C., Watson, J.G., Green, M.C., Wang, X., Chen, L.-W.A., Trimble, D.L., Cropper, P.M., Kohl, S.D., Gronstal, S.B., 2018. Separation of brown carbon from black carbon for IMPROVE and Chemical Speciation Network PM<sub>2.5</sub> samples. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 68, 494–510. <https://doi.org/10.1080/10962247.2018.1426653>
- Commodo, M., Kaiser, K., De Falco, G., Minutolo, P., Schulz, F., D'Anna, A., Gross, L., 2019. On the early stages of soot formation: Molecular structure elucidation by high-resolution atomic force microscopy. *Combust. Flame* 205, 154–164. <https://doi.org/10.1016/j.combustflame.2019.03.042>
- CONCAWE, 2015. Air pollutant emission estimation methods for E-PRTR reporting by refineries, 2015 edition. CONCAWE, Brussels, Belgium.
- Conrad, B.M., Johnson, M.R., 2019. Mass absorption cross-section of flare-generated black carbon: Variability, predictive model, and implications. *Carbon* 149, 760–771. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2019.04.086>
- Conrad, B.M., Johnson, M.R., 2017. Field Measurements of Black Carbon Yields from Gas Flaring. *Environ. Sci. Technol.* 51, 1893–1900. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03690>
- Cordiner, S., Mulone, V., Nobile, M., Rocco, V., 2016. Impact of biodiesel fuel on engine emissions and Aftertreatment System operation. *Appl. Energy* 164, 972–983. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.07.001>
- Cornelissen, G., Gustafsson, Ö., Bucheli, T.D., Jonker, M.T.O., Koelmans, A.A., van Noort, P.C.M., 2005. Extensive Sorption of Organic Compounds to Black Carbon, Coal, and Kerogen in Sediments and Soils: Mechanisms and Consequences for Distribution, Bioaccumulation, and Biodegradation. *Environ. Sci. Technol.* 39, 6881–6895. <https://doi.org/10.1021/es050191b>
- Corsini, E., Marinovich, M., Vecchi, R., 2019. Ultrafine Particles from Residential Biomass Combustion: A Review on Experimental Data and Toxicological Response. *Int. J. Mol. Sci.* 20, 4992. <https://doi.org/10.3390/ijms20204992>
- Couvidat, F., Bessagnet, B., Garcia-Vivanco, M., Real, E., Menut, L., Colette, A., 2018a. Development of an inorganic and organic aerosol model (CHIMERE 2017? v1.0): seasonal and spatial evaluation over Europe. *Geosci. Model Dev.* 11, 165–194.
- Couvidat, F., Vivanco, M.G., Bessagnet, B., 2018b. Simulating secondary organic aerosol from anthropogenic and biogenic precursors: Comparison to outdoor chamber experiments, effect of oligomerization on SOA formation and reactive uptake of aldehydes. *Atmospheric Chem. Phys.* 18, 15743–15766.
- Czech, H., Miersch, T., Orasche, J., Abbaszade, G., Sippula, O., Tissari, J., Michalke, B., Schnelle-Kreis, J., Streibel, T., Jokiniemi, J., Zimmermann, R., 2018. Chemical composition and speciation of particulate organic matter from modern residential small-scale wood combustion appliances. *Sci. Total Environ.* 612, 636–648. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.263>
- Daellenbach, K.R., Uzu, G., Jiang, J., Cassagnes, L.-E., Leni, Z., Vlachou, A., Stefenelli, G., Canonaco, F., Weber, S., Segers, A., Kuenen, J.J.P., Schaap, M., Favez, O., Albinet, A., Aksoyoglu, S., Dommen, J., Baltensperger, U., Geiser, M., El Haddad, I., Jaffrezo, J.-L., Prévôt, A.S.H., 2020. Sources of particulate-matter air pollution and its oxidative potential in Europe. *Nature* 587, 414–419. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2902-8>
- Damodara, V.D., Alphones, A., Chen, D.H., Lou, H.H., Martin, C., Li, X., 2020. Flare performance modeling and set point determination using artificial neural networks. *Int. J. Energy Environ. Eng.* 11, 91–109. <https://doi.org/10.1007/s40095-019-00314-3>

- Denier van der Gon, H.A.C., Bergström, R., Fountoukis, C., Johansson, C., Pandis, S.N., Simpson, D., Visschedijk, A.J.H., 2015. Particulate emissions from residential wood combustion in Europe – revised estimates and an evaluation. *Atmospheric Chem. Phys.* 15, 6503–6519. <https://doi.org/10.5194/acp-15-6503-2015>
- Donahue, N.M., Kroll, J.H., Pandis, S.N., Robinson, A.L., 2012. A two-dimensional volatility basis set – Part 2: Diagnostics of organic-aerosol evolution. *Atmospheric Chem. Phys.* 12, 615–634. <https://doi.org/10.5194/acp-12-615-2012>
- Donahue, N.M., Robinson, A.L., Pandis, S.N., 2009. Atmospheric organic particulate matter: From smoke to secondary organic aerosol. *Atmos. Environ.* 43, 94–106. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.055>
- Doumbia, E.H.T., Lioussé, C., Keita, S., Granier, L., Granier, C., Elvidge, C.D., Elguindi, N., Law, K., 2019. Flaring emissions in Africa: Distribution, evolution and comparison with current inventories. *Atmos. Environ.* 199, 423–434. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.11.006>
- Drozd, G.T., Zhao, Y., Saliba, G., Frodin, B., Maddox, C., Oliver Chang, M.-C., Maldonado, H., Sardar, S., Weber, R.J., Robinson, A.L., Goldstein, A.H., 2019. Detailed Speciation of Intermediate Volatility and Semivolatile Organic Compound Emissions from Gasoline Vehicles: Effects of Cold-Starts and Implications for Secondary Organic Aerosol Formation. *Environ. Sci. Technol.* 53, 1706–1714. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05600>
- Duarte, M.A.C., 2011. Emissões de compostos carbonosos pela queima doméstica de biomassa (Master Thesis). Universidad de León, León, Portugal.
- Eastwood, P., 2008. Particulate emissions from vehicles, Wiley-Professional engineering publishing series. Wiley, Chichester.
- EC, 2020. Combined evaluation roadmap / Inception impact assesment (Ares(2020)1800668). EU, Brussels, EU.
- EC, 2015a. Commission Regulation (EU) 2015/1185 of 24 April 2015 implementing Directive 2009/125/EC of the European Parliament and of the Council with regard to ecodesign requirements for solid fuel local space heaters.
- EC, 2015b. Commission Regulation (EU) 2015/1189 of 28 April 2015 implementing Directive 2009/125/EC of the European Parliament and of the Council with regard to ecodesign requirements for solid fuel boilers.
- EC, 2009. Directive 2009/125/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 establishing a framework for the setting of ecodesign requirements for energy-related products (recast).
- EC, 2007. REGULATION (EC) No 715/2007 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 20 June 2007 on type approval of motor vehicles with respect to emissions from light passenger and commercial vehicles (Euro 5 and Euro 6) and on access to vehicle repair and maintenance information. European Commission, EU.
- ECE, 2020. Draft guidance document on prioritizing reductions of particulate matter so to also achieve reduction of black carbon.
- ECE, 2019. Executive Body for the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution - Report of the Executive Body on its thirty-eighth session (Report No. ECE/EB.AIR/142). UNECE, UN.

- ECE, 2018a. Revised mandate of the Task Force on Techno-economic Issues (Decision No. 7). UNECE, UN.
- ECE, 2018b. Long-term strategy for the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution for 2020–2030 and beyond (Decision No. ECE/EB.AIR/114). UNECE, UN.
- ECE, 2013. 1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone to the Convention on Longrange Transboundary Air Pollution, as amended on 4 May 2012 (Protocol No. ECE/EB.AIR/114). UNECE, UN.
- ECE, 2010. The 1998 Protocol on Persistent Organic Pollutants, Including the Amendments Adopted by the Parties on 18 December 2009 (No. ECE/EB.AIR/104). United Nations, Geneva, Switzerland.
- Emam, E.A., 2015. Gas flaring in industry : An overview. *Pet. Coal* 57, 532–555.
- EMEP/CEIP, 2020. Present state of emission data [WWW Document]. Emiss. Database. URL <https://www.ceip.at/status-of-reporting-and-review-results/2020-submissions> (accessed 11.3.20).
- Eriksson, A.C., Nordin, E.Z., Nyström, R., Pettersson, E., Swietlicki, E., Bergvall, C., Westerholm, R., Boman, C., Pagels, J.H., 2014. Particulate PAH Emissions from Residential Biomass Combustion: Time-Resolved Analysis with Aerosol Mass Spectrometry. *Environ. Sci. Technol.* 48, 7143–7150. <https://doi.org/10.1021/es500486j>
- ETC/ACM, 2016. Contribution of residential combustion to ambient air pollution and greenhouse gas emissions (Technical Paper 2015/1). European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation.
- EU, 2016. Directive (EU) 2016/2284 of the european parliament and of the council of 14 december 2016 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending directive 2003/35/EC and repealing directive 2001/81/EC. EU.
- EU Action on Black Carbon in the Arctic, 2019. Best Available Techniques Economically Achievable to Address Black Carbon from Gas Flaring: EU Action on Black Carbon in the Arctic (Technical report No. 3).
- European Commission. Joint Research Centre. Institute for Energy and Transport., 2014. Non-exhaust traffic related emissions - Brake and tyre wear PM: literature review. Publications Office, LU.
- Evans, M., Kholod, N., Kuklinski, T., Denysenko, A., Smith, S.J., Staniszewski, A., Hao, W.M., Liu, L., Bond, T.C., 2017. Black carbon emissions in Russia: A critical review. *Atmos. Environ.* 163, 9–21. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.026>
- Evans, S., 2019. EPA-Rethink OTM-37 for Condensable Particulate. *Worldw. Pollut. Control Assoc. WPCA Summer 2019*, 15–17.
- Faruolo, M., Lacava, T., Caseiro, A., Kaiser, J.W., 2020. Gas Flaring: A review focused on its analysis from space. *IEEE Geosci. Remote Sens. Mag.* 0–0. <https://doi.org/10.1109/MGRS.2020.3007232>
- Farwick zum Hagen, F.H., Mathissen, M., Grabiec, T., Hennicke, T., Rettig, M., Grochowicz, J., Vogt, R., Benter, T., 2019. On-road vehicle measurements of brake wear particle emissions. *Atmos. Environ.* 217, 116943. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116943>



- Fawole, O.G., Cai, X.-M., MacKenzie, A.R., 2016. Gas flaring and resultant air pollution: A review focusing on black carbon. *Environ. Pollut.* 216, 182–197. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.075>
- Feng, Y., Li, Y., Cui, L., 2018. Critical review of condensable particulate matter. *Fuel* 224, 801–813. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.03.118>
- Fernandes, A.P., Alves, C.A., Gonçalves, C., Tarelho, L., Pio, C., Schimdl, C., Bauer, H., 2011. Emission factors from residential combustion appliances burning Portuguese biomass fuels. *J. Environ. Monit.* 13, 3196. <https://doi.org/10.1039/c1em10500k>
- Fiebig, M., Wiartalla, A., Holderbaum, B., Kiesow, S., 2014. Particulate emissions from diesel engines: correlation between engine technology and emissions. *J. Occup. Med. Toxicol.* 9, 6. <https://doi.org/10.1186/1745-6673-9-6>
- Fino, D., Bensaid, S., Piumetti, M., Russo, N., 2016. A review on the catalytic combustion of soot in Diesel particulate filters for automotive applications: From powder catalysts to structured reactors. *Appl. Catal. Gen.* 509, 75–96. <https://doi.org/10.1016/j.apcata.2015.10.016>
- Fortner, E., Onasch, T., Canagaratna, M., Williams, L.R., Lee, T., Jayne, J., Worsnop, D., 2018. Examining the chemical composition of black carbon particles from biomass burning with SP-AMS. *J. Aerosol Sci.* 120, 12–21. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2018.03.001>
- Fortner, E.C., Brooks, W.A., Onasch, T.B., Canagaratna, M.R., Massoli, P., Jayne, J.T., Franklin, J.P., Knighton, W.B., Wormhoudt, J., Worsnop, D.R., Kolb, C.E., Herndon, S.C., 2012. Particulate Emissions Measured During the TCEQ Comprehensive Flare Emission Study. *Ind. Eng. Chem. Res.* 51, 12586–12592. <https://doi.org/10.1021/ie202692y>
- Frauhammer, J., Schenck zu Schweinsberg, A., Winkler, K., 2015. Catalytic emission control, in: Reif, K. (Ed.), *Gasoline Engine Management*. Springer Fachmedien Wiesbaden, Wiesbaden, pp. 268–283. [https://doi.org/10.1007/978-3-658-03964-6\\_18](https://doi.org/10.1007/978-3-658-03964-6_18)
- Frenklach, M., Wang, H., 1991. Detailed modeling of soot particle nucleation and growth. *Symp. Int. Combust.* 23, 1559–1566. [https://doi.org/10.1016/S0082-0784\(06\)80426-1](https://doi.org/10.1016/S0082-0784(06)80426-1)
- Gai, H., Wang, A., Fang, J., Lou, H.H., Chen, D., Li, X., Martin, C., 2020. Clean combustion and flare minimization to reduce emissions from process industry. *Curr. Opin. Green Sustain. Chem.* 23, 38–45. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2020.04.006>
- Gentner, D.R., Jathar, S.H., Gordon, T.D., Bahreini, R., Day, D.A., El Haddad, I., Hayes, P.L., Pieber, S.M., Platt, S.M., de Gouw, J., Goldstein, A.H., Harley, R.A., Jimenez, J.L., Prévôt, A.S.H., Robinson, A.L., 2017. Review of Urban Secondary Organic Aerosol Formation from Gasoline and Diesel Motor Vehicle Emissions. *Environ. Sci. Technol.* 51, 1074–1093. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04509>
- GGFR, 2016. *Global Gas Flaring Reduction Partnership* [WWW Document]. URL <https://www.worldbank.org/en/programs/gasflaringreduction> (accessed 11.25.20).
- Ghafghazi, S., Sowlati, T., Sokhansanj, S., Bi, X., Melin, S., 2011. Particulate matter emissions from combustion of wood in district heating applications. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 15, 3019–3028. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.04.001>
- Giechaskiel, B., 2020. Gaseous and Particulate Emissions of a Euro 4 Motorcycle and Effect of Driving Style and Open or Closed Sampling Configuration. *Sustainability* 12, 9122. <https://doi.org/10.3390/su12219122>

- Gonçalves, C., Alves, C., Fernandes, A.P., Monteiro, C., Tarelho, L., Evtyugina, M., Pio, C., 2011. Organic compounds in PM<sub>2,5</sub> emitted from fireplace and woodstove combustion of typical Portuguese wood species. *Atmos. Environ.* 45, 4533–4545. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.05.071>
- Grigoratos, T., Fontaras, G., Giechaskiel, B., Zacharof, N., 2019. Real world emissions performance of heavy-duty Euro VI diesel vehicles. *Atmos. Environ.* 201, 348–359. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.12.042>
- Grigoratos, T., Martini, G., 2015. Brake wear particle emissions: a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 2491–2504. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3696-8>
- Guan, B., Zhan, R., Lin, H., Huang, Z., 2015. Review of the state-of-the-art of exhaust particulate filter technology in internal combustion engines. *J. Environ. Manage.* 154, 225–258. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.02.027>
- Habib, G., Kumar, S., 2016. Evaluation of portable dilution system for aerosol measurement from stationary and mobile combustion sources. *Aerosol Sci. Technol.* 50, 717–731. <https://doi.org/10.1080/02786826.2016.1178502>
- Hajizadeh, A., Mohamadi-Baghmolaei, M., Azin, R., Osfouri, S., Heydari, I., 2018. Technical and economic evaluation of flare gas recovery in a giant gas refinery. *Chem. Eng. Res. Des.* 131, 506–519. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2017.11.026>
- Happonen, M., Heikkilä, J., Murtonen, T., Lehto, K., Sarjovaara, T., Larmi, M., Keskinen, J., Virtanen, A., 2012. Reductions in Particulate and NO<sub>x</sub> Emissions by Diesel Engine Parameter Adjustments with HVO Fuel. *Environ. Sci. Technol.* 46, 6198–6204. <https://doi.org/10.1021/es300447t>
- Harmsen, M.J.H.M., van Dorst, P., van Vuuren, D.P., van den Berg, M., Van Dingenen, R., Klimont, Z., 2020. Co-benefits of black carbon mitigation for climate and air quality. *Clim. Change.* <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02800-8>
- Harrison, R.M., 2020. Airborne particulate matter. *Philos. Trans. R. Soc. Math. Phys. Eng. Sci.* 378, 20190319. <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0319>
- Hartikka, T., Kuronen, M., Kiiski, U., 2012. Technical Performance of HVO (Hydrotreated Vegetable Oil) in Diesel Engines. Presented at the SAE 2012 International Powertrains, Fuels & Lubricants Meeting, pp. 2012-01–1585. <https://doi.org/10.4271/2012-01-1585>
- Hascoët, M., Adamczak, L., 2020. At source brake dust collection system. *Results Eng.* 5, 100083. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2019.100083>
- Hodzic, A., Jimenez, J.L., Madronich, S., Canagaratna, M.R., DeCarlo, P.F., Kleinman, L., Fast, J., 2010. Modeling organic aerosols in a megacity: potential contribution of semi-volatile and intermediate volatility primary organic compounds to secondary organic aerosol formation. *Atmospheric Chem. Phys.* 10, 5491–5514. <https://doi.org/10.5194/acp-10-5491-2010>
- Horak, J., Kubonova, L., Krpec, K., Hopan, F., Kubesa, P., Motyka, O., Laciok, V., Dej, M., Ochodek, T., Placha, D., 2017. PAH emissions from old and new types of domestic hot water boilers. *Environ. Pollut.* 225, 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.034>
- Huang, K., Fu, J.S., 2016. A global gas flaring black carbon emission rate dataset from 1994 to 2012. *Sci. Data* 3, 160104. <https://doi.org/10.1038/sdata.2016.104>
- Hukkanen, A., Kaivosoja, T., Sippula, O., Nuutinen, K., Jokiniemi, J., Tissari, J., 2012. Reduction of gaseous and particulate emissions from small-scale wood combustion with

- a catalytic combustor. *Atmos. Environ.* 50, 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.01.016>
- IEA Bioenergy, 2011. Particle precipitation devices for residential biomass combustion (Final report No. Task 3.2). Institute for Process and Particle Engineering, Graz, Austria.
- Janssens-Maenhout, G., Pagliari, V., Guizzardi, D., Muntean, M., 2012. Global emission inventories in the Emission Database for Global Atmospheric Research (EDGAR): manual (I) - gridding: EDGAR emissions distribution on global gridmaps. Publications Office, Luxembourg.
- Kaivosoja, T., Virén, A., Tissari, J., Ruuskanen, J., Tarhanen, J., Sippula, O., Jokiniemi, J., 2012. Effects of a catalytic converter on  $\text{PXDD}/\Phi$ , chlorophenol and PAH emissions in residential wood combustion. *Chemosphere* 88, 278–285. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.02.027>
- Kampf, C.J., Filippi, A., Zuth, C., Hoffmann, T., Opatz, T., 2016. Secondary brown carbon formation via the dicarbonyl imine pathway: nitrogen heterocycle formation and synergistic effects. *Phys. Chem. Chem. Phys.* 18, 18353–18364. <https://doi.org/10.1039/C6CP03029G>
- Kausch, F., Seljeskog, M., Østnor, A., 2020. New European particulate emission test method for small scale appliances fired by solid fuel - EN-PME+EN16510-1 PM emission test method vs NS 3058/3059:1994 (RISE report 20012-72). RISE, Trondheim, Norway.
- Khodaei, H., Guzzomi, F., Patiño, D., Rashidian, B., Yeoh, G.H., 2017. Air staging strategies in biomass combustion-gaseous and particulate emission reduction potentials. *Fuel Process. Technol.* 157, 29–41. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2016.11.007>
- Kim, Y., Sartelet, K., Seigneur, C., Charron, A., Besombes, J.-L., Jaffrezo, J.-L., Marchand, N., Polo, L., 2016. Effect of measurement protocol on organic aerosol measurements of exhaust emissions from gasoline and diesel vehicles. *Atmos. Environ.* 140, 176–187. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.045>
- Kinsey, J.S., 2009. Characterization of emissions from commercial aircraft engines during the aircraft particle emissions experiment (APEX) 1–3 (Technical report No. EPA/600/R-09/130). US Environmental Protection Agency Office of Research and Development National Risk Management Research Laboratory, Washington DC, USA.
- Klimont, Z., Kupiainen, K., Heyes, C., Purohit, P., Cofala, J., Rafaj, P., Borken-Kleefeld, J., Schöpp, W., 2017. Global anthropogenic emissions of particulate matter including black carbon. *Atmospheric Chem. Phys.* 17, 8681–8723. <https://doi.org/10.5194/acp-17-8681-2017>
- Kodros, J.K., Papanastasiou, D.K., Paglione, M., Masiol, M., Squizzato, S., Florou, K., Skyllakou, K., Kaltsonoudis, C., Nenes, A., Pandis, S.N., 2020. Rapid dark aging of biomass burning as an overlooked source of oxidized organic aerosol. *Proc. Natl. Acad. Sci.* <https://doi.org/10.1073/pnas.2010365117>
- Koniecznyński, J., Komosiński, B., Cieślik, E., Konieczny, T., Mathews, B., Rachwał, T., Rzońca, G., 2017. Research into properties of dust from domestic central heating boiler fired with coal and solid biofuels. *Arch. Environ. Prot.* 43, 20–27. <https://doi.org/10.1515/aep-2017-0019>
- Koo, B., Knipping, E., Yarwood, G., 2014. 1.5-Dimensional volatility basis set approach for modeling organic aerosol in CAMx and CMAQ. *Atmos. Environ.* 95, 158–164. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.06.031>

- Kostenidou, E., Martinez-Valiente, A., R'Mili, B., Marques, B., Temime-Roussel, B., André, M., Liu, Y., Louis, C., Vansevenant, B., Ferry, D., Laffon, C., Parent, P., D'Anna, B., 2020. Technical note: Emission factors, chemical composition and morphology of particles emitted from Euro 5 diesel and gasoline light duty vehicles during transient cycles (preprint). *Aerosols/Laboratory Studies/Troposphere/Chemistry (chemical composition and reactions)*. <https://doi.org/10.5194/acp-2020-842>
- Kubica, K., Paradiz, B., Dilara, P., 2007. *Small combustion installations :techniques, emissions and measures for emission reduction*. Publications Office, LU.
- Kuenen, J., Trozi, C., 2019. *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019 - Small Combustion*. Environment European Agency, Copenhagen, DK.
- Kulmala, M., Petäjä, T., Ehn, M., Thornton, J., Sipilä, M., Worsnop, D.R., Kerminen, V.-M., 2014. Chemistry of Atmospheric Nucleation: On the Recent Advances on Precursor Characterization and Atmospheric Cluster Composition in Connection with Atmospheric New Particle Formation. *Annu. Rev. Phys. Chem.* 65, 21–37. <https://doi.org/10.1146/annurev-physchem-040412-110014>
- Kumar, A., Phadatare, S., Deore, P., 2020. A GUIDE ON SMOKELESS FLARING: AIR/STEAM ASSISTED AND HIGH PRESSURE FLARING. *Int. J. Eng. Appl. Sci. Technol.* 04, 517–520. <https://doi.org/10.33564/IJEAST.2020.v04i12.092>
- Kupiainen, K.J., Aamaas, B., Savolahti, M., Karvosenoja, N., Paunu, V.-V., 2019. Climate impact of Finnish air pollutants and greenhouse gases using multiple emission metrics. *Atmospheric Chem. Phys.* 19, 7743–7757. <https://doi.org/10.5194/acp-19-7743-2019>
- Kwon, H.-S., Ryu, M.H., Carlsten, C., 2020. Ultrafine particles: unique physicochemical properties relevant to health and disease. *Exp. Mol. Med.* 52, 318–328. <https://doi.org/10.1038/s12276-020-0405-1>
- Lack, D.A., Moosmüller, H., McMeeking, G.R., Chakrabarty, R.K., Baumgardner, D., 2014. Characterizing elemental, equivalent black, and refractory black carbon aerosol particles: a review of techniques, their limitations and uncertainties. *Anal. Bioanal. Chem.* 406, 99–122. <https://doi.org/10.1007/s00216-013-7402-3>
- Lai, A., Shan, M., Deng, M., Carter, E., Yang, X., Baumgartner, J., Schauer, J., 2019. Differences in chemical composition of PM<sub>2.5</sub> emissions from traditional versus advanced combustion (semi-gasifier) solid fuel stoves. *Chemosphere* 233, 852–861. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.013>
- Lamarque, J.-F., Bond, T.C., Eyring, V., Granier, C., Heil, A., Klimont, Z., Lee, D., Liousse, C., Mieville, A., Owen, B., Schultz, M.G., Shindell, D., Smith, S.J., Stehfest, E., Van Aardenne, J., Cooper, O.R., Kainuma, M., Mahowald, N., McConnell, J.R., Naik, V., Riahi, K., van Vuuren, D.P., 2010. Historical (1850–2000) gridded anthropogenic and biomass burning emissions of reactive gases and aerosols: methodology and application. *Atmospheric Chem. Phys.* 10, 7017–7039. <https://doi.org/10.5194/acp-10-7017-2010>
- Lambert, C.K., 2019. Perspective on CKB NO<sub>x</sub> control for diesel vehicles. *React. Chem. Eng.* 4, 969–974. <https://doi.org/10.1039/C8RE00284C>
- Laskin, A., Laskin, J., Nizkorodov, S.A., 2015. Chemistry of Atmospheric Brown Carbon. *Chem. Rev.* 115, 4335–4382. <https://doi.org/10.1021/cr5006167>
- Lelieveld, J., Pozzer, A., Pöschl, U., Fnais, M., Haines, A., Münzel, T., 2020. Loss of life expectancy from air pollution compared to other risk factors: a worldwide perspective. *Cardiovasc. Res.* 116, 1910–1917. <https://doi.org/10.1093/cvr/cvaa025>

- Li, X., Zhou, C., Li, J., Lu, S., Yan, J., 2019. Distribution and emission characteristics of filterable and condensable particulate matter before and after a low-low temperature electrostatic precipitator. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, 12798–12806. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04570-y>
- Long, C.M., Nascarella, M.A., Valberg, P.A., 2013. Carbon black vs. black carbon and other airborne materials containing elemental carbon: Physical and chemical distinctions. *Environ. Pollut.* 181, 271–286. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.06.009>
- Louis, C., Goriaux, M., Tassel, P., Perret, P., André, M., Liu, Y., 2016a. Impact of Aftertreatment Device and Driving Conditions on Black Carbon, Ultrafine Particle and NOx Emissions for Euro 5 Diesel and Gasoline Vehicles. *Transp. Res. Procedia* 14, 3079–3088. <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2016.05.454>
- Louis, C., Liu, Y., Tassel, P., Perret, P., Chaumond, A., André, M., 2016b. PAH, BTEX, carbonyl compound, black-carbon, NO2 and ultrafine particle dynamometer bench emissions for Euro 4 and Euro 5 diesel and gasoline passenger cars. *Atmos. Environ.* 141, 80–95. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.06.055>
- Lyu, Y., Olofsson, U., 2020. On black carbon emission from automotive disc brakes. *J. Aerosol Sci.* 148, 105610. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2020.105610>
- Maher, B.A., O’Sullivan, V., Feeney, J., Gonet, T., Anne Kenny, R., 2021. Indoor particulate air pollution from open fires and the cognitive function of older people. *Environ. Res.* 192, 110298. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110298>
- Mamakos, A., Arndt, M., Hesse, D., Augsburg, K., 2019. Physical Characterization of Brake-Wear Particles in a PM10 Dilution Tunnel. *Atmosphere* 10, 639. <https://doi.org/10.3390/atmos10110639>
- Martins, V.I.F., 2012. Emissões de carbono particulado durante a queima doméstica de biomassa (Thesis). Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Masnadi, M.S., El-Houjeiri, H.M., Schunack, D., Li, Y., Englander, J.G., Badahdah, A., Monfort, J.-C., Anderson, J.E., Wallington, T.J., Bergerson, J.A., Gordon, D., Koomey, J., Przesmitzki, S., Azevedo, I.L., Bi, X.T., Duffy, J.E., Heath, G.A., Keoleian, G.A., McGlade, C., Meehan, D.N., Yeh, S., You, F., Wang, M., Brandt, A.R., 2018. Global carbon intensity of crude oil production. *Science* 361, 851–853. <https://doi.org/10.1126/science.aar6859>
- Mathissen, M., Scheer, V., Vogt, R., Benter, T., 2011. Investigation on the potential generation of ultrafine particles from the tire–road interface. *Atmos. Environ.* 45, 6172–6179. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.08.032>
- May, J., Bosteels, D., Favre, C., 2010. Emissions Control Systems and Climate Change Emissions. Association for Emissions Control by Catalyst (AECC), Brussels, Belgium.
- McEwen, J.D.N., Johnson, M.R., 2012. Black carbon particulate matter emission factors for buoyancy-driven associated gas flares. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 62, 307–321. <https://doi.org/10.1080/10473289.2011.650040>
- McNeill, V.F., 2017. Atmospheric Aerosols: Clouds, Chemistry, and Climate. *Annu. Rev. Chem. Biomol. Eng.* 8, 427–444. <https://doi.org/10.1146/annurev-chembioeng-060816-101538>
- Mertens, J., Lepaumier, H., Rogiers, P., Desagher, D., Goossens, L., Duterque, A., Le Cadre, E., Zarea, M., Blondeau, J., Webber, M., 2020. Fine and ultrafine particle number and size measurements from industrial combustion processes: Primary emissions field data. *Atmospheric Pollut. Res.* 11, 803–814. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.01.008>

- Miller, J., Jin, L., 2019. Global progress towards soot-free diesel vehicles in 2019 (Report). International Council on Clean Transportation (ICTT), Washington DC, USA.
- Monks, P.S., Williams, M.L., 2020. What does success look like for air quality policy? A perspective. *Philos. Trans. R. Soc. Math. Phys. Eng. Sci.* 378, 20190326. <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0326>
- Mostafayi, S.S., Rashidi, F., 2020. Effect of dividing single flare tip into multiple tips on soot reduction. *Clean Technol. Environ. Policy* 22, 1097–1108. <https://doi.org/10.1007/s10098-020-01852-9>
- Mu, M., Li, X., Qiu, Y., Shi, Y., 2019. Study on a New Gasoline Particulate Filter Structure Based on the Nested Cylinder and Diversion Channel Plug. *Energies* 12, 2045. <https://doi.org/10.3390/en12112045>
- Muñoz, M., Haag, R., Honegger, P., Zeyer, K., Mohn, J., Comte, P., Czerwinski, J., Heeb, N.V., 2018. Co-formation and co-release of genotoxic PAHs, alkyl-PAHs and soot nanoparticles from gasoline direct injection vehicles. *Atmos. Environ.* 178, 242–254. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.01.050>
- Murphy, B.N., Donahue, N.M., Robinson, A.L., Pandis, S.N., 2014. A naming convention for atmospheric organic aerosol. *Atmospheric Chem. Phys.* 14, 5825–5839. <https://doi.org/10.5194/acp-14-5825-2014>
- Nielsen, I.E., Eriksson, A.C., Lindgren, R., Martinsson, J., Nyström, R., Nordin, E.Z., Sadiktsis, I., Boman, C., Nøjgaard, J.K., Pagels, J., 2017. Time-resolved analysis of particle emissions from residential biomass combustion – Emissions of refractory black carbon, PAHs and organic tracers. *Atmos. Environ.* 165, 179–190. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.06.033>
- Ntziachristos, L., Boulter, P., 2019. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019 - 1.A.3.b.vi Road transport: Automobile tyre and brake wear - 1.A.3.b.vii Road transport: Automobile road abrasion. European Environment Agency.
- Ntziachristos, L., Mellios, G., Fontaras, G., Gkeivanidis, S., Kousoulidou, M., Gkatzoflias, D., Papageorgiou, Th., Kouridis, C., 2007. Updates of the Guidebook Chapter on Road Transport (LAT report No. 0706).
- Ntziachristos, L., Samarras, Z., 2019. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019 - 1.A.3.b.i, 1.A.3.b.ii, 1.A.3.b.iii, 1.A.3.b.iv Passenger cars, light commercial trucks, heavy-duty vehicles including buses and motor cycles. Environment European Agency, Copenhagen, DK.
- Nussbaumer, T., 2016. Particulate Matter (PM) from biomass combustion - An overview of measures to reduce particle emissions.
- Nussbaumer, T., 2010a. Overview on Technologies for Biomass Combustion and Emission Levels of Particulate Matter. Swiss Federal Office for the Environment (FOEN) as a contribution to the Expert Group on Techno-Economic Issues (EGTEI) under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP), Zürich, Switzerland.
- Nussbaumer, T. (Ed.), 2010b. Potenzial und Technik zur Holzenergie-Nutzung: 11. Holzenergie-Symposium ; 17. September 2010, ETH Zürich. TEMAS AG [u.a.], Arbon.
- Obaidullah, O., Bram, S., Verma, V.K., De Ruyck, J., 2012. A Review on Particle Emissions from Small Scale Biomass Combustion. *Int. J. Renew. Energy Res.* 2, 147–159.



- Obernberger, I., Brunner, T., Mandl, C., Kerschbaum, M., Svetlik, T., 2017. Strategies and technologies towards zero emission biomass combustion by primary measures. *Energy Procedia* 120, 681–688. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.07.184>
- Oluwoye, I., Altarawneh, M., Gore, J., Dlugogorski, B.Z., 2020. Products of incomplete combustion from biomass reburning. *Fuel* 274, 117805. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.117805>
- Omara, M., Hopke, P.K., Raja, S., Holsen, T.M., 2010. Performance Evaluation of a Model Electrostatic Precipitator for an Advanced Wood Combustion System. *Energy Fuels* 24, 6301–6306. <https://doi.org/10.1021/ef101031u>
- Omidvarborna, H., Kumar, A., Kim, D.-S., 2015. Recent studies on soot modeling for diesel combustion. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 48, 635–647. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.019>
- Orasche, J., Schnelle-Kreis, J., Schön, C., Hartmann, H., Ruppert, H., Arteaga-Salas, J.M., Zimmermann, R., 2013. Comparison of Emissions from Wood Combustion. Part 2: Impact of Combustion Conditions on Emission Factors and Characteristics of Particle-Bound Organic Species and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH)-Related Toxicological Potential. *Energy Fuels* 27, 1482–1491. <https://doi.org/10.1021/ef301506h>
- Orasche, J., Seidel, T., Hartmann, H., Schnelle-Kreis, J., Chow, J.C., Ruppert, H., Zimmermann, R., 2012. Comparison of Emissions from Wood Combustion. Part 1: Emission Factors and Characteristics from Different Small-Scale Residential Heating Appliances Considering Particulate Matter and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH)-Related Toxicological Potential of Particle-Bound Organic Species. *Energy Fuels* 26, 6695–6704. <https://doi.org/10.1021/ef301295k>
- Ots, R., Young, D.E., Vieno, M., Xu, L., Dunmore, R.E., Allan, J.D., Coe, H., Williams, L.R., Herndon, S.C., Ng, N.L., Hamilton, J.F., Bergström, R., Di Marco, C., Nemitz, E., Mackenzie, I.A., Kuenen, J.J.P., Green, D.C., Reis, S., Heal, M.R., 2016. Simulating secondary organic aerosol from missing diesel-related intermediate-volatility organic compound emissions during the Clean Air for London (ClearfLo) campaign. *Atmospheric Chem. Phys.* 16, 6453–6473. <https://doi.org/10.5194/acp-16-6453-2016>
- Ozgen, S., Becagli, S., Bernardoni, V., Caserini, S., Caruso, D., Corbella, L., Dell'Acqua, M., Fermo, P., Gonzalez, R., Lonati, G., Signorini, S., Tardivo, R., Tosi, E., Valli, G., Vecchi, R., Marinovich, M., 2017. Analysis of the chemical composition of ultrafine particles from two domestic solid biomass fired room heaters under simulated real-world use. *Atmos. Environ.* 150, 87–97. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.11.048>
- Pang, B., Xie, M.-Z., Jia, M., Liu, Y.-D., 2013. Development of a Phenomenological Soot Model Coupled with a Skeletal PAH Mechanism for Practical Engine Simulation. *Energy Fuels* 27, 1699–1711. <https://doi.org/10.1021/ef400033f>
- Park, G., Kim, K., Park, T., Kang, S., Ban, J., Choi, S., Yu, D.-G., Lee, S., Lim, Y., Kim, S., Lee, J., Woo, J.-H., Lee, T., 2020. Characterizing Black Carbon Emissions from Gasoline, LPG, and Diesel Vehicles via Transient Chassis-Dynamometer Tests. *Appl. Sci.* 10, 5856. <https://doi.org/10.3390/app10175856>
- Patki, A., Li, X., Chen, D., Lou, H., Richmond, P., Damodara, V., Liu, L., Rasel, K., Alphones, A., Zhou, J., 2014. On Numerical Simulation of Black Carbon (Soot) Emissions from Non-Premixed Flames. *J. Geosci. Environ. Prot.* 02, 15–24. <https://doi.org/10.4236/gep.2014.24003>

- Petzold, A., Ogren, J.A., Fiebig, M., Laj, P., Li, S.-M., Baltensperger, U., Holzer-Popp, T., Kinne, S., Pappalardo, G., Sugimoto, N., Wehrli, C., Wiedensohler, A., Zhang, X.-Y., 2013. Recommendations for reporting “black carbon” measurements. *Atmospheric Chem. Phys.* 13, 8365–8379. <https://doi.org/10.5194/acp-13-8365-2013>
- Pillot, D., Guegan, H., Paturel, L., Cazier, F., Déchaux, J.C., Combet, E., André, J.-M., Vidon, R., Tassel, P., Mercier, A., Perret, P., Nouali, H., 2006. Emissions unitaires de métaux et de polluants non réglementés des voitures particulières équipées ou non de filtre à particules (No. Rapport LTE n° 0624). INRETS for ADEME n°0366 C0040, Paris, France.
- Piock, W., Hoffmann, G., Berndorfer, A., Salemi, P., Fusshoeller, B., 2011. Strategies Towards Meeting Future Particulate Matter Emission Requirements in Homogeneous Gasoline Direct Injection Engines. *SAE Int. J. Engines* 4, 1455–1468. <https://doi.org/10.4271/2011-01-1212>
- Pirjola, L., Kuuluvainen, H., Timonen, H., Saarikoski, S., Teinilä, K., Salo, L., Datta, A., Simonen, P., Karjalainen, P., Kulmala, K., Rönkkö, T., 2019. Potential of renewable fuel to reduce diesel exhaust particle emissions. *Appl. Energy* 254, 113636. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113636>
- Platt, S.M., El Haddad, I., Pieber, S.M., Zardini, A.A., Suarez-Bertoa, R., Clairotte, M., Daellenbach, K.R., Huang, R.-J., Slowik, J.G., Hellebust, S., Temime-Roussel, B., Marchand, N., de Gouw, J., Jimenez, J.L., Hayes, P.L., Robinson, A.L., Baltensperger, U., Astorga, C., Prévôt, A.S.H., 2017. Gasoline cars produce more carbonaceous particulate matter than modern filter-equipped diesel cars. *Sci. Rep.* 7, 4926. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-03714-9>
- Plejdrup, M., Deslauriers, M., Kuenen, J., Rypdal, K., Woodfield, M., 2019. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019 - 1.B.2.c Venting and flaring (Guidebook). European Environmental Agency, Copenhagen, DK.
- Poláčik, J., Sitek, T., Pospíšil, J., Šnajdárek, L., Lisý, M., 2021. Emission of fine particles from residential combustion of wood: Comparison of automatic boiler, manual log feed stove and thermo-gravimetric analysis. *J. Clean. Prod.* 279, 123664. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123664>
- Polo Rehn, L., 2013. Caractérisation et impacts des émissions de polluants du transport routier : Apports méthodologiques et cas d'études en Rhône Alpes (Thesis). Grenoble University, Grenoble, France.
- Popovicheva, O., Timofeev, M., Persiantseva, N., Jefferson, M.A., Johnson, M., Rogak, S.N., Baldelli, A., 2019. Microstructure and Chemical Composition of Particles from Small-scale Gas Flaring. *Aerosol Air Qual. Res.* 19, 2205–2221. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2019.04.0177>
- Pöschl, U., 2005. Atmospheric Aerosols: Composition, Transformation, Climate and Health Effects. *Angew. Chem. Int. Ed.* 44, 7520–7540. <https://doi.org/10.1002/anie.200501122>
- Preble, C.V., Harley, R.A., Kirchstetter, T.W., 2019. Measuring real-world emissions from the on-road heavy-duty truck fleet (CARB No. 12–315). Department of Civil and Environmental Engineering University of California, Berkeley, CA, USA.
- PRIMEQUAL, 2018. Le chauffage individuel au bois : des atouts à valoriser, des pratiques et appareils à améliorer. Presented at the Colloque de valorisation, MTES-ADEME, Lyon, France.

- Querol, X., Karanasiou, A., de Vasconcelos, C., 2016. Emission factor for biomass burning - Deliverable 4.1: AIRUSE LIFE 11 ENV/ES/584.
- Randerson, J.T., Ven Der Werf, G.R., Giglio, L., Collatz, G.J., Kasibhatla, P.S., 2017. Global Fire Emissions Database, Version 4.1 (GFEDv4) 1925.7122549999906 MB. <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAAC/1293>
- Raventos, C., INERIS, 2018. Caractérisation au rejet d'installations, des émissions atmosphériques de Black Carbon -Facteurs d'émissions de sources de combustion - Synthèse. ADEME.
- Reşitoğlu, İ.A., Altinişik, K., Keskin, A., 2015. The pollutant emissions from diesel-engine vehicles and exhaust aftertreatment systems. *Clean Technol. Environ. Policy* 17, 15–27. <https://doi.org/10.1007/s10098-014-0793-9>
- Richter, J.M., Klingmann, R., Spiess, S., Wong, K.-F., 2012. Application of Catalyzed Gasoline Particulate Filters to CHBT Vehicles. *SAE Int. J. Engines* 5, 1361–1370. <https://doi.org/10.4271/2012-01-1244>
- Robinson, A.L., Donahue, N.M., Shrivastava, M.K., Weitkamp, E.A., Sage, A.M., Grieshop, A.P., Lane, T.E., Pierce, J.R., Pandis, S.N., 2007. Rethinking Organic Aerosols: Semivolatile Emissions and Photochemical Aging. *Science* 315, 1259–1262. <https://doi.org/10.1126/science.1133061>
- Rodríguez, F., Bernard, Y., Dornoff, J., Mock, P., 2019. Recommendations for post-Euro 6 standards for light-duty vehicles in the european union. International Council on Clean Transportation, Berlin, Germany.
- Samburova, V., Connolly, J., Gyawali, M., Yatavelli, R.L.N., Watts, A.C., Chakrabarty, R.K., Zielinska, B., Moosmüller, H., Khlystov, A., 2016. Polycyclic aromatic hydrocarbons in biomass-burning emissions and their contribution to light absorption and aerosol toxicity. *Sci. Total Environ.* 568, 391–401. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.026>
- Samset, B.H., Fuglestedt, J.S., Lund, M.T., 2020. Delayed emergence of a global temperature response after emission mitigation. *Nat. Commun.* 11, 3261. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17001-1>
- Sand, M., Berntsen, T.K., von Salzen, K., Flanner, M.G., Langner, J., Victor, D.G., 2016. Response of Arctic temperature to changes in emissions of short-lived climate forcers. *Nat. Clim. Change* 6, 286–289. <https://doi.org/10.1038/nclimate2880>
- Savolahti, M., Karvosenoja, N., Kupiainen, K., 2014. Ecodesign directive for residential wood combustion appliances: impacts and emission reduction potential in Finland. Presented at the SUSTAINABLE CITY 2014, Siena, Italy, pp. 1493–1504. <https://doi.org/10.2495/SC141262>
- Schauer, J.J., Kleeman, M.J., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T., 2002. Measurement of Emissions from Air Pollution Sources. 5. C<sub>1</sub>–C<sub>32</sub> Organic Compounds from Gasoline-Powered Motor Vehicles. *Environ. Sci. Technol.* 36, 1169–1180. <https://doi.org/10.1021/es0108077>
- Schauer, J.J., Kleeman, M.J., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T., 1999. Measurement of Emissions from Air Pollution Sources. 2. C<sub>1</sub> through C<sub>30</sub> Organic Compounds from Medium Duty Diesel Trucks. *Environ. Sci. Technol.* 33, 1578–1587. <https://doi.org/10.1021/es980081n>
- Schmidl, C., Luisser, M., Padouvas, E., Lasselsberger, L., Rzaca, M., Ramirez-Santa Cruz, C., Handler, M., Peng, G., Bauer, H., Puxbaum, H., 2011. Particulate and gaseous emissions

- from manually and automatically fired small scale combustion systems. *Atmos. Environ.* 45, 7443–7454. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.05.006>
- Schmidt, G., Trouvé, G., Leysens, G., Schönnenbeck, C., Genevray, P., Cazier, F., Dewaele, D., Vandenbilcke, C., Faivre, E., Denance, Y., Le Dreff-Lorimier, C., 2018. Wood washing: Influence on gaseous and particulate emissions during wood combustion in a domestic pellet stove. *Fuel Process. Technol.* 174, 104–117. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2018.02.020>
- Segersson, D., Eneroth, K., Gidhagen, L., Johansson, C., Omstedt, G., Nylén, A.E., Forsberg, B., 2017. Health Impact of PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> and Black Carbon Exposure Due to Different Source Sectors in Stockholm, Gothenburg and Umea, Sweden. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14. <https://doi.org/10.3390/ijerph14070742>
- Shapovalova, D., 2016. The Effectiveness of the Regulatory Regime for Black Carbon Mitigation in the Arctic. *Arct. Rev. Law Polit.* 7. <https://doi.org/10.17585/arctic.v7.427>
- Shindell, D., Borgford-Parnell, N., Brauer, M., Haines, A., Kuylensstierna, J.C.I., Leonard, S.A., Ramanathan, V., Ravishankara, A., Amann, M., Srivastava, L., 2017. A climate policy pathway for near- and long-term benefits. *Science* 356, 493–494. <https://doi.org/10.1126/science.aak9521>
- Simonen, P., Kalliokoski, J., Karjalainen, P., Rönkkö, T., Timonen, H., Saarikoski, S., Aurela, M., Bloss, M., Triantafyllopoulos, G., Kontses, A., Amanatidis, S., Dimaratos, A., Samaras, Z., Keskinen, J., Dal Maso, M., Ntziachristos, L., 2019. Characterization of laboratory and real driving emissions of individual Euro 6 light-duty vehicles – Fresh particles and secondary aerosol formation. *Environ. Pollut.* 255, 113175. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113175>
- Simpson, D., 2020. Condensable organics - Summary of issues and NMR workshop.
- Sippula, O., Hytönen, K., Tissari, J., Raunemaa, T., Jokiniemi, J., 2007. Effect of Wood Fuel on the Emissions from a Top-Feed Pellet Stove. *Energy Fuels* 21, 1151–1160. <https://doi.org/10.1021/ef060286e>
- Soltanieh, M., Zohrabian, A., Gholipour, M.J., Kalnay, E., 2016. A review of global gas flaring and venting and impact on the environment: Case study of Iran. *Int. J. Greenh. Gas Control* 49, 488–509. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2016.02.010>
- Srinivasarao, R., Muralikrishna, K., 2014. Simulation Study to Minimize Soot and Unburnt Hydro Carbons from Steam Assisted Flares and Health Effects of Soot. *Int. J. Sci. Res. IJSR*.
- Stettler, M.E.J., Boies, A.M., Petzold, A., Barrett, S.R.H., 2013. Global Civil Aviation Black Carbon Emissions. *Environ. Sci. Technol.* 130823150610008. <https://doi.org/10.1021/es401356v>
- Stewart, G.J., Nelson, B.S., Acton, W.J.F., Vaughan, A.R., Farren, N.J., Hopkins, J.R., Ward, M.W., Swift, S.J., Arya, R., Mondal, A., Jangirh, R., Ahlawat, S., Yadav, L., Sharma, S.K., Yunus, S.S.M., Hewitt, C.N., Nemitz, E., Mullinger, N., Gadi, R., Sahu, L.K., Tripathi, N., Rickard, A.R., Lee, J.D., Mandal, T.K., Hamilton, J.F., 2020. Emissions of intermediate-volatility and semi-volatile organic compounds from domestic fuels used in Delhi, India (preprint). *Aerosols/Laboratory Studies/Troposphere/Chemistry (chemical composition and reactions)*. <https://doi.org/10.5194/acp-2020-860>
- Stewart, M., 2016. Relief, vent and flare disposal systems, in: *Surface Production Operations*. Elsevier, pp. 549–638. <https://doi.org/10.1016/B978-1-85617-808-2.00008-0>

- Stohl, A., Aamaas, B., Amann, M., Baker, L.H., Bellouin, N., Berntsen, T.K., Boucher, O., Cherian, R., Collins, W., Daskalakis, N., Dusinska, M., Eckhardt, S., Fuglestvedt, J.S., Harju, M., Heyes, C., Hodnebrog, Ø., Hao, J., Im, U., Kanakidou, M., Klimont, Z., Kupiainen, K., Law, K.S., Lund, M.T., Maas, R., MacIntosh, C.R., Myhre, G., Myriokefalitakis, S., Olivie, D., Quaas, J., Quennehen, B., Raut, J.-C., Rumbold, S.T., Samset, B.H., Schulz, M., Seland, Ø., Shine, K.P., Skeie, R.B., Wang, S., Yttri, K.E., Zhu, T., 2015. Evaluating the climate and air quality impacts of short-lived pollutants. *Atmospheric Chem. Phys.* 15, 10529–10566. <https://doi.org/10.5194/acp-15-10529-2015>
- Stohl, A., Klimont, Z., Eckhardt, S., Kupiainen, K., Shevchenko, V.P., Kopeikin, V.M., Novigatsky, A.N., 2013. Black carbon in the Arctic: the underestimated role of gas flaring and residential combustion emissions. *Atmospheric Chem. Phys.* 13, 8833–8855. <https://doi.org/10.5194/acp-13-8833-2013>
- Suarez-Bertoa, R., Valverde, V., Clairotte, M., Pavlovic, J., Giechaskiel, B., Franco, V., Kregar, Z., Astorga, C., 2019. On-road emissions of passenger cars beyond the boundary conditions of the real-driving emissions test. *Environ. Res.* 176, 108572. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108572>
- Sumlin, B.J., Pandey, A., Walker, M.J., Pattison, R.S., Williams, B.J., Chakrabarty, R.K., 2017. Atmospheric Photooxidation Diminishes Light Absorption by Primary Brown Carbon Aerosol from Biomass Burning. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 4, 540–545. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.7b00393>
- Sun, J., Zhi, G., Hitzenberger, R., Chen, Y., Tian, C., 2020. Brown carbon's emission factors and optical characteristics in household biomass burning: Developing a novel algorithm for estimating the contribution of brown carbon (preprint). *Aerosols/Laboratory Studies/Troposphere/Physics (physical properties and processes)*. <https://doi.org/10.5194/acp-2020-548>
- Takemura, T., Suzuki, K., 2019. Weak global warming mitigation by reducing black carbon emissions. *Sci. Rep.* 9, 4419. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41181-6>
- Tan, E.C.D., Schuetzle, D., Zhang, Y., Hanbury, O., Schuetzle, R., 2018. Reduction of greenhouse gas and criteria pollutant emissions by direct conversion of associated flare gas to synthetic fuels at oil wellheads. *Int. J. Energy Environ. Eng.* 9, 305–321. <https://doi.org/10.1007/s40095-018-0273-9>
- ЦГ ТЭВ, 2019. Code of good practice for wood-burning and small combustion installations (Thirty-ninth session Geneva, 9–13 December 2019 Item 5 (b) of the provisional agenda Review of implementation of the 2018–2019 workplan: policy). Task Force on Techno-economic Issues, Geneva, Switzerland.
- Timonen, H., Karjalainen, P., Aalto, P., Saarikoski, S., Mylläri, F., Karvosenoja, N., Jalava, P., Asmi, E., Aakko-Saksa, P., Saukkonen, N., Laine, T., Saarnio, K., Niemelä, N., Enroth, J., Väkevä, M., Oyola, P., Pagels, J., Ntziachristos, L., Cordero, R., Kuittinen, N., Niemi, J.V., Rönkkö, T., 2019. Adaptation of Black Carbon Footprint Concept Would Accelerate Mitigation of Global Warming. *Environ. Sci. Technol.* 53, 12153–12155. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05586>
- Tissari, J., Hytönen, K., Lyyränen, J., Jokiniemi, J., 2007. A novel field measurement method for determining fine particle and gas emissions from residential wood combustion. *Atmos. Environ.* 41, 8330–8344. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.06.018>
- Tissari, J., Väätäinen, S., Leskinen, J., Savolahti, M., Lamberg, H., Kortelainen, M., Karvosenoja, N., Sippula, O., 2019. Fine Particle Emissions from Sauna Stoves: Effects

- of Combustion Appliance and Fuel, and Implications for the Finnish Emission Inventory. *Atmosphere* 10, 775. <https://doi.org/10.3390/atmos10120775>
- Toscano, G., Duca, D., Amato, A., Pizzi, A., 2014. Emission from realistic utilization of wood pellet stove. *Energy* 68, 644–650. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.01.108>
- Trojanowski, R., Fthenakis, V., 2019. Nanoparticle emissions from residential wood combustion: A critical literature review, characterization, and recommendations. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 103, 515–528. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.01.007>
- Tsimpidi, A.P., Karydis, V.A., Zavala, M., Lei, W., Molina, L., Ulbrich, I.M., Jimenez, J.L., Pandis, S.N., 2010. Evaluation of the volatility basis-set approach for the simulation of organic aerosol formation in the Mexico City metropolitan area. *Atmospheric Chem. Phys.* 10, 525–546. <https://doi.org/10.5194/acp-10-525-2010>
- Turpin, B.J., Saxena, P., Andrews, E., 2000. Measuring and simulating particulate organics in the atmosphere: problems and prospects. *Atmos. Environ.* 34, 2983–3013. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00501-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00501-4)
- Tytgat, T., Walpot, G., Cools, J., Lenaerts, S., 2017. Literature review of emissions of modern wood combustion devices and emissions reducing technologies, under real-life conditions. FLANDERS ENVIRONMENT AGENCY, University of Antwerp.
- Venturini, E., Vassura, I., Zanetti, C., Pizzi, A., Toscano, G., Passarini, F., 2015. Evaluation of non-steady state condition contribution to the total emissions of residential wood pellet stove. *Energy* 88, 650–657. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.05.105>
- Vicente, E.A.D., 2013. Medidas para mitigar as emissões da combustão doméstica de biomassa. (Thesis). Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- Vicente, E.D., Alves, C.A., 2018. An overview of particulate emissions from residential biomass combustion. *Atmospheric Res.* 199, 159–185. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.08.027>
- Vicente, E.D., Duarte, M.A., Tarelho, L.A.C., Nunes, T.F., Amato, F., Querol, X., Colombi, C., Gianelle, V., Alves, C.A., 2015. Particulate and gaseous emissions from the combustion of different biofuels in a pellet stove. *Atmos. Environ.* 120, 15–27. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.067>
- Vicente, E.D., Vicente, A.M., Evtyugina, M., Carvalho, R., Tarelho, L.A.C., Paniagua, S., Nunes, T., Otero, M., Calvo, L.F., Alves, C., 2019. Emissions from residential pellet combustion of an invasive acacia species. *Renew. Energy* 140, 319–329. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.03.057>
- Vicente, E.D., Vicente, A.M., Evtyugina, M., Tarelho, L.A.C., Almeida, S.M., Alves, C., 2020. Emissions from residential combustion of certified and uncertified pellets. *Renew. Energy* 161, 1059–1071. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.07.118>
- Villasenor, R., 2003. An air quality emission inventory of offshore operations for the exploration and production of petroleum by the Mexican oil industry. *Atmos. Environ.* 37, 3713–3729. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00445-X](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00445-X)
- Wang, A., Lou, H.H., Chen, D., Yu, A., Dang, W., Li, X., Martin, C., Damodara, V., Patki, A., 2016. Combustion mechanism development and CFD simulation for the prediction of soot emission during flaring. *Front. Chem. Sci. Eng.* 10, 459–471. <https://doi.org/10.1007/s11705-016-1594-y>



- Wang, D., Li, Q., Shen, G., Deng, J., Zhou, W., Hao, J., Jiang, J., 2020. Significant ultrafine particle emissions from residential solid fuel combustion. *Sci. Total Environ.* 715, 136992. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136992>
- Wang, K., Nakao, S., Thimmaiah, D., Hopke, P.K., 2019. Emissions from in-use residential wood pellet boilers and potential emissions savings using thermal storage. *Sci. Total Environ.* 676, 564–576. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.325>
- Washenfelder, R.A., Attwood, A.R., Brock, C.A., Guo, H., Xu, L., Weber, R.J., Ng, N.L., Allen, H.M., Ayres, B.R., Baumann, K., Cohen, R.C., Draper, D.C., Duffey, K.C., Edgerton, E., Fry, J.L., Hu, W.W., Jimenez, J.L., Palm, B.B., Romer, P., Stone, E.A., Wooldridge, P.J., Brown, S.S., 2015. Biomass burning dominates brown carbon absorption in the rural southeastern United States: Biomass burning dominates brown carbon. *Geophys. Res. Lett.* 42, 653–664. <https://doi.org/10.1002/2014GL062444>
- Weyant, C.L., Shepson, P.B., Subramanian, R., Cambaliza, M.O.L., Heimbürger, A., McCabe, D., Baum, E., Stirm, B.H., Bond, T.C., 2016. Black Carbon Emissions from Associated Natural Gas Flaring. *Environ. Sci. Technol.* 50, 2075–2081. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04712>
- Whitaker, P., Kapus, P., Ogris, M., Hollerer, P., 2011. Measures to Reduce Particulate Emissions from Gasoline DI engines. *SAE Int. J. Engines* 4, 1498–1512. <https://doi.org/10.4271/2011-01-1219>
- Wöhler, M., Andersen, J.S., Becker, G., Persson, H., Reichert, G., Schön, C., Schmidl, C., Jaeger, D., Pelz, S.K., 2016. Investigation of real life operation of biomass room heating appliances – Results of a European survey. *Appl. Energy* 169, 240–249. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.01.119>
- Wöhler, M., Jaeger, D., Pelz, S.K., Thorwarth, H., 2017. Potential of Integrated Emissions Reduction Systems in a Firewood Stove under Real Life Operation Conditions. *Energy Fuels* 31, 7562–7571. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.7b00803>
- Wong, J.P.S., Nenes, A., Weber, R.J., 2017. Changes in Light Absorptivity of Molecular Weight Separated Brown Carbon Due to Photolytic Aging. *Environ. Sci. Technol.* 51, 8414–8421. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01739>
- Xie, M., Hays, M.D., Holder, A.L., 2017. Light-absorbing organic carbon from preCKBibed and laboratory biomass burning and gasoline vehicle emissions. *Sci. Rep.* 7, 7318. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-06981-8>
- Xing, J., Shao, L., Zhang, W., Peng, J., Wang, W., Shuai, S., Hu, M., Zhang, D., 2020. Morphology and size of the particles emitted from a gasoline-direct-injection-engine vehicle and their ageing in an environmental chamber. *Atmospheric Chem. Phys.* 20, 2781–2794. <https://doi.org/10.5194/acp-20-2781-2020>
- Yamineva, Y., Romppanen, S., 2017. Is law failing to address air pollution? Reflections on international and EU developments. *Rev. Eur. Comp. Int. Environ. Law* 26, 189–200. <https://doi.org/10.1111/reel.12223>
- Yan, J., Wang, X., Gong, P., Wang, C., Cong, Z., 2018. Review of brown carbon aerosols: Recent progress and perspectives. *Sci. Total Environ.* 634, 1475–1485. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.083>
- Yan, K. (Ed.), 2009. *Electrostatic Precipitation*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-89251-9>
- Yang, H.-H., Arafath, S.Md., Wang, Y.-F., Wu, J.-Y., Lee, K.-T., Hsieh, Y.-S., 2018. Comparison of Coal- and Oil-Fired Boilers through the Investigation of Filterable and

- Condensable PM<sub>2.5</sub> Sample Analysis. *Energy Fuels* 32, 2993–3002. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.7b03541>
- Yang, H.-H., Lee, K.-T., Hsieh, Y.-S., Luo, S.-W., Huang, R.-J., 2015. Emission Characteristics and Chemical Compositions of both Filterable and Condensable Fine Particulate from Steel Plants. *Aerosol Air Qual. Res.* 15, 1672–1680. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2015.06.0398>
- Yang, H.-H., Lee, K.-T., Hsieh, Y.-S., Luo, S.-W., Li, M.-S., 2014. Filterable and Condensable Fine Particulate Emissions from Stationary Sources. *Aerosol Air Qual. Res.* 14, 2010–2016. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2014.08.0178>
- Yazdani, E., Asadi, J., Dehaghani, Y.H., Kazempoor, P., 2020. Flare gas recovery by liquid ring compressors-system design and simulation. *J. Nat. Gas Sci. Eng.* 84, 103627. <https://doi.org/10.1016/j.jngse.2020.103627>
- Yim, S.H.L., Lee, G.L., Lee, I.H., Allroggen, F., Ashok, A., Caiazzo, F., Eastham, S.D., Malina, R., Barrett, S.R.H., 2015. Global, regional and local health impacts of civil aviation emissions. *Environ. Res. Lett.* 10, 034001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/3/034001>
- Zhang, A., Wang, Y., Zhang, Y., Weber, R.J., Song, Y., Ke, Z., Zou, Y., 2020. Modeling the global radiative effect of brown carbon: a potentially larger heating source in the tropical free troposphere than black carbon. *Atmospheric Chem. Phys.* 20, 1901–1920. <https://doi.org/10.5194/acp-20-1901-2020>
- Zhang, Q.J., Beekmann, M., Drewnick, F., Freutel, F., Schneider, J., Crippa, M., Prevot, A.S.H., Baltensperger, U., Poulain, L., Wiedensohler, A., Sciare, J., Gros, V., Borbon, A., Colomb, A., Michoud, V., Doussin, J.-F., Denier van der Gon, H.A.C., Haefelin, M., Dupont, J.-C., Siour, G., Petetin, H., Bessagnet, B., Pandis, S.N., Hodzic, A., Sanchez, O., Honoré, C., Perrussel, O., 2013. Formation of organic aerosol in the Paris region during the MEGAPOLI summer campaign: evaluation of the volatility-basis-set approach within the CHIMERE model. *Atmospheric Chem. Phys.* 13, 5767–5790. <https://doi.org/10.5194/acp-13-5767-2013>
- Zhang, Y., Albinet, A., Petit, J.-E., Jacob, V., Chevrier, F., Gille, G., Pontet, S., Chrétien, E., Dominik-Sègue, M., Levigoureux, G., Močnik, G., Gros, V., Jaffrezo, J.-L., Favez, O., 2020. Substantial brown carbon emissions from wintertime residential wood burning over France. *Sci. Total Environ.* 743, 140752. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140752>
- Zhao, R., Lee, A.K.Y., Huang, L., Li, X., Yang, F., Abbatt, J.P.D., 2015. Photochemical processing of aqueous atmospheric brown carbon. *Atmospheric Chem. Phys.* 15, 6087–6100. <https://doi.org/10.5194/acp-15-6087-2015>
- Zhou, J., Zotter, P., Bruns, E.A., Stefenelli, G., Bhattu, D., Brown, S., Bertrand, A., Marchand, N., Lamkaddam, H., Slowik, J.G., Prévôt, A.S.H., Baltensperger, U., Nussbaumer, T., El-Haddad, I., Dommen, J., 2018. Particle-bound reactive oxygen species (PB-ROS) emissions and formation pathways in residential wood smoke under different combustion and aging conditions. *Atmospheric Chem. Phys.* 18, 6985–7000. <https://doi.org/10.5194/acp-18-6985-2018>
- Zolfaghari, M., Pirouzfar, V., Sakhaeinia, H., 2017. Technical characterization and economic evaluation of recovery of flare gas in various gas-processing plants. *Energy* 124, 481–491. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.02.084>

zum Hagen, F.H.F., Mathissen, M., Grabiec, T., Hennicke, T., Rettig, M., Grochowicz, J., Vogt, R., Benter, T., 2019. Study of Brake Wear Particle Emissions: Impact of Braking and Cruising Conditions. Environ. Sci. Technol. 53, 5143–5150. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07142>