



XV МЕЖДУНАРОДНАЯ НАУЧНАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ

"МАТЕМАТИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ В ТЕХНИКЕ И ТЕХНОЛОГИЯХ"

СБОРНИК ТРУДОВ

Т О М 4



Тамбов
2002

Министерство образования Российской Федерации
Министерство промышленности, науки и технологий Российской Федерации
Администрация Тамбовской области
Тамбовский государственный технический университет
Тамбовский научно-исследовательский химический институт
Российский химико-технологический университет им. Д. И. Менделеева
Московский государственный университет инженерной экологии
Институт проблем химической физики РАН
Санкт-Петербургский государственный технологический институт
Institute of Hydrodynamics Academy of Sciences of the Czech Republic
Ангарская государственная техническая академия
Ростовская-на-Дону государственная академия
сельскохозяйственного машиностроения
Федеральная целевая программа "Интеграция"

XV МЕЖДУНАРОДНАЯ НАУЧНАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ
"МАТЕМАТИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ
В ТЕХНИКЕ И ТЕХНОЛОГИЯХ"
ММТТ-15

СБОРНИК ТРУДОВ

Т О М 4

СЕКЦИЯ 4

Тамбов
•Издательство ТГТУ•
2002

УДК 574.001.57
ББК Б1
М33

Печатается по решению Редакционно-издательского совета ТГТУ

Редакционная коллегия:

Доктор технических наук, профессор В. С. Балакирев (*общая редакция*)
Доктор технических наук, профессор С. В. Мищенко
Доктор технических наук, профессор С. И. Дворецкий
Доктор технических наук, профессор Д. А. Баранов

М33 Математические методы в технике и технологиях – ММТТ-15: Сб. трудов XV Международ. науч. конф. В 10-и т. Т. 4. Секция 4 / Под общ. ред. В. С. Балакирева. Тамбов: Изд-во Тамб. гос. техн. ун-та, 2002. 180 с. ISBN 5-230-06-9640-3

В сборнике публикуются труды участников XV Международной научной конференции "Математические методы в технике и технологиях", состоявшейся 4 – 6 июня 2002 г. в Тамбовском государственном техническом университете.

Представленные материалы отражают современные направления математического моделирования и проектирования экологически безопасных химико-технологических процессов и технических систем.

Сборник ориентирован на специалистов, занимающихся анализом и совершенствованием экологически безопасных технологических процессов и систем.

Доклады рецензированы Программным комитетом конференции ММТТ-15.

УДК 574.001.57

ББК Б1

ISBN 5-230-06-9640-3

© Тамбовский государственный
технический университет, 2002



СЕКЦИЯ 4

**МОДЕЛИРОВАНИЕ И
ПРОЕКТИРОВАНИЕ
ЭКОЛОГИЧЕСКИ БЕЗОПАСНЫХ
ПРОЦЕССОВ И СИСТЕМ**



Научное издание

**МАТЕМАТИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ В
ТЕХНИКЕ И ТЕХНОЛОГИЯХ**

Сборник трудов XV Международной научной конференции

Том 4

Технический редактор Т. А. Сынова
Корректоры: А. В. Афанасьев, Д. С. Дворецкий, Т. А. Сынова
Компьютерное макетирование А. В. Майстренко
Компьютерная верстка М. А. Филатовой

Подписано к печати 24.05.2002
Формат 60 × 84/16. Бумага офсетная. Печать офсетная
Объем: 10,46 усл. печ. л.; 10,00 уч. изд. л.
Тираж 105 экз. С. 385^М

Издательско-полиграфический центр ТГТУ
392000, Тамбов, Советская, 106, к. 14

СОДЕРЖАНИЕ

<i>ЧИСТЯКОВА Т. Б., БОЙКОВА О. Г., БЛОХИНА О. Ф.</i> ИНФОРМАЦИОННОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ СИСТЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА	5
<i>Корнеева Н. И.</i> Разработка рациональных решений для обеспечения экологической безопасности предприятий Дальнего Востока	7
<i>КОРНЕЕВА Н. И., ЛАРЯЕВ А. А.</i> РЕГУЛИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПОСЛЕДСТВИЙ ЭКОНОМИЧЕСКОГО РОСТА	9
<i>ХАЧУМОВ С. В.</i> ТРАНСПОРТНАЯ МОДЕЛЬ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ КВОТ НА ЗАГРЯЗНЕНИЯ МЕЖДУ ПРЕДПРИЯТИЯМИ РЕГИОНА	10
<i>Нургалиев Р. К., Флакс Д. Б., Панченко О. В.</i> Контроль экологических параметров водных объектов	12
<i>Егоров А. Ф., Савицкая Т. В., Филиппова Г. В.</i> Особенности анализа и оценки техногенного риска химических объектов различной природы	13
<i>Дударов С. П., Савицкая Т. В., Егоров А. Ф.</i> Идентификация аварийных источников загрязнения воздуха методом дифференцирования функции ошибки	14
<i>Егоров А. Ф., Савицкая Т. В., Дударов С. П.</i> Компьютерная система поддержки принятия решений для управления качеством атмосферного воздуха	17
<i>СТАТЮХА Г. А., КВИТКА А. А., ШАХНОВСКИЙ А. М., ДЖИГИ- РЕЙ И. Н.</i> МОДЕЛИРОВАНИЕ СХЕМ ОЧИСТКИ: ТЕРМОДИНАМИЧЕСКИЙ ПОДХОД	19
<i>АГОФОНОВ А. Г., ФАМ ТХАНЬ ХАЙ, ДОРОХОВ И. Н., МЕНЬШИ- КОВ В. В.</i> ЗАМКНУТАЯ СИСТЕМА ЭКОНОМИЧЕСКОГО СТИМУЛИРОВАНИЯ ПРИРОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ	22
<i>АГОФОНОВ А. Г., ФАМ ТХАНЬ ХАЙ, ДОРОХОВ И. Н., САФОНОВ П. И.</i> МОДЕЛИРОВАНИЕ И ОПТИМИЗАЦИЯ РАЗВИТИЯ МНОГООТРАСЛЕВОЙ ЭКОНОМИКИ С УЧЕТОМ ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ	24
<i>АГОФОНОВ А. Г., ФАМ ТХАНЬ ХАЙ, ДОРОХОВ И. Н., МЕНЬШИ- КОВ В. В.</i> ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОЕ ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ В УСЛОВИЯХ ИСТОЩЕНИЯ ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ	25
<i>Фам Тхань Хай, Дорохов И. Н., Булатов М. А.</i> Аналитические исследования экономической эффективности внедрения природоохранных мероприятий	27
<i>Фам Тхань Хай, Дорохов И. Н., Булатов М. А.</i> Определение изменения платы за загрязнения природной среды при внедрении природоохранных мероприятий	30

.....	
<i>Фам Тхань Хай, Дорохов И. Н., Булатов М. А.</i>	
Оптимизация количества и размещения станций контроля загрязнений атмосферы	33
.....	
<i>Фам Тхань Хай, Дорохов И. Н., Булатов М. А.</i> Оценка состояния эколого-экономической системы с учетом социальных факторов	37
.....	
<i>Фам Тхань Хай, Дорохов И. Н., Булатов М. А.</i> Идентификация источников загрязнения воздушной среды	41
Никифоров А. Н., Бузало Н. С. Математическая модель переноса примеси в неизотермической влажной воздушной среде	42
<i>Дербишер Е. В., Гермашев И. В., Дербишер В. Е., Желтобрюхов В. Ф.</i> Разработка методики вычислительной экспертизы органических соединений	45
.....	
<i>Фатуев В. А., Югфельд А. С., Морозов К. А.</i> Разработка системы оценки риска эксплуатации линейных магистральных газопроводов	46
<i>Коростелев Д. А., Югфельд А. С., Морозов К. А.</i> Автоматизированная система оценки вероятности аварийной ситуации на пожаровзрывоопасном объекте	48
.....	
<i>Гриценко А. А., Горский В. Г., Швецова-Шиловская Т. Н.</i> Анализ специального усеченного распределения, используемого в задачах переноса поллютантов	49
.....	
<i>Горский В. Г., Швецова-Шиловская Т. Н., Путилов А. В.</i> Модели переноса поллютантов от распределенных источников в атмосфере	52
..	
<i>Горский В. Г., Швецова-Шиловская Т. Н., Путилов А. В.</i> Моделирование рассеяния поллютанта в атмосфере в результате испарения с поверхности "лужи"	55
.....	
<i>Гриценко А. А., Равер А. Е., Горский В. Г., Швецова-Шилов- ская Т. Н.</i> Геометрический анализ поля концентраций поллютантов от периодического источника в атмосфере . . .	58
.....	
<i>Швецова-Шиловская Т. Н., Викторова В. С., Горский В. Г., Терещенко Г. Ф.</i> Автоматизированная система расчета показателей надежности химико-технологического оборудования . . .	61
<i>Горский В. Г., Швецова-Шиловская Т. Н., Шаталов А. А., Терещенко Г. Ф.</i> О типичных ошибках при моделировании аварийного переноса поллютантов	64
.....	
<i>Семенова М. А., Горский В. Г., Швецова-Шиловская Т. Н., Полехина О. В.</i> Комплекс программ моделирования токсических эффектов экотоксикантов	66
.....	
<i>Семенова М. А., Горский В. Г., Полехина О. В.</i> Модификация пробит-функции при моделировании острых токсических эффектов	69
.....	

Горский В. Г., Глухан Е. Н., Швецова-Шиловская Т. Н., Чернышова М. П. Использование моделей фугитивности для оценки концентраций токсикантов в организмах гидробионтов	72
<i>Равер Э. А., Гриценко А. А., Горский В. Г.</i> Геометрические и временные характеристики нестационарных концентрационных полей в атмосфере	75
<i>Горский В. Г., Равер Э. А., Гриценко А. А.</i> О корректности поправок к дисперсиям при моделировании переноса поллютантов от точечного источника	77
<i>Лукашов А. Д., Белашев Б. З.</i> О модельной оценке интенсивности палеоземлетрясений	80
<i>Белашев Б. З., Сулейманов М. К.</i> Моделирование автокаталитических реакций	82
<i>Эдельштейн Ю. Д., Кочин О. Е., Кочетов А. Н.</i> Концепция построения систем мониторинга атмосферного воздуха ...	84
<i>Грачев А. Н., Башкиров В. Н., Сафин Р. Г.</i> Термическое обезвреживание твердых промышленных отходов	85
<i>Максимова С. В., Глушанкова И. С., Батракова Г. М.</i> Моделирование эмиссий биогаза на полигонах захоронения твердых бытовых отходов	86
БАТРАКОВА Г. М., МАКСИМОВА С. В., ГЛУШАНКОВА И. С. ОЦЕНКА ПРИМЕНИМОСТИ МОДЕЛИ IANDgem ДЛЯ ПРОГНОЗА ЭМИССИИ БИОГАЗА С ТЕРРИТОРИИ ЗАХОРОНЕНИЯ ОТХОДОВ	89
<i>Парфенюк А. С., Антонюк С. И.</i> Определение эффективных параметров предварительной подготовки промбытотходов к термолизу	91
<i>Алексеева О. Е., Власов Г. А., Парфенюк А. С., Топоров А. А.</i> Оценка работоспособности стыковочных узлов тепловых агрегатов	9 3
<i>Топоров А. А., Парфенюк А. С., Власов Г. А.</i> К разработке системы обеспечения техногенной безопасности производств по переработке отходов	96
<i>Чемоданов А. В., Ольшевский М. В.</i> Моделирование процессов эмиссии и переноса веществ в почвенном слое промышленной зоны	98
<i>Ольшевский М. В., Устинов В. Н., Чемоданов А. В.</i> Об эволюции атмосферы города в условиях техногенного прессинга и моделирование процессов загрязнения	99
<i>Пикус И. М., Бутусов О. Б.</i> Моделирование загрязнения лесов в районе автомагистралей	101
<i>Пикус И. М., Бутусов О. Б.</i> Математическая модель распространения загрязнений от транспортных потоков	102
<i>Денисов В. В., Игнатьев М. В.</i> Модели сравнения процесса обеззараживания питьевой воды ионами серебра и ионами меди	108
<i>Немтинов В. А., Зуёков М. В., Клейменов А. С.</i> Моделирование процессов распространения сточных вод в глубокозалегающих горизонтах	111
КВИТКА А. А., ШАХНОВСКИЙ А. М. к ВОПРОСУ СИНТЕЗА	

СХЕМ РАЦИОНАЛЬНОГО ВОДОПОТРЕБЛЕНИЯ	113
.....	
<i>РУЧКИНОВА О. И., ТАГИЛОВА О. А.</i> МЕТОДИКА РАСЧЕТА НОРМАТИВОВ ОБРАЗОВАНИЯ ОТХОДОВ НЕФТЕДОБЫЧИ	115
<i>Зиятдинов Н. Н., Лаптева Т. В.</i> Анализ структурной устойчивости оптимальной схемы биологической очистки сточных вод	118
<i>Лаптева Т. В., Зиятдинов Н. Н.</i> Математическое моделирование процесса аэробной очистки промышленных сточных вод	120
<i>Воробьев О. Г., Бахов Ж. К., Искакова С. А.</i> Математическое моделирование загрязнения подземных вод	122
<i>Баранов Д. А., Голоушин С. Ю., Магера Я., Коморович Т.</i> Обработка пенообразующих сред в центробежном поле	125
...	
<i>Лагуткин М. Г., Булычев С. Ю.</i> Моделирование процесса разделения гетерогенных систем в цилиндрическом прямоточном гидроциклоне	127
.....	
<i>Яблонский В. О., Рябчук Г. В.</i> Исследование поля концентраций в гидроциклоне с использованием математической модели	130
<i>Диков В. А.</i> Корректировка модели процесса разделения суспензий волокнистых материалов в гидроциклонах	133
...	
<i>Соловьев А. В., Борисов А. В.</i> Способ увеличения эффективности перемешивания с использованием комбинированного вихря Рэнкина	134
.....	
<i>Шипилова Е. А., Зотов А. П., Ряжских В. И., Щеглова Л. И.</i> Моделирование процесса фильтрования зернистыми слоями высокодисперсных аэрозолей	136
<i>Шипилова Е. А., Щеглова Л. И., Энтин С. В., Красовиц- кий Ю. В.</i> Инженерные номограммы для анализа процесса фильтрования аэрозолей зернистыми слоями	140
<i>АДЕЛЬШИН А. Б., ИБЯТОВ Р. И., ЛЕОНТЬЕВА С. В.</i> РАЗРАБОТКА И МОДЕЛИРОВАНИЕ НАМЫВНОГО ФИЛЬТРА ПАТРОННОГО ТИПА	144
<i>ТУР А. А.</i> РАСЧЕТ И ПРОЕКТИРОВАНИЕ БЛОКОВ ГАЗОЖИДКОСТНЫХ РЕАКТОРОВ С ОЧИСТКОЙ ОТХОДЯЩИХ ГАЗОВ	145
Бикбулатов И. Х., Соболев А. В., Шулаев Н. С. Исследование нестационарных температурных полей в герметизированных хранилищах-реакторах	149
.....	
<i>Бикбулатов И. Х., Соболев А. В., Шулаев Н. С.</i> Определение зоны взрывоопасных концентраций при утечках нефти	150
<i>Хромков Н. А., Цыганков М. П.</i> Диагностирование состояния котлов-утилизаторов в производстве технического углерода	152
<i>СУНГАТУЛЛИНА Г. И., БАШКИРОВ В. Н., САФИН Р. Г.</i> ПРОЕКТИРОВАНИЕ СИСТЕМ УЛАВЛИВАНИЯ ВЫДЕЛЯЮЩИХСЯ ТОКСИЧНЫХ ПАРОВ	154
<i>Демин О. Б., Шелковников Д. Ю.</i> Проблемы автоматизации расчета и проектирования средств защиты застройки от транспортного шума	155
.....	
<i>Кочетов О. С., Сажин Б. С., Ходакова Т. Д., Кочетова Н. О.</i> Математическая модель расчета систем виброизоляции для текстильных машин	158
<i>Антонов А. И., Леденев В. И., Матвеева И. В.</i> Метод оценки экологически значимых параметров нестационарного шума производственных зданий	159
<i>Антонов А. И., Жданов А. Е.</i> Автоматизация проектирования производственных помещений по условиям защиты от шума	161

Кудрявский Ю. П., Рахимова О. В., Глухих С. М., Трапезников Ю. Ф. Переработка отходов процесса хлорирования лопарита: образование отходов, их состав и методы переработки	164
Кудрявский Ю. П., Ряпосов Ю. А., Белкин А. В., Рахимова О. В. Переработка отходов процесса хлорирования лопарита: о сокращении массы отходов, направляемых в хранилища. . . .	168
Кудрявский Ю. П., Юков А. Г., Рахимова О. В., Белкин А. В. Переработка отходов процесса хлорирования лопарита: оптимизация процесса дезактивации растворов	170

ИНФОРМАЦИОННОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ СИСТЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

Чистякова Т. Б., Бойкова О. Г., Блохина О. Ф.

Санкт-Петербургский государственный технологический институт

Анализ современного состояния коксохимической промышленности коксохимических предприятий является весьма неблагоприятным. Выбросы коксохимии не являются ведущей в металлургии, однако выбросы содержат токсичные и канцерогенные компоненты.

Как показывает [1], что экологическая обстановка отрасли на то, что по валовым показателям вредных веществ для здоровья людей она лидирует, так как

Принципиальным направлением в решении проблем экологического состояния коксохимических предприятий является внедрение новых технологий, которые позволят исключить или значительно сократить образование отходов и выбросов в самом производстве.

Кроме совершенствования технологий, для улучшения экологической обстановки коксохимических производств следует применять для управления процессом коксования интегрированную систему экологического мониторинга и управления, имеющую в своем составе "интеллектуальный советчик оператора", который позволяет получать рекомендации по устранению ситуации неблагоприятного воздействия на окружающую среду и обучать операторов действиям при возникновении таких ситуаций. Это позволяет снизить психологическую нагрузку, лежащую на операторе, который управляет процессом, и в дальнейшем уменьшить вероятность возникновения подобных ситуаций.

Структура интегрированной системы экологического мониторинга представлена в [2]. Режим "советчика оператора" реализует один обобщенный алгоритм работы которой приведен

управления коксохимической батареей с помощью системы экологического мониторинга (рис. 1).

В процессе работы система вносит рассчитанные по мере необходимости изменения в работу аппаратуры. В базе данных хранится информация о номере стадии, номере и типе аппарата, с помощью которой производится его измерение, а также значения параметра и интервалах опроса датчиков в нормальных и аварийных условиях.

В базу данных вносятся значения параметров, в которой хранится информация о номере контролируемого параметра, шкале измерения, текущем, предельно допустимом и аварийном значениях параметра.

Описанная база данных удовлетворяет требованиям к достаточности информации для управления процессом коксования. Однако для целей экологического мониторинга необходимо иметь также информацию о предельно-допустимых концентрациях и классе опасности вредных веществ, образующихся при проведении процесса, которая хранится в справочной базе данных. Связь между основной и справочной базами данных осуществляется по полю "Код параметра".

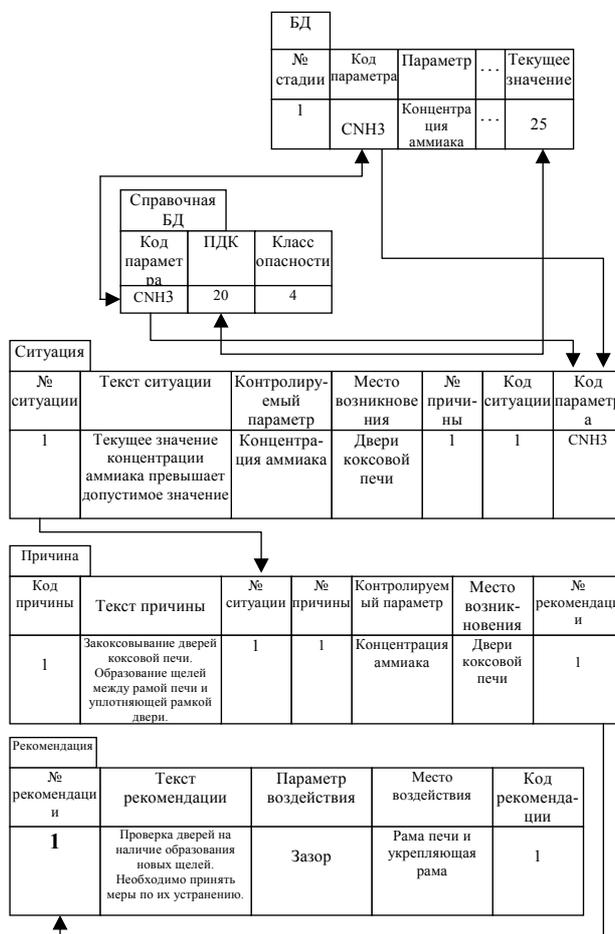


Рис. 1. Пример функционирования "интеллектуального советчика оператора"

В зависимости от класса опасности вредных веществ (класс 1 – 4) система предусматривает систему приоритетов для разрешения конфликтов при одновременном возникновении нескольких нештатных ситуаций: наивысший приоритет имеют ситуации, связанные с превышением предельно-допустимой концентрации (ПДК) веществ более высокого класса опасности, низший – для веществ 4 класса опасности.

Если концентрация какого-либо из вредных веществ превысила свое допустимое значение, то автоматически включается "интеллектуальный советчик оператора". Из базы знаний выбирается информация о лингвистическом описании ситуации, причинах ее возникновения и рекомендации по их устранению. Пример информационных связей, возникающих при функционировании "интеллектуального советчика оператора", приведен на рис. 1.

Информации о протекании процесса отображается на динамической мнемосхеме, привычной для восприятия управленческого персонала. О том, что произошло превышение ПДК конкретного вредного вещества, свидетельствует появление красного сигнального символа на мнемосхеме коксовой батареи рядом с данным информационным полем, что позволяет привлечь внимание оператора.

Помимо рекомендаций по устранению ситуации негативного воздействия на окружающую среду, оператор при необходимости может получить информацию о характере воздействия вредного вещества на организм человека и мерах предосторожности при ликвидации аварийной ситуации.

Таким образом, рассмотренный режим "советчика оператора" позволяет своевременно устранить ситуацию негативного воздействия на окружающую среду и в последствии действовать таким образом, чтобы не допустить ее повторного возникновения.

1. Посохов М. Ю. и др. О стратегии развития коксохимической промышленности РФ // Кокс и химия. 2001. №3.
2. Чистякова Т. Б. и др. Структура системы экологического мониторинга ... // Сб. тр. ММТТ-14. Т. 1. Смоленск: СФМЭИ, 2001.
3. Чистякова Т. Б. и др. Система управления и экологического мониторинга... Соврем. проблемы строительства материаловедения. Белгород: БГТАСМ, 2001.

РАЗРАБОТКА РАЦИОНАЛЬНЫХ РЕШЕНИЙ ДЛЯ ОБЕСПЕЧЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ПРЕДПРИЯТИЙ ДАЛЬНЕГО ВОСТОКА

КОРНЕЕВА Н. И.

ХАБАРОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ ТЕХНИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ

В УСЛОВИЯХ РАЗВИВАЮЩЕГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КРИЗИСА РЕАЛЬНОЕ ПЛАНИРОВАНИЕ И УПРАВЛЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТЬЮ ПРЕДПРИЯТИЙ ЯВЛЯЕТСЯ ВАЖНОЙ КОМПОНЕНТОЙ ОБЩЕЙ СИСТЕМЫ ПРИНЯТИЯ РЕШЕНИЙ. ПОЛУЧЕННЫЕ ПРИ ЭТОМ РЕЗУЛЬТАТЫ ДОЛЖНЫ СЛУЖИТЬ ОСНОВОЙ

РЕГУЛИРОВАНИЯ ЭКОНОМИЧЕСКИХ И ПРИРОДОПОЛЬЗОВАТЕЛЬСКИХ ВЗАИМООТНОШЕНИЙ НА КОНКРЕТНОЙ ТЕРРИТОРИИ.

ПРОВЕДЕННЫЙ НАМИ АНАЛИЗ СУЩЕСТВУЮЩИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПО ДАННОЙ ПРОБЛЕМЕ ПОКАЗЫВАЕТ, ЧТО ВО МНОГИХ РАБОТАХ НЕДОСТАТОЧНОЕ ВНИМАНИЕ УДЕЛЯЕТСЯ КОМПЛЕКСНОМУ РАССМОТРЕНИЮ ЭКОНОМИЧЕСКИХ ЗАДАЧ ПРОИЗВОДСТВА, ИХ ВЗАИМОСВЯЗИ С ЗАДАЧАМИ ПЛАНИРОВАНИЯ ПРОИЗВОДСТВА, УЧЕТУ ЭКСТРЕМАЛЬНЫХ УСЛОВИЙ. ЭТО ЗАТРУДНЯЕТ ПРИМЕНЕНИЕ НОВЫХ ЭФФЕКТИВНЫХ ОРГАНИЗАЦИОННЫХ РЕШЕНИЙ ПО ОБЕСПЕЧЕНИЮ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ.

НЕОБХОДИМОСТЬ УГЛУБЛЕНИЯ И СОВЕРШЕНСТВОВАНИЯ ЭКОНОМИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ОСОБЕННО НАГЛЯДНА НА ПРИМЕРЕ РОССИЙСКОГО ДАЛЬНЕГО ВОСТОКА. С ОДНОЙ СТОРОНЫ, ДАЛЬНЕВОСТОЧНЫЙ РЕГИОН ИМЕЕТ ОГРОМНЫЕ ВОЗМОЖНОСТИ ДЛЯ УВЕЛИЧЕНИЯ ПРОИЗВОДСТВА И РАСШИРЕНИЯ ОСВОЕНИЯ СВОЕГО ПРИРОДНО-РЕСУРСНОГО ПОТЕНЦИАЛА. С ДРУГОЙ – ИМЕЕТ МЕСТО БЫСТРОЕ НАРАСТАНИЕ ЭКОНОМИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ В ЭТОМ ТЕРРИТОРИАЛЬНОМ ОБРАЗОВАНИИ. РЕЗКО ВОЗРОСЛА ДОЛЯ РЕСУРСОДОБЫВАЮЩИХ ОТРАСЛЕЙ В ПРОМЫШЛЕННОСТИ ДАЛЬНЕГО ВОСТОКА, ЧТО ПРИВОДИТ К БЕСПРЕЦЕДЕНТНОМУ ВОЗРАСТАНИЮ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ НАГРУЗКИ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ. КРОМЕ ТОГО, ВО ВСЕХ БАЗОВЫХ ОТРАСЛЯХ ПРОМЫШЛЕННОСТИ ОБРАЗУЮТСЯ В БОЛЬШИХ КОЛИЧЕСТВАХ ОТХОДЫ, ЯВЛЯЮЩИЕСЯ ИСТОЧНИКОМ АНТРОПОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ. ПРОБЛЕМА ОТХОДОВ ЯВЛЯЕТСЯ НЕИЗБЕЖНЫМ РЕЗУЛЬТАТОМ ПОТРЕБИТЕЛЬСКОГО ОТНОШЕНИЯ К ПРИРОДНЫМ РЕСУРСАМ, НИЗКОГО КОЭФФИЦИЕНТА ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МИНЕРАЛЬНОГО СЫРЬЯ, ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ. ЗНАЧИТЕЛЬНЫЕ РЕЗЕРВЫ В РАЦИОНАЛИЗАЦИИ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ МОГУТ БЫТЬ НАЙДЕНЫ НА ОСНОВЕ НОВЫХ ПОДХОДОВ К ПЛАНИРОВАНИЮ ВЫПУСКА ПРОИЗВОДСТВЕННОЙ ПРОДУКЦИИ В РЕГИОНЕ. НАПРИМЕР, ПРИ РАЗРАБОТКЕ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ПРОГРАММ ПРЕДПРИЯТИЙ РЕШАЕТСЯ ВОПРОС МАКСИМИЗАЦИИ ВЫПУСКА ПРОИЗВОДСТВЕННОЙ ПРОДУКЦИИ ПРИ СОБЛЮДЕНИИ ЗАДАННЫХ ПАРАМЕТРОВ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ И НАИМЕНЬШИХ СУММАРНЫХ ДЕНЕЖНЫХ ВЛОЖЕНИЯХ В ПРИРОДООХРАННЫЕ МЕРОПРИЯТИЯ. ДАЛЕЕ, НА ВТОРОМ ЭТАПЕ ПОЛУЧЕННЫЕ ПРОИЗВОДСТВЕННЫЕ ПРОГРАММЫ МОГУТ БЫТЬ ОТКОРРЕКТИРОВАНЫ С УЧЕТОМ ВЗАИМНЫХ ИНТЕРЕСОВ ПРЕДПРИЯТИЙ-ПАРТНЕРОВ. ДЛЯ ЭТОГО НЕОБХОДИМА РАЗРАБОТКА СООТВЕТСТВУЮЩЕЙ МЕТОДИКИ ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЯ КВОТ МЕЖДУ ПРЕДПРИЯТИЯМИ.

ПРИМЕНЕНИЕ ЭТИХ МЕТОДИК ДОЛЖНО ГАРАНТИРОВАТЬ ВЫПОЛНЕНИЕ ПРЕДПРИЯТИЯМИ В ЛЮБОЙ ЗАДАННЫЙ МОМЕНТ ВРЕМЕНИ ЗАДАННЫХ ОГРАНИЧЕНИЙ ПО ВСЕМУ РЕЕСТРУ ВЫБРОСОВ В ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ. ДЛЯ РЕАЛИЗАЦИИ ПОДОБНОГО ПОДХОДА К ПЛАНИРОВАНИЮ ТРЕБУЕТСЯ СОЗДАТЬ МЕХАНИЗМЫ И ИНФОРМАЦИОННЫЕ СИСТЕМЫ УПРАВЛЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТЬЮ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ В РЕГИОНЕ. ПРЕДСТАВЛЯЕТСЯ, ЧТО ТОЛЬКО КОМПЛЕКСНОЕ РАССМОТРЕНИЕ И РЕШЕНИЕ ПОСТАВЛЕННЫХ ВОПРОСОВ МОЖЕТ ИМЕТЬ СУЩЕСТВЕННЫЙ ПОЛОЖИТЕЛЬНЫЙ ЭФФЕКТ ДЛЯ ПРАКТИКИ.

РЕШЕНИЕ ЗАДАЧИ ПЛАНИРОВАНИЯ ВЫПУСКА ПРОМЫШЛЕННОЙ ПРОДУКЦИИ В РЕГИОНЕ С УЧЕТОМ ЭКОЛОГИИ ПРЕДЛАГАЕТСЯ В ДВУХ ПОСТАНОВКАХ: 1) МАКСИМИЗАЦИЯ ОБЪЕМОВ ПРОИЗВОДСТВА ПРИ ВЫПОЛНЕНИИ ТРЕБОВАНИЙ ПО КАЧЕСТВУ ВЫБРОСОВ В ОКРУЖАЮЩУЮ (ВОЗДУШНУЮ И ВОДНУЮ) СРЕДУ; 2) ФОРМИРОВАНИЕ ПЛАНОВ ПРОИЗВОДСТВА С ДОПУСТИМЫМИ РЕЖИМАМИ ТЕХНОГЕННОГО ДАВЛЕНИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ.

ВЫБОР НАИБОЛЕЕ ПРИЕМЛЕМОГО ВАРИАНТА ВЫПУСКА ПРОМЫШЛЕННОЙ ПРОДУКЦИИ В РЕГИОНЕ ОСУЩЕСТВЛЯЕТСЯ РУКОВОДИТЕЛЯМИ ПРОИЗВОДСТВА.

РЕГУЛИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПОСЛЕДСТВИЙ ЭКОНОМИЧЕСКОГО РОСТА

КОРНЕЕВА Н. И., ЛАРЯЕВ А. А.

ХАБАРОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ ТЕХНИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ

ДЕЯТЕЛЬНОСТЬ ЛЮДЕЙ АКТИВНО ВЛИЯЕТ НА СОСТОЯНИЕ ПРИРОДНЫХ СИСТЕМ – УВЕЛИЧИВАЕТСЯ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ, ЧТО ВЕДЕТ К ИСТОЩЕНИЮ ЗАПАСОВ ТРАДИЦИОННЫХ СЫРЬЕВЫХ РЕСУРСОВ, А ЭТО В СВОЮ ОЧЕРЕДЬ ОТРАЖАЕТСЯ НА ИЗМЕНЕНИИ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЭКОНОМИЧЕСКИХ МЕХАНИЗМОВ РЕГУЛИРОВАНИЯ – ЦЕНЫ, РЕНТЫ И Т.П. В ЗАПАДНОЙ ЛИТЕРАТУРЕ ПО ВЗАИМОДЕЙСТВИЮ ЭКОНОМИЧЕСКОГО РОСТА И ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ДЛЯ ОПИСАНИЯ ЭКОНОМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ ИСПОЛЬЗУЕТСЯ НОВАЯ ТЕОРИЯ РОСТА, ГДЕ ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПОСЛЕДСТВИЙ ЭКОНОМИЧЕСКИХ РЕШЕНИЙ МОЖЕТ БЫТЬ СДЕЛАНА НА МОДЕЛЯХ В СОВОКУПНОСТИ ОПИСЫВАЮЩИХ СЛОЖНУЮ СИСТЕМУ ЭКОНОМИЧЕСКИХ И ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ. МНОЖЕСТВО РАБОТ ПОСВЯЩЕНО И ПРОДОЛЖАЕТ ПОСВЯЩАТЬСЯ ИССЛЕДОВАНИЮ КОНЦЕПЦИИ МАТЕМАТИЧЕСКОГО ОБЕСПЕЧЕНИЯ ИНФОРМАЦИОННЫХ ТЕХНОЛОГИЙ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПОСЛЕДСТВИЙ ЭКОНОМИЧЕСКИХ РЕШЕНИЙ, ГДЕ ЗА ОСНОВУ ИССЛЕДОВАНИЯ РАССМАТРИВАЕТСЯ ВЛИЯНИЕ КАЧЕСТВЕННЫХ ОСОБЕННОСТЕЙ ОТДАЛЕННЫХ ПОСЛЕДСТВИЙ ЭКОНОМИЧЕСКИХ РЕШЕНИЙ НА СОСТОЯНИЕ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ. В ДАННОМ СЛУЧАЕ ПРЕДПОЛАГАЕТСЯ, ЧТО ПРОИЗВОДСТВО СОПРОВОЖДАЕТСЯ ВЫБРОСОМ ВРЕДНЫХ ОТХОДОВ, ПРИ ЭТОМ НЕОБХОДИМО ИМЕТЬ СВОЮ НОРМУ ВЫБРОСА ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ НА ЕДИНИЦУ ВЫПУСКАЕМОЙ ПРОДУКЦИИ. КРОМЕ ТОГО, ЗДЕСЬ НЕОБХОДИМ РЫНОЧНЫЙ МЕХАНИЗМ, РЕГУЛИРУЕМЫЙ ОБЩЕСТВЕННЫМИ ОРГАНАМИ В ВИДЕ ШТРАФОВ, НАЛОГОВ, ОБЩЕСТВЕННОГО ПОТРЕБЛЕНИЯ, КОТОРЫЕ ФОРМИРУЮТСЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ ОБРАЗОВАНИЯ КОМПРОМИССНЫХ СИТУАЦИЙ В РАЗЛИЧНЫХ СОЦИАЛЬНЫХ ГРУППИРОВКАХ. СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ СОЦИАЛЬНЫХ ГРУПП СОСТАВЛЯЮТ МОДЕЛЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА, КОТОРАЯ ОТЛИЧАЕТСЯ ОТ УКАЗАННОЙ ПРОБЛЕМЫ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И ЭКОНОМИЧЕСКОГО РОСТА.

ОСНОВНЫЕ ОСОБЕННОСТИ МОДЕЛИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ТАКОВЫ: ПРИ ОПИСАНИИ ЖИЗНЕННОГО ЦИКЛА ПРОИЗВОДСТВЕННОГО ПРОЦЕССА ИСПОЛЬЗУЕТСЯ БОЛЕЕ УСОВЕРШЕНСТВОВАННАЯ МОДЕЛЬ; ДЛЯ ОПИСАНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ИСПОЛЬЗУЕТСЯ КОНКРЕТНАЯ МОДЕЛЬ ЭКОСИСТЕМЫ, КОТОРАЯ ПОЗВОЛЯЕТ УВЯЗЫВАТЬ ЭКОНОМИЧЕСКИЕ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ; ДЛЯ ПРИНЯТИЯ ЭКОНОМИЧЕСКИХ РЕШЕНИЙ, ВЛЕКУЩИХ УХУДШЕНИЕ ЭКОЛОГИИ, ВЫВОДЫ ВЫНОСЯТСЯ ОБЩЕСТВЕННЫМИ ОРГАНИЗАЦИЯМИ.

ТРАНСПОРТНАЯ МОДЕЛЬ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ КВОТ

НА ЗАГРЯЗНЕНИЯ МЕЖДУ ПРЕДПРИЯТИЯМИ РЕГИОНА

ХАЧУМОВ С. В.

Институт программных систем РАН

После решения задачи оптимального централизованного распределения квот на загрязнения между предприятиями, например способом пропорционального (линейного) распределения в соответствии с поступившими запросами и имеющимся у центра количеством ресурса R_0 , может оказаться, что данное распределение не удовлетворяет реальным запросам отдельных предприятий. В этом случае, в соответствии с теорией активных систем (ТАС) [1, 2] предприятия рассматриваются как активные элементы и выполняют распределение самостоятельно. Так одни предприятия имеют возможность взять на себя проблему размещения или утилизации отходов других предприятий у себя за определенную плату по взаимному согласованию. Задача решается между отдельными предприятиями в индивидуальном порядке и, при благоприятном исходе, приводит к решению, удовлетворяющему как центр (администрацию региона), так и отдельных участников.

Сформулируем следующую распределительную задачу. Будем предполагать, что известны квоты на сброс загрязняющих веществ, выделенные в целом на регион и предприятиям региона, но не удовлетворяющие по каким-то причинам интересам предприятий. Необходимо перераспределить эти величины между предприятиями региона некоторым наилучшим образом.

Принципы составления математической модели такой задачи следует искать в разделах экономической теории, посвященных проблеме распределения ресурсов, в том числе в ТАС. В ТАС накоплен определенный опыт, и имеются механизмы решения подобных задач. Однако, на наш взгляд, в эколого-экономических системах с успехом может быть применен транспортный механизм распределения ресурса, которому не уделено должного внимания.

Пусть в регионе имеются m предприятий (продавцов), обладающих резервами на сброс загрязнений и желающих продать квоты определенного вида, и имеются n предприятий (покупателей), желающих купить квоты на выброс загрязнений того же вида. Обозначим через a_i ($i=1,2,\dots,m$) запасы ресурса на i -м предприятии-продавце, именуемом также отправителем, подлежащих продаже, и b_j ($j=1,2,\dots,n$) количество требуемого ресурса на j -м предприятии-покупателе, именуемом также пунктом назначения. Обозначим через c_{ij} договорную стоимость передачи единицы ресурса из i -го пункта отправления в j -й пункт назначения, а через x_{ij} количество единиц ресурса, передаваемого из i -го пункта отправления в j -й пункт назначения. Тогда математическая постановка оптимизационной задачи для региона в целом заключается в определении минимального значения функции

$$F = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n c_{ij} x_{ij} = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n F_{ij} ,$$

при ограничениях: $\sum_{i=1}^m x_{ij} = b_j$ – количество ресурса, передаваемого

j -му покупателю; $\sum_{j=1}^n x_{ij} = a_i$ – количество ресурса переданного i -м продавцом; $x_{ij} \geq 0$ ($i=1,\dots,m; j=1,\dots,n$).

Задачу оптимального перераспределения квот на загрязнения между предприятиями региона сводится к известной транспортной задаче [3]. Если функции F_{ij} стоимости перевозки являются линейными по x_{ij} , то задача является задачей линейного программирования и может быть решена симплекс-методом. Для решения необходимо и достаточно, чтобы

$\sum_{i=1}^m a_i = \sum_{j=1}^n b_j = Q$, $Q \leq R_0$. Если условие баланса выполняется, то модель задачи будет замкнутой, если нет – то модель является открытой. Далее будем полагать, что имеем замкнутую модель. Известные особенности рассмотренной модели позволяют воспользоваться специальным методом решения транспортной задачи, содержащим два этапа: получение опорного плана, получение оптимального решения [3].

Опорный план нами предлагается получать методом минимального элемента, а оптимальный план – методом узловых потенциалов [3]. Для решения этих задач разработано соответствующее алгоритмическое и программное обеспечение, приводятся примеры расчета для предприятий Переславского административного округа.

Таким образом, пассивное (централизованное) и активное (децентрализованное) распределения не противоречат друг другу, а являются двумя последовательными этапами решения задачи оптимального распределения квот на загрязнения в регионе и на отдельных предприятиях. Такой подход позволяет каждому предприятию более правильно распорядиться своими средствами при соблюдении ограничений в целом по региону.

2. Бурков В. Н., Новиков Д. А. Теория активных систем. М.: СИНТЕГ, 1999.
3. Монахов В. М. и др. Методы оптимизации. М.: Просвещение, 1978.

КОНТРОЛЬ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Нургалiev Р. К., Флакc Д. Б., Панченко О. В.

Казанский государственный технологический университет

Проблема охраны окружающей среды от негативного воздействия на нее техногенной деятельности требует более новых и прогрессивных методов, включающих элементы прогнозирования ожидаемых изменений. Для последних важным является точность оцениваемых параметров, в противном случае прогноз не дает ожидаемого эффекта, а это приводит как к экологическому, так и экономическому ущербу (в отдельных случаях, значительному).

Существенное влияние на экологическую обстановку в крупных городах оказывают водные объекты. Большое количество сточных вод не может не сказаться на здоровье населения. Единственным решением данной проблемы является контроль качества воды непосредственно в водоемах и определение источника негативного воздействия.

Нами разработана автономно функционирующая система, позволяющая оперативно осуществлять сбор экологической информации по качеству воды в реках и позволяющая на основе этой информации принимать меры, направленные на предотвращение негативного воздействия загрязнения источников антропогенного воздействия на окружающую среду, в ранние сроки определять аварийные ситуации и предотвращать катастрофы.

Основным параметром качества воды является водородный показатель (рН). Величина концентрации ионов водорода имеет большое значение для химических и биологических процессов, происходящих в природных водах. От величины рН зависит развитие и жизнедеятельность водных растений, устойчивость различных форм миграции элементов, агрессивное действие воды на металлы и бетон. Величина рН воды также влияет на процессы превращения различных форм биогенных элементов, изменяет токсичность загрязняющих веществ.

Вторым по значимости параметром, определяющим качество воды, является электропроводность. Электрическая проводимость природной воды зависит в основном от концентрации растворенных в воде минеральных солей и температуры. Так, присутствие в воде в больших количествах ионов таких как, например Fe^{3+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , NO_3^- , HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^-$, показывает активный выброс производственных или хозяйственно-бытовых сточных вод.

Рассматриваемая система мониторинга обеспечивает периодический контроль рН и электропроводности воды. Кроме того, в силу модульной структуры системы и возможности удаленного доступа к ней по локальной сети, система допускает значительное расширение списка контролируемых параметров. В состав системы мониторинга входят персональный компьютер, программное обеспечение, базирующееся на SCADA-системе LabView компании National Instruments, сенсоры, сетевое оборудование.

ОСОБЕННОСТИ АНАЛИЗА И ОЦЕНКИ ТЕХНОГЕННОГО РИСКА ХИМИЧЕСКИХ ОБЪЕКТОВ РАЗЛИЧНОЙ ПРИРОДЫ

Егоров А. Ф., Савицкая Т. В., Филиппова Г. В.

Российский химико-технологический университет им. Д. И. Менделеева

Химические предприятия являются одними из наиболее опасных промышленных источников аварий. На их территориях расположено множество технологических линий (цехов), большое количество хранилищ с газообразными и жидкими опасными химическими веществами (ОХВ) и технологических трубопроводов для транспортировки ОХВ.

Нами проведен системный анализ химических производств как источников опасности и техногенного риска для человека и окружающей среды. Предложены классификация рисков, методов анализа отказов и рисков и оценки последствий чрезвычайных ситуаций. Выявлено, что большинство методик анализа и оценки производственных опасностей и риска носят качественный характер. Количественные методы оценки основываются на знаниях экспертов и не всегда являются точными. Проведено обобщение подходов к анализу и оценке риска химических производств. Выявлено их отличие для периодических и непрерывных, проектируемых и действующих производств, объектов постоянного функционирования и для хранения и транспортировки опасных химических веществ.

Нами предложен общий подход и модель оценки риска. Проведен анализ и оценка риска ряда производств химической и смежных отраслей промышленности.

В результате анализа и оценки риска установки каталитического крекинга Московского нефтеперерабатывающего завода выявлено, что к возникновению и развитию аварийных ситуаций приводят отказы технологического оборудования и систем управления. Аварийные ситуации могут развиваться по-разному и приводить к таким факторам риска, как разлив нефтепродуктов, образование взрывоопасного облака, пожар, взрыв. Эти факторы или их совокупность могут приводить к трем видам риска: экономическому, экологическому и социальному. Полученные значения рисков являются неприемлемыми и составляют 10^{-3} для экологического и 10^{-5} для социального видов риска.

Анализ технологического оборудования промышленных производств с ОХВ показал, что аварийные ситуации могут быть вызваны: коррозией оборудования; нарушением режима эксплуатации технологической линии; аварией на соседнем

объекте; отказами предохранительных клапанов, вентилей; внешними причинами. Каждая ситуация может привести к нескольким факторам риска.

Выделены шесть типовых сценариев развития аварии: полное или частичное разрушение емкости с газообразным или сжиженным ОХВ; частичная или полная разгерметизация трубопровода с газообразным или сжиженным ОХВ. Факторами риска являются: образование взрывоопасной среды в емкости, выброс газа из емкости, взрыв, пожар, загазованность территории, разлив сжиженного ОХВ, испарение жидкости из пролива, образование волн давления.

Для каждой аварийной ситуации определены вероятности возникновения рисков. Получено, что наиболее опасными являются сценарии, связанные с разгерметизацией трубопроводов, для которых значения экологического риска $1,2 \cdot 10^{-6} - 1,6 \cdot 10^{-6}$. Наименьшую опасность представляет сценарий мгновенного разрушения емкости с ОХВ, значения рисков которого $10^{-12} - 10^{-14}$.

ИДЕНТИФИКАЦИЯ АВАРИЙНЫХ ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОЗДУХА МЕТОДОМ ДИФФЕРЕНЦИРОВАНИЯ ФУНКЦИИ ОШИБКИ

Дударов С. П., Савицкая Т. В., Егоров А. Ф.

Российский химико-технологический университет им. Д. И. Менделеева

Аварийные источники загрязнения атмосферного воздуха классифицируются по времени действия на мгновенные источники и источники продолжительного времени действия. Ранее нами предложены методы идентификации мгновенных аварийных выбросов [1].

Для идентификации аварийных источников продолжительного времени действия можно воспользоваться функцией (критерием) минимизации суммы квадратов отклонений расчетного значения концентрации ($C_{j,i}^p$) от фиксируемого на станции контроля (C_j^a), с учетом вклада фоновой концентрации в последнее для каждого возможного i -го источника загрязнения ($i = \overline{1, I}$)

$$R_i = \sum_{j=1}^{N_{\text{СК}}} (C_j^a - C_{j,i}^p)^2, \quad (1)$$

где $N_{\text{СК}}$ – число станций контроля, на которых были произведены замеры концентрации; j – номер станции контроля; I – число рассматриваемых источников.

Расчетная концентрация на j -й станции контроля при аварии на i -ом возможном источнике складывается из фоновой составляющей (C_j^ϕ) и вклада аварийного выброса ($C_{j,i}^a$): $C_{j,i}^p = C_j^\phi + C_{j,i}^a$.

Вклад аварийного выброса рассчитывается из следующего соотношения [2]

$$C_{j,i}^a = q_i G_{j,i}(x_j, y_j, z_j),$$

где q_i – производительность источника загрязнения; $G_{j,i}(x_j, y_j, z_j)$ – фактор метеорологического разбавления (функция Грина) в точке с координатами j -й станции контроля для i -го возможного точечного или протяженного источника продолжительного времени действия.

Окончательный вид критерия минимизации для i -го возможного источника загрязнения будет следующим

$$R_i = \sum_{j=1}^{N_{\text{СК}}} (C_j^a - C_j^\phi - q_i G_{j,i}(x_j, y_j, z_j))^2, \quad (2)$$

причем производительность является неизвестной величиной, так как не известны характер и масштабы повреждений оборудования.

Дифференцируя функцию $R_i(q_i)$ и приравнявая нулю получаемое значение, можно найти производительность i -го возможного источника, причем для каждого из источников это значение будет разным:

$$\frac{dR_i}{dq_i} = 2 \sum_{j=1}^{N_{\text{СК}}} (C_j^a - C_j^\phi - q_i G_{j,i}(x_j, y_j, z_j)) (-1) G_{j,i}(x_j, y_j, z_j) = 0;$$

$$q_i = \left(\sum_{j=1}^{N_{\text{СК}}} C_j^a - \sum_{j=1}^{N_{\text{СК}}} C_j^\phi \right) / \sum_{j=1}^{N_{\text{СК}}} G_{j,i}(x_j, y_j, z_j).$$

Подставляя найденные q_i в (2) и решая полученное выражение относительно R_i , получим вектор значений критерия виновности источников, наименьшее из которых укажет на наиболее вероятный источник выброса.

Неизвестной величиной, необходимой для расчета фактора метеорологического разбавления источника продолжительного времени действия, является его фактическое время действия. Нами предложен способ оценки времени действия источника, исходя из данных о скорости ветра, взаимного расположения источника загрязнения и станции контроля и периода измерений на станции контроля.

Для идентификации источников загрязнения воздушного бассейна продолжительного времени действия необходимо иметь два или более замера с разных станций контроля.

К недостаткам данного метода можно отнести то, что он работает только для емкостных источников, так как координаты аварийного выброса из трубопровода не могут быть известны и, следовательно, не могут быть заданы в качестве исходных данных при расчете фактора метеорологического разбавления.

Получена математическая формализация задачи идентификации для случая одновременного аварийного выброса из двух или более близко расположенных емкостных источников.

Источники продолжительного времени действия могут быть двух типов: точечные и пространственно протяженные. Для каждого из них фактор метеорологического разбавления рассчитывается по-своему [2]. В связи с этим предлагается рассчитывать два значения критерия: R^1 и R^2 – одно для точечного источника, другое для протяженного. При этом меняется только значение функции Грина для комбинации источник – станция контроля, входящей в соотношение (2).

С использованием представленного метода нами оценены значения критерия R_i с целью идентификации виновника аварийного загрязнения атмосферы из группы, составленной из 12 потенциальных источников загрязнения, находящихся на территории Новомосковской акционерной компании "Азот". Истинный виновник загрязнения был идентифицирован однозначно, причем рассчитанное для него значение критерия было на три порядка меньше аналогичных значений, полученных для ближайших к нему источников.

В зависимости от точности вычисления концентрации, стабильности метеорологических характеристик и ряда других условий результатом идентификации могут быть несколько различных источников, являющихся наиболее вероятными виновниками аварийного загрязнения атмосферы. Однако, очевидно, что представленный метод идентификации дает максимально приближенный к действительности результат.

1. Дударов С. П., Савицкая Т. В. Методы идентификации промышленных источников аварийных выбросов... // Сб. тр. МНК ММТТ-14. Т. 1. Смоленск: СФМЭИ, 2001.
2. Методика оценки последствий химических аварий (методика ТОКСИ). НТЦ "Промышленная безопасность", 1996.

КОМПЬЮТЕРНАЯ СИСТЕМА ПОДДЕРЖКИ ПРИНЯТИЯ РЕШЕНИЙ ДЛЯ УПРАВЛЕНИЯ КАЧЕСТВОМ АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА

Егоров А. Ф., Савицкая Т. В., Дударов С. П.

Российский химико-технологический университет им. Д. И. Менделеева

Задача принятия решений по управлению качеством атмосферного воздуха является одной из важнейших для обеспечения экологической безопасности воздушной среды территорий, непосредственно прилегающих к производственным площадкам крупных промышленных предприятий. Ухудшение качества воздушной среды может быть вызвано как источниками постоянного действия, так и аварийными (залповыми) выбросами. Для контроля, прогнозирования и управления качеством атмосферного воздуха нами предложено создание интегрированных автоматизированных систем контроля и управления (ИАСУ) качеством атмосферного воздуха [1].

Система поддержки принятия решений (СППР) является функциональной составляющей ИАСУ качеством атмосферного воздуха. СППР предназначена для долгосрочного хранения и оперативного использования информации, моделей, методов, алгоритмов, прикладного программного обеспечения для принятия решений по управлению качеством атмосферного воздуха на территориях прилегающих к химическим предприятиям. Нами предложена функциональная структура СППР ИАСУ качеством атмосферного воздуха, состоящая из двух подсистем: информационно-моделирующей и управляющей. Информационно-моделирующая подсистема состоит из базы данных вычислительного эксперимента (БДВЭ), блока анализа и сравнения результатов (БАСР), блока анализа опасности источников выбросов загрязняющих веществ, моделирующего блока, включающего модели, методы и алгоритмы принятия решений по управлению источниками загрязнения воздушной среды в зависимости от их типа (постоянно действующий или аварийный). Управляющая подсистема включает экспертные системы по управлению источниками технологических выбросов и по локализации и ликвидации последствий аварийных выбросов. Информация поступает в информационно-моделирующую подсистему из подсистемы сбора и хранения данных и подсистемы прогнозирования ИАСУ. Информация из подсистемы прогнозирования формирует БД ВЭ по результатам долгосрочного прогноза концентраций загрязняющих веществ, полученных на основе обработки информации из технологических регламентов.

Результаты долгосрочного прогнозирования включают значения максимальных концентраций загрязняющих веществ от типовых источников загрязнения атмосферного воздуха; расстояний, на которых

образуются эти концентрации; опасных скоростей ветра; интервалов расстояний, соответствующих диапазонам превышения предельно допустимых концентраций по загрязняющему веществу; валовых выбросов, соответствующих диапазонам превышения концентрации загрязняющего вещества.

На основе обработки информации по выборкам замеров концентраций загрязняющих веществ, полученных на станциях контроля при различных совокупностях метеоусловий формируются БДВЭ по результатам оперативного прогнозирования. Оперативная информация из подсистемы сбора и хранения данных ИАСУ поступает в БАСР и сравнивается с имеющимися результатами в базе данных ВЭ. Результаты оперативного прогнозирования включают прогнозируемые значения концентраций, загрязняющих на заданный интервал времени при определенной совокупности метеоусловий или

последующий момент времени. В СППР предусмотрен выбор одной или нескольких моделей оперативного прогнозирования.

СППР функционирует в интерактивном режиме. Если прогнозируемое значение концентрации загрязняющего вещества не представляет опасности, процедура анализа по данному загрязняющему веществу заканчивается, и СППР функционирует в режиме "ожидания" новых запросов пользователей по результатам долгосрочного или оперативного прогнозирования. При опасных значениях концентраций загрязняющих веществ происходит выбор правил принятия решений для идентификации источников, и в зависимости от типа источника выбираются модели и алгоритмы принятия решений, на основании которых осуществляются соответствующие управляющие воздействия. Результаты передаются в управляющую подсистему.

Управляющая подсистема содержит экспертные системы для принятия решений на различных уровнях управления, которые включают интегрированные распределенные базы данных ИАСУ качеством атмосферного воздуха: по источникам загрязнения атмосферного воздуха и станциям контроля выбросов опасных химических веществ в атмосферу; по возможным ущербам от загрязнения атмосферного воздуха постоянно действующими и источниками аварийного выброса и нормативам плат за загрязнение атмосферного воздуха сверх лимитов и др.

По функциональному назначению в управляющей подсистеме СППР ИАСУ качеством атмосферного воздуха выделены следующие экспертные системы: по управлению источниками технологических выбросов (цехов, установок) путем снижения нагрузок, внедрения новых методов (аппаратов) газоочистки, проведения планово-предупредительных ремонтов; по локализации и ликвидации последствий аварийных выбросов при проведении технологических мероприятий; по организационно-штатным мероприятиям для организации действий по управлению химическим производством в условиях чрезвычайных ситуаций и на других уровнях управления (районном, городском и т.п.) в зависимости от масштаба аварийного выброса.

Предложенный подход к созданию ИАСУ качеством атмосферного воздуха находится в стадии программно-алгоритмической реализации. Разработана и реализована в архитектуре клиент-сервер структура БД по результатам вычислительных экспериментов информационно-моделирующего блока СППР. С использованием разработанного программного комплекса СППР ИАСУ качеством атмосферного воздуха проведен анализ источников выбросов постоянного действия цехов Новомосковской акционерной компании "Азот".

1. Егоров А. Ф. и др. Современное состояние проблемы контроля, прогнозирования и управления качеством атмосферного воздуха. Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. Вып. 12. М., 2000.

МОДЕЛИРОВАНИЕ СХЕМ ОЧИСТКИ: ТЕРМОДИНАМИЧЕСКИЙ ПОДХОД

СТАТЮХА Г. А., КВИТКА А. А., ШАХНОВСКИЙ А. М., ДЖИГИРЕЙ И. Н.

НАЦИОНАЛЬНЫЙ ТЕХНИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ "КПИ", Г. КИЕВ

Серьезного внимания требует сегодня проблема промышленных сточных вод. Для ряда производств характерны значительные объемы образования сточных вод, при этом высокая стоимость очистных сооружений приводит зачастую к сбросу стоков в природу без надлежащего обезвреживания. Комплекс мер по интенсификации и удешевлению очистки сточных вод включает не только внедрение новых методов очистки, но и оптимальное проектирование схем очистки сточных вод с целью наиболее полного использования возможностей существующего оборудования.

В работе рассмотрены задачи расчета и проектирования распределенных схем очистки сточных вод, использующие метод так называемого Пинч-анализа [1]. Подробнее применение данного метода при проектировании схем очистки сточных вод ранее было описано в [2]. Отметим, что в данной работе процессы очистки (ПО) моделируются путем построения сложной кривой материального баланса и линии очистки. Каждое загрязняющее вещество, имеющееся в сточных водах, рассматривается в отдельности. Результатом является построение оптимальных схем очистки сточных вод по каждому из загрязняющих веществ.

Сточные воды в производстве содержат, как правило, несколько загрязняющих веществ, концентрацию каждого из них необходимо снизить до соответствующего предельно допустимого значения. Объединение оптимальных схем очистки сточных вод, полученных для каждого из загрязняющих веществ, в итоговую схему вызывает сложности, поскольку последняя должна включать особенности ранее полученных схем.

Для получения итоговой схемы может быть применен каскадный (комбинаторный) подход, когда общая схема ищется путем перебора всех возможных последовательностей процессов очистки, до получения оптимальной (соответствует минимальному расходу очищаемых потоков). Такой путь отличается чрезвычайно высокой трудоемкостью. Менее трудоемок структурный подход (метод структурных параметров). В этом случае строится обобщенная структура, включающая все возможные варианты последовательностей процессов очистки. Построение итоговой схемы очистки сточных вод сводится в этом случае к оптимизации исходной структуры путем решения задачи частично-целочисленного нелинейного программирования (НЛП). Структурный подход также обладает рядом недостатков. Ибо существующие методы решения задач НЛП не гарантируют достижения глобального оптимума. Иной путь решения поставленной задачи – термодинамический подход, предложен в [3]. В основу данной методики положено нахождение минимальных изменений характеристик потоков сточных вод, проходящих очистку. Количественная мера изменения характеристик потоков выражается потерями эксергии при смешении. Потери эксергии в потоках определяются по уравнениям:

$$\Delta Ex = -RT_0 \sum_{i=1}^n \frac{m_i}{M_i} \ln \frac{\sum_j m_j M_j}{m_i M_i}; \quad \% \Delta Ex = \frac{\Delta Ex}{Ex_{in}} 100\%, \quad \Delta Ex = Ex_{out} - Ex_{in},$$

где $M_{(i)}$ – молярная масса i -го загрязняющего вещества; $m_{(i)}$ – массовая нагрузка удаляемого i -го загрязняющего вещества; n – количество потоков сточных вод; Ex_{in} , Ex_{out} – относительные потери эксергии до и после смешения.

Для каждого из загрязняющих веществ в полученных схемах определяются потери эксергии. Схема, для которой потери эксергии минимальны, будет основой для размещения первого процесса очистки. После этого производится перерасчет

оставшихся схем и определение схемы с наименьшими изменениями характеристик потоков, из которой определяется процесс очистки второй в последовательности и т.д., пока не будет построена общая схема очистки.

Нами рассмотрен вариант расчета распределенной схемы очистки нефтеперерабатывающего завода (НПЗ). В рассматривались процессы разделения (ПО_I), фильтрации (ПО_{II}) и сепарации (ПО_{III}). ПО_I только H₂S, ПО_{II} – для всех загрязняющих нефтепродуктов и суспензии. На первой стадии загрязняющего вещества (H₂S, нефтепродукты, сложная кривая материального баланса, построены схемы очистки. Расчет линий очистки считаны линии очистки и производился с конца, т.е. в следования процессов рассчитанных с помощью нагрузки в процессах с 1 представлена

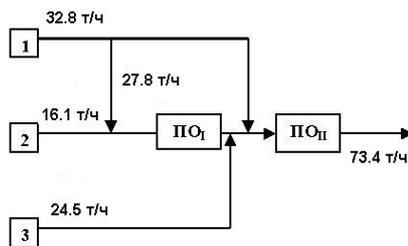


Рис. 1. Предварительный вариант схемы очистки от H₂S:
1, 2, 3 – номера потоков;
ПО_{III} не используется

Аналогично получены две практически равноценные предварительные схемы для очистки сточных вод от нефтепродуктов: ПО_{II} – ПО_{III} (разность расходов в процессах очистки составила 1%). Исходя из технологических соображений, остановились на схеме ПО_{III} – ПО_{II}. Схема очистки от суспензии включает лишь ПО_{II}, поскольку коэффициент удаления в данном случае настолько высок, что применение ПО_{III} не требуется.

Итоговая схема (рис. 2) построена с помощью термодинамического подхода. При этом рассчитаны потери эксергии при смешении для определения процесса очистки, который в итоговой схеме будет последним. Потери эксергии рассчитывались по приведенным выше формулам для ПО_I в схеме очистки от H₂S, для ПО_{III} в схеме очистки от нефтепродуктов и для ПО_{II} в схеме очистки от суспензии. Наименьшие потери эксергии отвечают схеме очистки сточной воды от суспензии ПО_{II}, следовательно, в итоговой схеме ПО_{II} будет последним. Были пересчитаны схемы для H₂S и нефтепродуктов в прямом порядке следования процессов очистки. Во вновь полученных схемах вновь были рассчитаны потери эксергии при смешении потоков. Наименьшие потери эксергии отвечают схеме очистки сточной воды от H₂S при помощи ПО_I. Следовательно, в итоговой схеме ПО_I будет первым. Выполняется пересчет схемы очистки от нефтепродуктов.

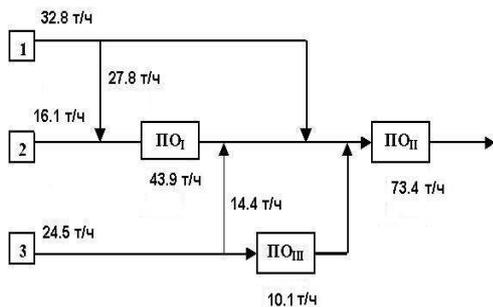


Рис. 2. Итоговая схема очистки потоков сточных вод НПЗ

Полученные значения концентраций загрязняющих веществ на выходе из системы очистки (рис. 2) удовлетворяют нормам ПДК. Как видно из рис. 2, благодаря перераспределению потоков, итоговая распределенная схема очистки сточных вод позволяет снизить нагрузку на ПО_I на 40 %, а на ПО_{III} – на 86 % по сравнению с централизованной схемой очистки.

Следует отметить, что применение описанного подхода не всегда оказывается достаточно эффективным. Опыт показывает, что использование метода Пинч-анализа и термодинамического подхода дает хорошие результаты в случае наличия в системе нескольких различных потоков сточных вод, нескольких видов загрязнений в потоках, при возможности варьирования используемых процессов очистки.

1. Wang Y. P., Smith R. Design of distributed effluent treatment systems // Chem. Eng. Sci. 1994. V. 49. No. 18.

2. Статюха Г. А. и др. Моделирование схем очистки сточных вод предприятий

на основе метода Pinch-анализа // Сб. тр. МНХ ММТТ-14. Т. 1. Смоленск: СФМЭИ, 2001.

3. Kuo W. J., Smith R. Effluent treatment system design. Chem. Eng. Sci. 1997. V. 52, 23.

ЗАМКНУТАЯ СИСТЕМА ЭКОНОМИЧЕСКОГО СТИМУЛИРОВАНИЯ ПРИРОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ

АГОФОНОВ А. Г., ФАМ ТХАНЬ ХАЙ, ДОРОХОВ И. Н., МЕНЬШИКОВ В. В.
РОССИЙСКИЙ ХИМИКО-ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ ИМ. Д. И. МЕНДЕЛЕЕВА

В ЭКОНОМИКЕ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ МОЖНО ВЫДЕЛИТЬ ТРИ ТИПА ЭКОНОМИЧЕСКИХ МЕХАНИЗМОВ РЕАЛИЗАЦИИ ПРИРОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ (ПОМ): 1) ОГРАНИЧИВАЮЩИЙ ИЛИ "ДОГОНЯЮЩИЙ" МЕХАНИЗМ, НАИБОЛЕЕ МЯГКИЙ. ЭТОТ ТИП ЭКОНОМИЧЕСКОГО МЕХАНИЗМА НАПРАВЛЕН НЕ НА ПРЕДОТВРАЩЕНИЕ, А НА ЛИКВИДАЦИЮ НЕГАТИВНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПОСЛЕДСТВИЙ. 2) ЖЕСТКИЙ, "ПОДАВЛЯЮЩИЙ" МЕХАНИЗМ. ПУТЕМ ЖЕСТКОЙ НАЛОГОВОЙ, ШТРАФНОЙ, КРЕДИТНОЙ ПОЛИТИКИ ПОДАВЛЯЮТСЯ ПРИРОДОЕМКИЕ ОТРАСЛИ. 3) СТИМУЛИРУЮЩИЙ МЕХАНИЗМ, СПОСОБСТВУЮЩИЙ РАЗВИТИЮ ЭКОЛОГО-СОВМЕСТИМЫХ ПРОИЗВОДСТВ НА ОСНОВЕ НОВЫХ РЕСУРСОБЕРЕГАЮЩИХ ТЕХНОЛОГИЙ. ТРЕТЬЕ ИЗ ПЕРЕЧИСЛЕННЫХ НАПРАВЛЕНИЙ В ТРАКТОВКЕ ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ КОНЦЕНТРИРУЕТ В СЕБЕ ТАКИЕ ФАКТОРЫ, КАК МАКСИМАЛЬНО ПОЛНЫЙ УЧЕТ ВСЕХ ОТРИЦАТЕЛЬНЫХ ПОСЛЕДСТВИЙ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ; НЕОБХОДИМОСТЬ СБАЛАНСИРОВАННОГО И УСТОЙЧИВОГО СОВМЕСТНОГО РАЗВИТИЯ ОБЩЕСТВА И ПРИРОДЫ; ПОДЧИНЕНИЕ ЭКОНОМИКИ ПРОИЗВОДСТВА

ОГРАНИЧЕНИЮ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ИМПЕРАТИВА; ПЕРЕНОС ЦЕНТРА ТЯЖЕСТИ В ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ЗАТРАТАХ С ИЗДЕРЖЕК ПО ЛИКВИДАЦИИ И КОМПЕНСАЦИИ ДОПУЩЕННЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ НАРУШЕНИЙ НА ПРЕДУПРЕЖДАЮЩИЕ ЗАТРАТЫ. СХЕМЫ ЭКОНОМИЧЕСКОГО СТИМУЛИРОВАНИЯ, В КОТОРЫХ ПЛАТА ИДЕТ НА КОМПЕНСАЦИЮ ЧАСТИ ЗАТРАТ ПРИРОДООХРАННОГО НАЗНАЧЕНИЯ, ПО ХАРАКТЕРУ ДВИЖЕНИЯ ФИНАНСОВЫХ ПОТОКОВ МОЖНО НАЗВАТЬ ЗАМКНУТЫМИ СИСТЕМАМИ ЭКОНОМИЧЕСКОГО СТИМУЛИРОВАНИЯ (ЗСЭС). ОСНОВНЫМИ НЕОБХОДИМЫМИ ПРЕДПОСЫЛКАМИ ДЛЯ ЭФФЕКТИВНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ СТИМУЛИРУЮЩЕГО ФАКТОРА ЗСЭС ЯВЛЯЮТСЯ ДЕЦЕНТРАЛИЗОВАННЫЙ ХАРАКТЕР ПРИНЯТИЯ РЕШЕНИЙ О ТОМ, КАК И НА СКОЛЬКО СОКРАТИТЬ СБРОС (ВЫБРОС), И АЛЬТЕРНАТИВНОСТЬ ТАКИХ РЕШЕНИЙ. ЧЕМ ШИРЕ ПОЛЕ ВЫБОРА ПУТЕЙ СНИЖЕНИЯ СБРОСА (ВЫБРОСА) У ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ, ТЕМ БОЛЕЕ ЭФФЕКТИВНЫМ БУДЕТ ОПТИМАЛЬНОЕ В ЦЕЛОМ РЕШЕНИЕ ПО ДОСТИЖЕНИЮ ПОСТАВЛЕННЫХ ПРИРОДООХРАННЫХ ЦЕЛЕЙ. ПОСЛЕДОВАТЕЛЬНОСТЬ РАСЧЕТОВ ПРИРОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ ДЛЯ СЛУЧАЯ СБРОСОВ ИСТОЧНИКАМИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ МОЖЕТ БЫТЬ СЛЕДУЮЩАЯ. НА ОСНОВЕ АНАЛИЗА СВЯЗИ "ЗАТРАТЫ – ЭФФЕКТ" ОЦЕНИВАЕТСЯ КОНЕЧНАЯ ЦЕЛЬ (ПРОГРАММА-МАКСИМУМ), КОТОРАЯ В ПРОСТЕЙШЕМ СЛУЧАЕ МОЖЕТ ХАРАКТЕРИЗОВАТЬСЯ ВЕКТОРОМ ПОКАЗАТЕЛЕЙ

МИНИМАЛЬНОГО СУММАРНОГО СБРОСА ОТ ВСЕХ n ИСТОЧНИКОВ $M = \sum_i^n m_i$. ОДНОВРЕМЕННО ДОЛЖНА

РАССЧИТЫВАТЬСЯ ПРОГРАММА-МИНИМУМ, ВКЛЮЧАЮЩАЯ МИНИМАЛЬНЫЙ ПЕРЕЧЕНЬ ПЕРВООЧЕРЕДНЫХ ПОМ ПО СНИЖЕНИЮ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СРЕДЫ M_0 И ПРИВОДЯЩАЯ К РЕЗУЛЬТАТУ $M_0 > M$. ПОКАЗАТЕЛИ ЭКОНОМИЧЕСКОГО СТИМУЛИРОВАНИЯ РАССЧИТЫВАЮТСЯ ТАК, ЧТОБЫ ИСТОЧНИКАМ ЗАГРЯЗНЕНИЯ БЫЛО ВЫГОДНО СНИЗИТЬ СВОЙ СУММАРНЫЙ СБРОС ДО УРОВНЯ M . ВЕЛИЧИНЫ ВРЕМЕННО СОГЛАСОВАННЫХ СБРОСОВ (ВСС) $[M_i]$ ДОЛЖНЫ ОСТАВЛЯТЬ ОПРЕДЕЛЕННУЮ СТЕПЕНЬ СВОБОДЫ В ДОСТИЖЕНИИ ЭТОЙ ЦЕЛИ, ПРИ ЭТОМ ГАРАНТИРОВАТЬ РЕАЛИЗАЦИЮ ПРОГРАММЫ-МИНИМУМ, Т.Е. $M_0 \geq \sum m_i > M$. ОБЕСПЕЧЕНИЕ ВЫПОЛНЕНИЯ ЭТИХ ВСС ДОЛЖНО ОСУЩЕСТВЛЯТЬСЯ ЖЕСТКИМИ АДМИНИСТРАТИВНЫМИ ИЛИ ЭКОНОМИЧЕСКИМИ САНКЦИЯМИ, КОТОРЫЕ, В ЧАСТНОСТИ, МОГУТ ПРЕДПОЛАГАТЬ И ПЛАТУ ЗА СВЕРХНОРМАТИВНЫЙ СБРОС ПО ШТРАФНОМУ ТАРИФУ. ПРИ РАЗРАБОТКЕ ЭКОНОМИЧЕСКИХ РЫЧАГОВ В УПРАВЛЕНИИ ПРИРОДООХРАННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТЬЮ СЛЕДУЕТ, С ОДНОЙ СТОРОНЫ, ИЗБЕГАТЬ ВСЕГО, ЧТО НЕ ОПРАВДАНО СУЖАЕТ СВОБОДУ ВЫБОРА В ПРИНЯТИИ РЕШЕНИЙ ПРЕДПРИЯТИЯМИ – ИСТОЧНИКАМИ СБРОСОВ, А С ДРУГОЙ – МАКСИМАЛЬНО РЕГЛАМЕНТИРОВАТЬ ПОРЯДОК РАСЧЕТА ЭКОНОМИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ИСТОЧНИКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ, ЧТОБЫ ИЗБЕЖАТЬ НЕОДНОЗНАЧНОСТИ ИЛИ СУБЪЕКТИВИЗМА В ТАКИХ РАСЧЕТАХ. ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ОБОСНОВАННЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЭКОНОМИЧЕСКОГО СТИМУЛИРОВАНИЯ ПОМ НЕОБХОДИМЫ НАДЕЖНАЯ ИНФОРМАЦИОННАЯ БАЗА И ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МЕТОДОВ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ.

МОДЕЛИРОВАНИЕ И ОПТИМИЗАЦИЯ РАЗВИТИЯ МНОГООТРАСЛЕВОЙ ЭКОНОМИКИ С УЧЕТОМ ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ

АГОФОНОВ А. Г., ФАМ ТХАНЬ ХАЙ, ДОРОХОВ И. Н., САФОНОВ П. И.
РОССИЙСКИЙ ХИМИКО-ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ ИМ. Д. И. МЕНДЕЛЕЕВА

ЗАДАЧЕЙ ИССЛЕДОВАНИЯ ЯВЛЯЕТСЯ ПОСТРОЕНИЕ КОМПЛЕКСА ЭКОНОМИЧЕСКИХ И ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКИХ МОДЕЛЕЙ МНОГООТРАСЛЕВОЙ ЭКОНОМИКИ И СОЗДАНИЕ НА ИХ ОСНОВЕ КОМПЬЮТЕРНОЙ СИСТЕМЫ, ПОЗВОЛЯЮЩЕЙ ПРОВОДИТЬ ИМИТАЦИОННОЕ ЧИСЛЕННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ, ИНФОРМАЦИОННОЕ НАПОЛНЕНИЕ, ИДЕНТИФИКАЦИЮ, ПРОГНОЗИРОВАНИЕ И СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ВОЗМОЖНЫХ СТРАТЕГИЙ ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОГО РАЗВИТИЯ КРУПНОГО РЕГИОНА С УЧЕТОМ ФАКТОРОВ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКОГО ПРОГРЕССА И ИСПОЛНЕНИЯ ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ. МЕТОД ИССЛЕДОВАНИЯ БАЗИРУЕТСЯ НА МАТЕМАТИЧЕСКОМ АППАРАТЕ СИСТЕМНОГО АНАЛИЗА И ИССЛЕДОВАНИЯ ОПЕРАЦИЙ. В ОСНОВЕ ОПИСАНИЯ ЛЕЖИТ БАЗОВАЯ МОДЕЛЬ ДИНАМИЧЕСКОГО МЕЖОТРАСЛЕВОГО БАЛАНСА, ЯВЛЯЮЩАЯСЯ СОЧЕТАНИЕМ МОДЕЛИ ЛЕОНТЬЕВА "ЗАТРАТЫ – ВЫПУСК" С НЕЛИНЕЙНЫМИ ПРОИЗВОДСТВЕННЫМИ ФУНКЦИЯМИ ОТРАСЛЕЙ. МОДЕЛЬ СОДЕРЖИТ АГРЕГИРОВАННЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ, ХАРАКТЕРИЗУЮЩИЕ ДИНАМИКУ РАЗВИТИЯ ПЯТИ ОТРАСЛЕЙ РЕГИОНА И ЕГО ПРИРОДНОГО КОМПЛЕКСА. ПРИРОДНЫЙ КОМПЛЕКС ПРЕДСТАВЛЕН НАБОРОМ ОБОБЩЕННЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ, ХАРАКТЕРИЗУЮЩИХ СОСТОЯНИЕ ВОДЫ, ВОЗДУХА, ЗЕМЕЛЬНЫХ УГОДИЙ, ЛЕСНЫХ, МИНЕРАЛЬНЫХ И БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ, А ТАКЖЕ ВКЛЮЧАЕТ ДЕМОГРАФИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ. СТРУКТУРА МОДЕЛИ ХАРАКТЕРИЗУЕТСЯ СЛЕДУЮЩИМИ БЛОКАМИ: МЕЖОТРАСЛЕВОГО БАЛАНСА; ДИНАМИКИ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ФОНДОВ ОСНОВНЫХ И РЕСУРСОВОССТАНАВИТЕЛЬНЫХ ОТРАСЛЕЙ; ДИНАМИКИ ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ; ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ФУНКЦИЙ; ДИНАМИКИ СТРУКТУРНЫХ ПАРАМЕТРОВ; ДЕМОГРАФИЧЕСКИЙ БЛОК. С ПОМОЩЬЮ ИМИТАЦИОННОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ ВЫПОЛНЕН АНАЛИЗ СЦЕНАРИЕВ СТАБИЛИЗАЦИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ И УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ РЕГИОНА. ИССЛЕДУЕТСЯ СИТУАЦИЯ СОСТОЯНИЯ МЕЖОТРАСЛЕВОГО БАЛАНСА В УСЛОВИЯХ РЫНОЧНОЙ ЭКОНОМИКИ, А ТАКЖЕ СОВЕРШЕНСТВОВАНИЯ МОДЕЛЕЙ ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОГО РАЗВИТИЯ РЕГИОНА. ДАНА МАТЕМАТИЧЕСКАЯ ПОСТАНОВКА ЗАДАЧИ СИНТЕЗА УПРАВЛЕНИЯ И ОПТИМИЗАЦИИ ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ЭКОНОМИКИ.

НА ОСНОВЕ УСЛОВИЙ ОПТИМАЛЬНОСТИ В. Ф. КРОТОВА ДЛЯ УПРАВЛЯЕМЫХ ПРОЦЕССОВ. ОПИСАН ГЛОБАЛЬНЫЙ МЕТОД ПОСЛЕДОВАТЕЛЬНОГО УЛУЧШЕНИЯ УПРАВЛЕНИЯ И ЕГО ПРИМЕНЕНИЕ К ЗАДАЧЕ ОПТИМАЛЬНОГО ПЛАНИРОВАНИЯ. ДОСТАТОЧНЫЕ УСЛОВИЯ ОПТИМАЛЬНОСТИ РЕАЛИЗУЮТСЯ С ПОМОЩЬЮ ИТЕРАЦИОННОЙ ПРОЦЕДУРЫ, ПОСЛЕДОВАТЕЛЬНО УЛУЧШАЮЩЕЙ (С ТОЧКИ ЗРЕНИЯ

ФУНКЦИОНАЛА КАЧЕСТВА) ФУНКЦИЮ УПРАВЛЕНИЯ ПРИ ПОМОЩИ СПЕЦИАЛЬНОГО ЗАДАНИЯ РАЗРЕШАЮЩЕЙ ФУНКЦИИ ДОСТАТОЧНЫХ УСЛОВИЙ ОПТИМАЛЬНОСТИ. РАССМОТРЕНА ОПТИМИЗАЦИОННАЯ ДИНАМИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ ЭКОНОМИКИ РФ И СФОРМИРОВАНА ИНФОРМАЦИОННАЯ БАЗА ЭТОЙ МОДЕЛИ НА ОСНОВЕ ПЯТИОТРАСЛЕВОЙ КЛАССИФИКАЦИИ. ПРОВЕДЕНО АГРЕГИРОВАНИЕ ИСХОДНОЙ ИНФОРМАЦИИ, ИДЕНТИФИЦИРОВАНЫ ПАРАМЕТРЫ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ФУНКЦИЙ И УПРАВЛЕНИЙ ДВИЖЕНИЯ ФОНДОВ. НА ОСНОВЕ ВЫЧИСЛИТЕЛЬНЫХ ЭКСПЕРИМЕНТОВ ВЫПОЛНЕН СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ РЕШЕНИЙ БОЛЬШЕГО ЧИСЛА ЗАДАЧ, ПОКАЗАВШИЙ АДЕКВАТНОЕ РЕАГИРОВАНИЕ АЛГОРИТМА НА РАЗЛИЧНЫЕ СПОСОБЫ ЗАДАНИЯ УПРАВЛЕНИЙ И ПАРАМЕТРОВ МОДЕЛИ, ЧТО СВИДЕТЕЛЬСТВУЕТ О ДОСТАТОЧНОЙ РОБАСТНОСТИ АЛГОРИТМА И ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ИНТЕРПРЕТИРУЕМОСТИ ПОЛУЧЕННЫХ КВАЗИОПТИМАЛЬНЫХ ТРАЕКТОРИЙ. СОЗДАНЫ И АПРОБИРОВАНЫ ПРОГРАММНЫЕ СРЕДСТВА ОРГАНИЗАЦИИ ЧЕЛОВЕКА-МАШИННОГО ДИАЛОГА В ПРИКЛАДНЫХ ИНТЕРАКТИВНЫХ ЗАДАЧАХ СОВЕРШЕНСТВОВАНИЯ ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКИХ МЕХАНИЗМОВ ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ. СОБРАНА ИНФОРМАЦИЯ, ИДЕНТИФИЦИРОВАНЫ МОДЕЛИ ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОГО РАЗВИТИЯ РОССИИ И ОПТИМИЗАЦИОННАЯ ЭКОНОМИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ РФ. ВЫПОЛНЕН РЯД ПРАКТИЧЕСКИХ РАСЧЕТОВ И ПОСТРОЕНЫ СЦЕНАРИИ РЕГИОНАЛЬНОГО РАЗВИТИЯ, ОТВЕЧАЮЩИЕ РАЗЛИЧНЫМ ЭКОНОМИЧЕСКИМ И ПРИРОДНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИМ ПРИОРИТЕТАМ.

ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОЕ ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ В УСЛОВИЯХ ИСТОЩЕНИЯ ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ

АГОФОНОВ А. Г., ФАМ ТХАНЬ ХАЙ, ДОРОХОВ И. Н., МЕНЬШИКОВ В. В.
РОССИЙСКИЙ ХИМИКО-ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ ИМ. Д. И. МЕНДЕЛЕЕВА

ЦЕЛЬ НАСТОЯЩЕГО СООБЩЕНИЯ – АНАЛИЗ КРИТЕРИЯ УСТОЙЧИВОГО ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОГО РАЗВИТИЯ И ВЫРАБОТКА ПРЕДЛОЖЕНИЙ ПО СОВЕРШЕНСТВОВАНИЮ ЭКОНОМИЧЕСКОГО МЕХАНИЗМА НЕДРОПОЛЬЗОВАНИЯ НА ПРИМЕРЕ РЕГУЛИРОВАНИЯ ЗАПАСОВ НЕФТИ В РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ. ФАКТИЧЕСКОЕ РЕГУЛИРОВАНИЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЗАПАСОВ НЕФТИ В РФ СВИДЕТЕЛЬСТВУЕТ О СТРЕМЛЕНИИ ОРГАНОВ ГОСУДАРСТВЕННОЙ ВЛАСТИ К СУБЭФФЕКТИВНЫМ РЕШЕНИЯМ. ОДНАКО НЕСОВЕРШЕНСТВО ПРИМЕНЯЕМОГО МЕХАНИЗМА НЕДРОПОЛЬЗОВАНИЯ И ВОЗДЕЙСТВИЕ МИРОВОГО РЫНКА СМЕЩАЕТ ТРАЕКТОРИЮ РЫНОЧНОГО РАВНОВЕСИЯ В НЕЭФФЕКТИВНУЮ ОБЛАСТЬ. НА ОСНОВЕ ИДЕЙ БРОКА, МОЛЕРА И ОПШОРА СДЕЛАНА ПОПЫТКА СОЗДАТЬ МОДЕЛЬ ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОГО ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ, ПОЗВОЛЯЮЩУЮ АНАЛИЗИРОВАТЬ ТРАЕКТОРИИ ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОГО РАЗВИТИЯ С ТОЧКИ ЗРЕНИЯ УТИЛИТАРИСТСКОГО КРИТЕРИЯ, И РАССМОТРЕТЬ УСЛОВИЯ УСТОЙЧИВОСТИ ПРИ ТРЕБОВАНИИ КРИТЕРИЯ МАКСИМУМА, ОБЕСПЕЧИВАЮЩЕГО СТАБИЛЬНЫЙ УРОВЕНЬ УДОВЛЕТВОРЕНИЯ ПОТРЕБНОСТЕЙ ОБЩЕСТВА ДЛЯ ВСЕХ ЕГО ПОКОЛЕНИЙ. В ОСНОВЕ МОДЕЛИ ЛЕЖИТ ДОПУЩЕНИЕ О ТОМ, ЧТО ПРОИЗВОДСТВЕННАЯ ФУНКЦИЯ ЗАДАЕТ СООТВЕТСТВИЕ МЕЖДУ ВОВЛЕЧЕНИЕМ В ПРОЦЕСС ПРОИЗВОДСТВА КАПИТАЛА, ВОСПРОИЗВОДИМЫХ И НЕВОСПРОИЗВОДИМЫХ ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ, С ОДНОЙ СТОРОНЫ, И ВЫПУСКОМ НЕКОТОРОГО КОМПОЗИТНОГО ПРОДУКТА – С ДРУГОЙ. ПОД КОМПОЗИТНЫМ ПРОДУКТОМ ПОНИМАЕТСЯ ПРОИЗВЕДЕННАЯ МАТЕРИАЛЬНАЯ СУБСТАНЦИЯ, СПОСОБНАЯ, БЛАГОДАРЯ СВОИМ СВОЙСТВАМ, УЧАСТВОВАТЬ КАК В ПРОЦЕССЕ ПРОИЗВОДСТВА В КАЧЕСТВЕ КАПИТАЛА, ТАК И В КАЧЕСТВЕ ВОСПРОИЗВОДИМОГО ПРИРОДНОГО РЕСУРСА.

ЗАДАЧА ОПТИМИЗАЦИИ ЗАКЛЮЧАЕТСЯ В ВЫБОРЕ СТРАТЕГИИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ВОСПРОИЗВОДИМЫХ И НЕВОСПРОИЗВОДИМЫХ ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ, КОТОРАЯ МАКСИМИЗИРУЕТ ДИНАМИЧЕСКУЮ ФУНКЦИЮ ОБЩЕСТВЕННОГО БЛАГОСОСТОЯНИЯ. АНАЛИЗ МОДЕЛИ ПОКАЗАЛ, ЧТО ТРАЕКТОРИЯ УСТОЙЧИВОГО ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОГО РАЗВИТИЯ ЗАДАЕТСЯ КОМПЛЕКСОМ УСЛОВИЙ, РАСПАДАЮЩИХСЯ НА УСЛОВИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ И СОБСТВЕННО УСЛОВИЕ УСТОЙЧИВОСТИ. УСЛОВИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ ЗАКЛЮЧАЮТСЯ В РАВЕНСТВЕ СТОИМОСТИ ЕДИНИЦЫ НЕВОСПРОИЗВОДИМОГО РЕСУРСА ПРИРОСТУ УРОВНЯ ОБЩЕСТВЕННОГО БЛАГОСОСТОЯНИЯ; ИЗМЕНЕНИИ СТОИМОСТИ ЕДИНИЦЫ ЗАПАСА НЕВОСПРОИЗВОДИМОГО РЕСУРСА С ТЕМПОМ ПРИРОСТА, РАВНЫМ КОЭФФИЦИЕНТУ ДИСКОНТИРОВАНИЯ; СООТВЕТСТВИИ МЕЖДУ ОБЩЕСТВЕННОЙ НОРМОЙ ВРЕМЕННЫХ ПРЕДПОЧТЕНИЙ, ОБЩЕСТВЕННОЙ НОРМОЙ ДОХОДА НА ИНВЕСТИЦИИ И ЭФФЕКТИВНЫМ ПРОЦЕНТОМ, НАЧИСЛЯЕМЫМ НА ЕДИНИЦУ ВОСПРОИЗВОДИМОГО РЕСУРСА. УСЛОВИЕ УСТОЙЧИВОСТИ ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОГО РАЗВИТИЯ ТРЕБУЕТ РЕАЛИЗАЦИИ СТРАТЕГИИ, ОТВЕЧАЮЩЕЙ КРИТЕРИЮ МАКСИМИНА НА МНОЖЕСТВЕ РЕГУЛЯРНЫХ ПРОГРАММ, ГАРАНТИРУЮЩИХ ОДИНАКОВЫЙ ОБЪЕМ УДОВЛЕТВОРЕНИЯ ПОТРЕБНОСТЕЙ ОБЩЕСТВА ВО ВСЕ МОМЕНТЫ ВРЕМЕНИ. ФОРМАЛИЗОВАННОЕ ПРЕДСТАВЛЕНИЕ РЫНОЧНЫХ ВЗАИМОСВЯЗЕЙ ПОЗВОЛИЛО ПРИЙТИ К ВЫВОДУ О ТОМ, ЧТО ЕСЛИ ГОСУДАРСТВО ОБЛАДАЕТ ИСКЛЮЧИТЕЛЬНЫМИ ПРАВАМИ СОБСТВЕННОСТИ НА НЕДРА, ТО РЫНОК ПРАВ ПОЛЬЗОВАНИЯ НЕВОСПРОИЗВОДИМЫМИ ПРИРОДНЫМИ РЕСУРСАМИ МОЖЕТ СООТВЕТСТВОВАТЬ УСТОЙЧИВОМУ ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОМУ РАЗВИТИЮ. ДЛЯ ЭТОГО НЕОБХОДИМО, ЧТОБЫ: ВЕЛИЧИНА РЕНТЫ (ПЛАТЕЖА ЗА ПРАВО ПОЛЬЗОВАНИЯ ЗАПАСАМИ РЕСУРСА) ОПРЕДЕЛЯЛАСЬ И ИЗЫМАЛАСЬ ГОСУДАРСТВОМ, ИСХОДЯ ИЗ ДОЛГОСРОЧНОЙ ОПТИМИЗАЦИИ ВЫГОД ОТ ВЛАДЕНИЯ ЗАПАСАМИ ПРИ УЧЕТЕ СЛОЖИВШЕГОСЯ УРОВНЯ ЭКОНОМИЧЕСКОГО РАЗВИТИЯ, А СРЕДСТВА, ВЫРУЧЕННЫЕ СОБСТВЕННИКОМ ЗА РЕАЛИЗАЦИЮ ПРАВ ПОЛЬЗОВАНИЯ НЕДРАМИ, РЕИНВЕСТИРОВАЛИСЬ В РАЗВИТИЕ ПРОИЗВОДСТВА. ПРЕДЛОЖЕННЫЙ В РАБОТЕ ЭКОНОМИКО-МАТЕМАТИЧЕСКИЙ ИНСТРУМЕНТАРИЙ МОЖЕТ СЛУЖИТЬ МЕТОДИЧЕСКОЙ БАЗОЙ ПРИ ВЫРАБОТКЕ И ОСУЩЕСТВЛЕНИИ ПОЛИТИКИ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ.

АНАЛИТИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ЭКОНОМИЧЕСКОЙ

ЭФФЕКТИВНОСТИ ВНЕДРЕНИЯ ПРИРОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ

Фам Тхань Хай, Дорохов И. Н., Булатов М. А.

Московский государственный университет инженерной экологии

Экономические показатели эффективности природоохранных мероприятий (ПОМ) часто зависят от изменений различных факторов: ставок платы за загрязнение окружающей среды; уровня инфляции; размера налоговых льгот; срока эксплуатации ПОМ и др. Нами разработан метод расчета показателей эффективности ПОМ и на основании этого метода составлен алгоритм и компьютерная программа, позволяющая не только быстро и правильно делать расчет экономической эффективности ПОМ, но и проводить широкие исследования и многовариантные расчеты.

В условиях нестабильной экономики предприятие, внедряющее ПОМ, должно быть уверено в его целесообразности и эффективности. Исследуем зависимость экономического эффекта от уровня инфляции, используя формулу

$$\sum_{t=1}^T \Delta_{\text{год}t} (1 - I/100)^{t_p - t} = 0, \quad (1)$$

где $\Delta_{\text{год}t}$ – годовой экономический эффект от внедрения ПОМ; I – уровень инфляции; T – время жизненного цикла ПОМ.

Данное уравнение решается методом подбора, т.е. неприведенный $\Delta_{\text{год}t}$ известен, t_p – неизменно; задаем разные значения I и проводим расчет $\Delta_{\text{год}t}$ до тех пор, пока не получим значение интегрального эффекта, равное или близкое к нулю. Расчеты проведены для ПОМ на целлюлозно-бумажном комбинате (ЦБК) "БАЙ-ВАНГ" (Вьетнам). Результаты вычислений показывают, что предприятию эффективно внедрять природоохранные мероприятия даже при уровне инфляции в 25,46 % чистой текущей стоимости (ЧТС).

Если на первом этапе расчета получаем отрицательное значение ЧТС, то необходимо уменьшать уровень инфляции I_n , наоборот, при ЧТС > 0 – увеличивать. Подобный итерационный процесс продолжается до тех пор, пока не получим $T_{\text{ок}} = T$ (здесь $T_{\text{ок}}$ – время окупаемости проекта). Далее определяем финансовый профиль ПОМ (проекта) (рис. 1).

Если для расчета $\Delta_{\text{год}t}$ использовать формулу: $\Delta_{\text{год}t} = P_t - U_t - K_t$, где P_t – результат t -го года; U_t – текущие издержки в t -ом году; K_t – единовременные затраты t -го года, то программу можно использовать для расчета показателей финансового профиля проекта при различных I или вариантах P_t , U_t , K_t , а также при различных сроках функционирования объекта.

Анализ зависимостей экономического эффекта от различных факторов могут проводить не только предприятия, внедряющие ПОМ, но и государственные и местные органы управления по охране природы с целью выработки оптимальной управленческой политики природоохранной деятельности. Основным направлением воздействия на производителей является экономическое стимулирование защиты окружающей среды.

Первый вид экономического стимулирования – это стимулирование снижения загрязнения окружающей среды промышленными предприятиями и другими организациями, сбросов в водоемы, выбросов в атмосферу. В этих целях используются платежи или налоги за загрязнение окружающей среды и штрафы за превышение установленных нормативов загрязнения и нарушение нормального режима работы предприятия.

Плата за сверхнормативный выброс является важным инструментом стимулирования предприятий в осуществлении природоохранных мер. Для повышения стимулирующей роли платы за загрязнение она должна быть установлена так, чтобы размер платы за сверхнормативный выброс оказывал ощутимое воздействие на доход предприятий и в то же время был сопоставим с затратами на осуществление этих мероприятий. Выгодность проведения мероприятий по охране окружающей среды будет заключаться в более низких затратах на него, чем плата за выброс с учетом срока окупаемости затрат. На рис. 2 представлены результаты расчета

экономического эффекта по годам эксплуатации природоохранных мероприятий в зависимости от изменения значения штрафного коэффициента $K_{ш}$.

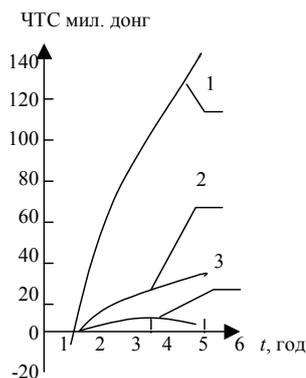


РИС. 1. ЗАВИСИМОСТЬ ЧИСТОЙ ТЕКУЩЕЙ СТОИМОСТИ ОТ УРОВНЯ ИНФЛЯЦИИ:
1 – $I = 0\%$; 2 – $I = 1,0\%$; 3 – $I = 5,0\%$

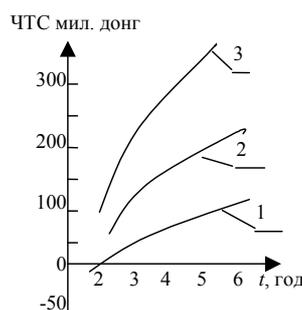


РИС. 2. ЗАВИСИМОСТЬ ЧИСТОЙ ТЕКУЩЕЙ СТОИМОСТИ ОТ ШТРАФНОГО КОЭФФИЦИЕНТА:
1 – $K_{ш} = 5$; 2 – $K_{ш} = 10$; 3 – $K_{ш} = 15$

Из графиков рис. 2 следует, что с ростом $K_{ш}$ увеличивается прибыль предприятия, внедряющего ПОМ, и, наоборот, прибыль предприятия снижалась бы из-за уплаты им платежей за лимитные и сверхлимитные выбросы в случае невнедрения ПОМ. Аналогичная картина получается и с коэффициентом удорожания (только за год значение K_y увеличилось с 2 до 10). Повышение K_y связано с ростом инфляции. Результаты исследования зависимости экономического эффекта от изменения K_y представлены на рис. 3. Чем больше значение K_y , тем больше предприятие будет платить за загрязнение окружающей среды, и тем меньше будет его прибыль.

На рис. 4. показана зависимость величины годового экономического эффекта от налога на прибыль. Видно, что при отмене налога на прибыль предприятие уже в первый год эксплуатации ПОМ получает положительный эффект. В настоящее время действует налоговая льгота $H_n = 30\%$. Государственные и местные органы управления природоохранной деятельности могли бы увеличивать налоговую льготу для конкретных, наиболее значительных ПОМ, эффективность которых не ограничивается рамками отдельного предприятия, а оказывает существенное положительное влияние на экологическую обстановку в регионе.

На рис. 5. представлены результаты экономического эффекта от изменения налоговых льгот. Такие расчеты полезны для отработки хозяйственного механизма природоохранной деятельности. Именно уве-

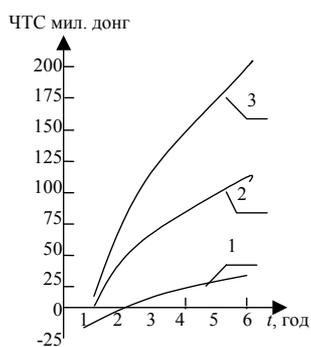


РИС. 3. ЗАВИСИМОСТЬ ЧИСТОЙ ТЕКУЩЕЙ СТОИМОСТИ ОТ КОЭФФИЦИЕНТА УДОРОЖАНИЯ:
1 – $K_y = 5$; 2 – $K_y = 10$; 3 – $K_y = 15$

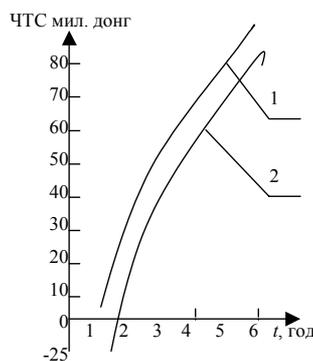


РИС. 4. ЗАВИСИМОСТЬ ЧИСТОЙ ТЕКУЩЕЙ СТОИМОСТИ ОТ НАЛОГА НА ПРИБЫЛЬ:
1 – $H_n = 0\%$; 2 – $H_n = 38\%$

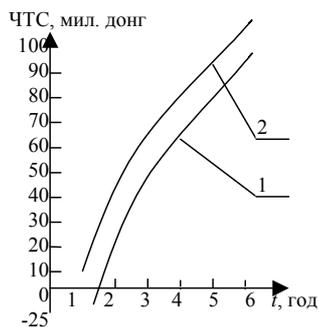


Рис. 5. Зависимость чистой текущей стоимости от размера налоговой льготы:

личение размера налоговых льгот предусматривает "мягкая" система экономических мер рационализации природопользования.

В заключении сформулируем основные выводы, полученные в результате исследования изменения размера экономического эффекта от различных параметров (для предприятий, внедряющих ПОМ):

1) Величина экономического эффекта по годам эксплуатации ПОМ будет увеличиваться по мере увеличения налоговых льгот на прибыль. 2) Интегральный экономический эффект будет расти из-за снижения налога на прибыль (или исключения его полностью, т.е. $H_n = 0$) на продукцию, выработанную из отходов или утилизированных примесей. 3) Дисконтированный экономический эффект будет увеличиваться при условии повышения ставок платы за загрязнение окружающей природной среды. 4) Величина экономического эффекта по годам жизненного цикла увеличивается с повышением коэффициента удорожания и "штрафного" коэффициента. 5) Экономический эффект снижается вследствие роста инфляции и увеличения текущих издержек по эксплуатации ПОМ.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ПЛАТЫ ЗА ЗАГРЯЗНЕНИЯ

ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ПРИ ВНЕДРЕНИИ

ПРИРОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ

Фам Тхань Хай, Дорохов И. Н., Булатов М. А.

Московский государственный университет инженерной экологии

Новые подходы к определению эффективности природоохранной деятельности должны базироваться на принципах материальной заинтересованности предприятий во внедрении природоохранных мероприятий (ПОМ). Прирост чистой прибыли от внедрения ПОМ отличается от прироста валовой прибыли налогом на прибыль и изменением суммы платы за загрязнение в пределах установленных лимитов (выбросов, сбросов, размещения отходов) и за сверхлимитное загрязнение окружающей природной среды до и после внедрения ПОМ.

При обосновании эффективности природоохранных мероприятий необходимо рассчитать изменение платы за выбросы (сбросы, размещение) вредных веществ в результате внедрения ПОМ. Предлагается взимание платежей производить в зависимости от следующей классификации выбросов вредных веществ: 1) предельно допустимые выбросы (сбросы) – ПДВ, затраты за ПДВ включаются в себестоимость продукции. ПДВ является научно-техническим нормативом, установленным для каждого конкретного источника загрязнения; 2) временно согласованные выбросы (лимиты) – ВСВ. Это такой уровень выбросов, который существует на конкретном производстве, соответствует данной технологии и зависит только от объективных причин. Величина их устанавливается индивидуально для каждого предприятия местными органами власти на определенный период времени под конкретные природоохранные мероприятия, внедрение которых должно привести к достижению ПДВ. Если этого не происходит, ВСВ переходят в разряд сверхлимитных выбросов. Норматив платы за ВСВ состоит из двух частей: текущих затрат и затрат, необходимых для доведения ВСВ до уровня ПДВ; 3) СЛС – сверхлимитный выброс.

Основу предлагаемого нами метода расчета платы за загрязнение окружающей среды составляет постановление правительства Вьетнама "Об утверждении порядка определения платы и ее предельных размеров за загрязнение окружающей природной среды, размещение отходов, другие виды вредного воздействия". В данном методе использованы положения, применяемые в современной международной практике, в частности в России. Нами эти методы и положения развиваются применительно к природоохранным мероприятиям Вьетнама. Определим основные компоненты дополнительной платы:

1) Плата за загрязнение окружающей природной среды определяется

$$\Pi = \Pi_n + \Pi_l + \Pi_{сл}, \quad (1)$$

где Π_n – плата за выбросы загрязняющих веществ в пределах допустимых нормативов выбросов; Π_l – плата за выбросы загрязняющих веществ в пределах установленных лимитов; $\Pi_{сл}$ – плата за сверхлимитный выброс загрязняющих веществ.

2) Плата за выбросы загрязняющих веществ в пределах допустимых нормативов

$$\Pi_n = K_э K_y \sum_{i=1}^m C_{нi} M_{фi}, \quad (2)$$

где $K_э$ – коэффициент экологической ситуации и экологической значимости в данном регионе; K_y – коэффициент удорожания платы за выброс загрязняющих веществ; i – вид загрязняющего вещества ($i = 1, \dots, m$); $C_{нi}$ – базовый норматив платы за выброс одной тонны i -го вещества в пределах допустимых нормативов выбросов; $M_{фi}$ – фактический выброс i -го загрязняющего вещества, т.

Если $M_{фi} \leq M_{нi}$, то $\Pi = \Pi_n = \sum_{l=1}^3 K_э K_y \sum_{i=1}^m C_{нi} M_{фi}$, где $M_{нi}$ – предельно допустимый выброс i -го загрязняющего вещества; l – объект загрязнения (сбросы, выбросы в атмосферу, водные бассейны, размещение отходов).

3) Изменение размера платы за предельно допустимые выбросы в результате внедрения ПОМ: $\Delta \Pi_n = \Pi_n^1 - \Pi_n^0$, где Π_n^0 , Π_n^1 – плата за предельно допустимые выбросы до и после ПОМ.

4) Плата за выбросы загрязняющих веществ в пределах установленных лимитов: $\Pi_l = K_э K_y \sum_{i=1}^m C_{ли} (M_{фi} - M_{нi})$, где $C_{ли}$ – ставка платы за выброс одной тонны i -го загрязняющего вещества в пределах допустимого лимита.

Если $M_{нi} < M_{фi} \leq M_{ли}$, то

$$\Pi = \Pi_n + \Pi_l = \sum_{l=1}^s K_э K_y \sum_i [C_{нi}^s M_{нi}^s + (M_{фi}^s - M_{нi}^s) C_{ли}^s].$$

5) Изменение платы за лимиты в результате внедрения ПОМ: $\Delta \Pi_l = \Pi_l^1 - \Pi_l^0$, где Π_l^0 , Π_l^1 – плата за лимиты до и после ПОМ.

6) Плата за сверхлимитный выброс загрязняющих веществ: $\Pi_{сл} = 5K_{ш} K_э K_y \sum_{i=1}^m C_{ли} (M_{фi} - M_{ли})$, где $M_{ли}$ – выброс i -го загрязняющего вещества в пределах установленного лимита, т; $K_{ш}$ – штрафной коэффициент.

Если $M_{фi} > M_{ли}$, то:

$$\begin{aligned} \Pi &= \Pi_n + \Pi_l + \Pi_{сл} = \\ &= \sum_{l=1}^s K_э K_y \sum_i [C_{нi}^s M_{нi}^s + (M_{фi}^s - M_{нi}^s) C_{ли}^s + K_{ш} (M_{фi}^s - M_{ли}^s) C_{сл}^s]. \end{aligned}$$

7) Изменение платы за сверхлимитный выброс до и после внедрения ПОМ: $\Delta \Pi_{сл} = \Pi_{сл}^1 - \Pi_{сл}^0$, где $\Pi_{сл}^0$, $\Pi_{сл}^1$ – плата за сверхлимитный выброс до и после ПОМ.

8) Изменение размера платы за загрязнение в результате внедрения ПОМ: $\Delta \Pi = \Pi^1 - \Pi^0$, где Π^0 , Π^1 – плата за загрязнение окружающей среды до и после внедрения ПОМ или $\Delta \Pi = \Delta \Pi_n + \Delta \Pi_l + \Delta \Pi_{сл}$.

ОПТИМИЗАЦИЯ КОЛИЧЕСТВА И РАЗМЕЩЕНИЯ СТАНЦИЙ КОНТРОЛЯ ЗАГРЯЗНЕНИЙ АТМОСФЕРЫ

Фам Тхань Хай, Дорохов И. Н., Булатов М. А.

Московский государственный университет инженерной экологии

Для охвата всей подвергаемой загрязнению промышленной территории потребовалось бы огромное количество станций контроля. Сокращать количество станций вынуждает то обстоятельство, что каждая точка контроля должна оснащаться дорогостоящим оборудованием. Указанное сокращение неизбежно приводит к потере какой-то части информации о загрязнении атмосферы. В связи с этим необходимо определить минимальное количество станций контроля, которые при оптимальном размещении их на контролируемой территории позволят обеспечить сбор необходимой информации о загрязнении воздуха, достаточной для эффективного функционирования всей автоматизированной системы экологического мониторинга (АСЭМ).

Вопросы исследования и разработки методик размещения станций контроля рассматривается в [1 – 3]. Анализируя известные методы размещения станций контроля в АСЭМ, можно сделать выводы, что создание универсальной методики пространственного размещения станций является сложной задачей в связи с произвольным характером расположения источников выброса на территориях.

Нами предлагается использовать методику размещения станций контроля, с помощью которой можно было бы оценивать вклад отдельных источников в общее загрязнение атмосферы для решения задач управления выбросами. Для решения этой задачи принят принцип контролируемости каждого источника. Источник будем считать контролируемым, если при любых направлениях и скоростях ветра, характерных для данной местности, хотя бы одна из станций контроля будет фиксировать определенный минимальный уровень концентрации, создаваемый этим источником.

Последовательное применение этого принципа позволяет определить количество и координаты расположения станций контроля, необходимые для контроля всех источников вредных веществ в данном регионе.

Для оптимального размещения станций контроля должны быть определены координаты источников выброса, параметры источника (высота трубы, диаметр устья и т.п.) и параметры выбросов (вид выбрасываемого загрязнителя, величина выброса, температура выходящих газов). Для получения значений концентрации загрязнителей в любой точке нами разработан комплекс расчетных моделей, все величины, необходимые для расчета по этой модели, должны быть определены. Кроме того, необходимо знать метеофакторы, в частности такие как частота повторений направлений ветра.

Рассмотрим подробнее выполнение алгоритма. Ввод исходных данных предусматривает задание начальных значений параметров расчета – количество станций контроля, координаты позиций для установки станций.

Обозначим количество источников в контролируемом районе через I , количество загрязняющих веществ – через M , направлений ветра, для которых производится расчет – через N , общее количество позиций, в которых определяется концентрация загрязняющих веществ, выбрасываемых в атмосферу промышленным предприятием, – через J . Будем определять концентрации загрязняющих веществ в каждой позиции от каждого источника по всем контролируемым видам загрязнителей и всем направлениям ветра (с учетом частоты повторения данного направления). Зафиксировав номер источника, находим в базе данных его координаты на плане района и все характеристики, необходимые для расчета концентраций в очередной позиции согласно модели. В базе данных находим сведения о наиболее вероятных скоростях ветра по зафиксированному направлению, а также о величине выброса источником определенного вида загрязнителя в атмосферу. Определяем комплексный показатель загрязненности воздуха P , соответствующий рассчитанным концентрациям,

$$P = \sum_{m=1}^M \frac{C_m}{\text{ПДК}_m},$$

где C_m , ПДК_m – соответственно концентрация m -го вредного вещества и его ПДК. По комплексному показателю загрязненности воздуха определяется уровень загрязнения атмосферы:

$0 \leq P \leq 1$ – пониженный уровень; $1 < P \leq 3$ – повышенный уровень;

$3 < P \leq 5$ – значительный уровень; $P > 5$ – высокий уровень.

Умножаем полученную концентрацию загрязняющих веществ на частоту повторения ветра в n -м направлении, запоминаем ее и переходим к следующему направлению ветра и т.д.

По окончании цикла по всем направлениям ветра получаем величину ущерба от i -го источника j -ой позиции. Этот процесс продолжается для всех позиций и каждого источника. Данные расчета заносим в матрицу концентраций для каждого вида загрязнителя в отдельности (табл. 1).

Номер источника	Номер позиции		
	1	2	j
1	C_{11}	C_{12}	C_{1j}
2	C_{21}	C_{22}	C_{2j}
i	C_{i1}	C_{i2}	C_{ij}

После формирования матрицы концентрации загрязняющих веществ в j -й позиции при n -м направлении ветра от i -го источника выбираем положение первой станции контроля. Затем суммируются концентрации по всем источникам для каждой позиции, и в качестве места расположения первой станции выбирается узел, имеющий максимальный ущерб. Вектор-столбец матрицы, соответствующий этому узлу, считается базовым.

Величину максимального уровня загрязнения определяют следующим образом

$$C_{\max} = \sum_{i=1}^l \max(C_{ij} - C_{ik}),$$

где C_{ik} – концентрация i -го источника в выбранной точке расположения станции контроля; C_{ij} – концентрация в любой j -ой точке. Для каких-то источников будет справедливо $C_{ij} - C_{ik} > 0$, т.е. концентрация в некоторых позициях больше, чем в точке размещения станции контроля. Если это не так, то добавление новых станций контроля не увеличивает общей суммы регистрируемого значения концентрации вредных веществ и, следовательно, они не нужны. Подсчитав C_{\max} для всех позиций j , определяется позиция, где эта величина максимальна: она принимается за место размещения второй станции контроля. После формирования нового базового вектора-столбца по правилу

$$C_{\max} = \max(C_i^{(1)}, C_i^{(2)}),$$

где $C_i^{(1)}, C_i^{(2)}$ – элементы столбцов, соответствующих позициям, в которых размещены первая и вторая станции контроля. Подобная процедура совершается до тех пор, пока не будут выбраны K позиций для размещения всех имеющихся станций контроля уровня загрязнения атмосферы.

Структурная схема алгоритма оптимизации станций контроля представлена на рис. 1.

Применяемый для решения поставленной задачи вычислительный алгоритм имеет определенные преимущества: 1) Позволяет охватывать все виды источников. Наличие мощных источников загрязнений может

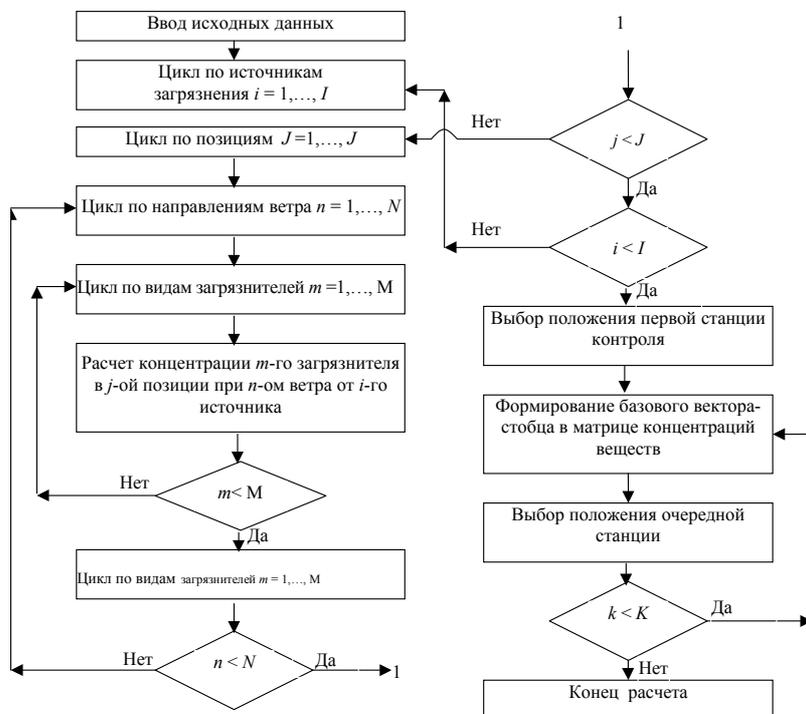


Рис. 1. Структурная схема алгоритма оптимизации станций контроля

привести к тому, что во многих позициях контроля будет просматриваться их влияние, т.е. в строке матрицы концентрации загрязняющих веществ, соответствующей такому источнику, во многих столбцах будут накапливаться элементы, значительно превышающие по величине элементы этих же столбцов в других строках, соответствующих менее мощным источникам. Если бы выбор точек расположения станций контроля производился по величине суммарного уровня загрязнения атмосферы (по всем источникам) в нисходящем порядке, то влияние мощного источника привело бы к тому, что многие станции контроля группировались вокруг этого источника, а менее мощные источники оказались бы неконтролируемыми. 2) С вычислительной точки зрения процедура работает достаточно быстро, используя лишь операции сложения, вычитания и сравнения. Количество операций на каждом шаге минимально, что обеспечивает возможность учета большого числа источников. 3) Характер процедуры не зависит от физического смысла величины, выбранной в качестве критерия для получения расстановки станций контроля. Вместо величины концентрации загрязняющих веществ в матрице могут быть использованы любые другие величины, например, величина ущерба от загрязнений.

1. Ясенский А. Н. и др. Оптимизация пространственной структуры сети наблюдений при контроле загрязнений // Труды ГГО. 1987. Вып. 492.

2. Шпилевская Т. С., Примак А. В. Автоматизация контроля и прогнозирование загрязнения воздуха // Матер. IV Всесоюз. конф. К., 1985.

3. Гладских А. И. и др. Метод оптимизационного размещения сети КЗС при контроле загрязнения ... // Проблемы контроля и защиты атмосферы... 1981. Вып. 7.

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОЙ СИСТЕМЫ С УЧЕТОМ СОЦИАЛЬНЫХ ФАКТОРОВ

Фам Тхань Хай, Дорохов И. Н., Булатов М. А.

Ущерб населению от загрязнения окружающей среды может быть определен на основе социальных показателей. В частности, социально-экологический ущерб населения от воздействия какого-либо вредного фактора может быть определен на основе следующего выражения

$$\Xi_i = K_i^{C3} T_i^C L_i^C \Delta K_i^C,$$

где K_i^{C3} – социально-экономический коэффициент преобразования к стоимостному виду степени воздействия i -го вредного фактора окружающей среды; T_i^C – продолжительность воздействия i -го вредного фактора; L_i^C – количество людей, подверженных вредному воздействию i -го фактора окружающей среды; ΔK_i^C – относительное изменение социального качества от воздействия i -го фактора окружающей среды.

Для использования данного подхода к оценке социально-экологического ущерба наибольшую методическую проблему представляет определение величины K^{C3} – уровня социального качества. Обычно допускается, что уровень качества может быть выражен обобщением взвешенных относительных факторов, определяющих качество с минимальными нелинейными искажениями по формуле

$$K = f(q, g) = 1 + (q - 1)g,$$

где K – уровень качества; q – относительный параметр, определяющий качество; g – коэффициент весомости изменения параметра q .

Таким образом, для определения уровня социального качества необходимо, прежде всего, выбрать параметр, характеризующий это качество. Данным параметром может служить биологически обусловленная оценка состояния среды. Тогда уровень социального качества K^C можно задать так: $K^C = 1 + \Delta K^C$, где ΔK^C – относительное снижение уровня социального качества вследствие ухудшения среды обитания человека.

Величина ΔK^C может быть представлена в следующем виде: $\Delta K^C = \Delta q g$, где Δq – изменения параметров отдельных составляющих среды; g – коэффициенты весомости, количественные значения которых для различных параметров окружающей среды могут быть определены в соответствии с методикой оценки тяжести условий труда работающих на производстве.

Преимуществом оценки ущерба населению от ухудшения состояния окружающей среды на основе использования величины K^C – уровня социального качества, является отказ от применения индивидуально-затратного принципа и переход на учет общественно необходимых затрат, численно равных общественно значимым результатам, а именно: путем учета всех видов компенсации ущерба, позволяющих в сумме добиться относительно равновесного состояния "ущерб-компенсация" в производственных условиях.

В зависимости от оценки состояния условий труда можно определить предоставляемые льготы и компенсации, которые выражаются в доплате в процентах к тарифной ставке с учетом категорий тяжести труда, в сокращенном рабочем дне (в часах), в дополнительном отпуске (днях) и т.д. Эти компенсации и льготы в принципе могут быть выражены в одних единицах (стоимостных) и сведены воедино. Отношение величины этих доплат к средней заработной плате и представляет меру социально и биологически обусловленной компенсации тяжести труда по сравнению с оптимальными условиями, и обозначается как ΔK^C .

Численное значение Δq^{ij} определяется как разность фактического значения параметра и нормативного: $\Delta q = q_{\text{факт}} - q_{\text{норм}}$.

Количественные данные для определения весовых коэффициентов g для определения качества окружающей среды приведены в табл. 1.

Оценка последствий ухудшения состояния окружающей среды может быть осуществлена при помощи методов индикации. Для решения нашей проблемы в качестве индикатора выступает состояние здоровья населения, проживающего на конкретной территории. Однако, на здоровье человека кроме окружающей среды воздействует ряд социально-экономических, биологических и природно-климатических факторов, не связанных с действием экологических причин. Для получения оценки воздействий антропогенного характера на здоровье человека влияние других факторов должно быть предварительно исключено.

Таблица 1

Значения весовых коэффициентов g для определения изменения уровня социального качества

Воздействующий фактор*	Предельные значения q	g
Токсические вещества (ПДК)	1 – 6	0,10
Промпыль (*ПДК)	1 – 30	0,02
Вибрации (+ПДУ)	0 – 9	0,05
Шум (+ПДУ), дБА	0 – 10	0,02
Ультразвук (+ПДУ), дБ	0 – 20	0,03
Э/м поле, +ПДУ:		
ВЧ, Вт/м ²	0 – 20	0,01
УВЧ, Вт/м ²	0 – 10	0,20
СВЧ, МкВт/м ²	0 – 30	0,006

Знак (*) при ПДК означает, что во второй графе указывается, во сколько раз превышает ПДК; знак (+) при ПДУ – на сколько единиц превышает ПДУ.

Естественно, что на практике установить влияние каждого фактора на состояние здоровья вряд ли представляется возможным. Поэтому их следует объединить в однородные группы, формируя таким образом агрегированные факторы, воздействие которых на состояние здоровья необходимо установить. К ним относятся, например, группы факторов, определяющих образ жизни, воздействие биологических взаимосвязей, уровень развития здравоохранения, состояние окружающей среды и т.п.

Установить степень влияния на здоровье населения различных факторов возможно при помощи методов эконометрического моделирования. Наиболее часто применяемым на практике методом эконометрического моделирования является регрессионный анализ, позволяющий с помощью уравнения регрессии измерять влияние отдельных факторов на зависимую переменную.

Предположим, что на здоровье населения кроме "экологических" факторов x_1, x_2, \dots, x_r воздействует и ряд других факторов, которые можно обозначить через $x_{r+1}, x_{r+2}, \dots, x_n$. Они могут выражать уровни жизни, развития здравоохранения, заболеваемости в прошедшие года, климатические условия и т.д. Пусть данное воздействие описывается следующим регрессионным уравнением

$$z = a_0 + a_1x_1 + \dots + a_r x_r + a_{r+1}x_{r+1} + \dots + a_n x_n + e,$$

КОТОРОЕ ПОСТРОЕНО НА ОСНОВЕ ИНФОРМАЦИИ ОБ УРОВНЯХ ФАКТОРОВ ПО ТЕРРИТОРИАЛЬНЫМ ЕДИНИЦАМ (ГОРОДАМ, РЕГИОНАМ И Т.Д.) ЗА ОПРЕДЕЛЕННЫЙ ГОД (ПО НЕКОТОРЫМ ФАКТОРАМ ЗА РЯД ЛЕТ), Т.Е. НА ОСНОВЕ СТАТИСТИЧЕСКОЙ ИНФОРМАЦИИ.

При этом значения коэффициентов a_1, a_2, \dots, a_n выражают воздействие соответствующих факторов на здоровье населения, а коэффициент a_0 – характеризует усредненный по всем рассматриваемым территориальным единицам присутствующий населению уровень здоровья, в том числе, определяемый действием и неучтенных в модели факторов. В свою очередь, вклад в уровень здоровья, вносимый только экологией (очищенный от влияния социально-экономических, природно-климатических и других факторов) будет оцениваться суммой $a_1x_1 + a_2x_2 + \dots + a_nx_n$.

Другой способ определения воздействия экологического фактора на состояние здоровья населения возможен с использованием методов многофакторного (регрессионного) анализа. Он базируется на так называемой динамической информации, которая отражает уровни факторов и здоровья населения за ряд последовательных лет по территории. Обозначим эти уровни через $z^i(t), x_1^i(t), \dots, x_n^i(t)$, где индекс $i = 1, 2, \dots, k$ принадлежит конкретной территориальной единице (городу, региону и т.д.), а индекс $t = 1, \dots, T$ характеризует время (год). Тогда при достаточно длинном временном периоде (T должно быть в два – три раза больше, чем число факторов n) для каждой территории на основе этих статистических данных может быть построено "свое" регрессионное уравнение, связывающее уровень здоровья населения со значением факторов,

$$z^i(t) = a_0^i + a_1^i x_1^i(t) + \dots + a_r^i x_r^i(t) + a_{r+1}^i x_{r+1}^i(t) + \dots + a_n^i x_n^i(t) + e^i(t),$$

коэффициенты которого $a_j^i, j = 0, \dots, n$ выражают уже не усредненный по всей республике, а специфический вклад в уровень здоровья населения i -й территории со стороны j -го фактора.

В этом случае влияние "экологии" на здоровье населения определяется суммой $a_1^i x_1^i(t) + \dots + a_n^i x_n^i(t)$, значение которой специфично для каждой рассматриваемой территории не только из-за различия в уровнях экологических факторов, но и из-за различий в значениях коэффициентов a_j^i , выражающих особенности взаимодействия между всеми факторами с точки зрения их влияния на уровень здоровья в условиях только i -й территории. Оценка воздействия состояния окружающей среды на здоровье населения на макроуровне (в целом для страны) осуществляется агрегированием данных, полученных для каждой рассматриваемой территории.

ИДЕНТИФИКАЦИЯ ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

ВОЗДУШНОЙ СРЕДЫ

Фам Тхань Хай, Дорохов И. Н., Булатов М. А.

Московский государственный университет инженерной экологии

Причинами появлений высоких концентраций отдельных загрязняющих веществ в атмосфере могут быть либо выбросы одного и нескольких источников, либо возникновение неблагоприятной метеообстановки. В обеих ситуациях необходимо выявить источник, уменьшение выброса которого приводит к снижению повышенного уровня загрязнения воздушной среды. Поэтому в процессе эксплуатации автоматизированной системы экологического мониторинга и управления качеством атмосферного воздуха возникает необходимость решения задачи об идентификации источников загрязнений воздушной среды. Самым эффективным способом решения данной задачи является оборудование всех газопроводов и вентиляционных труб предприятия автоматическими приборами расхода и концентрации вредных примесей в отходящих газах. Однако, отсутствие многих анализаторов и высокая стоимость подобных систем контроля затрудняют применение данного способа.

Часто источник, создающий повышенное загрязнение, определяют расчетным путем по выбранной модели рассеивания загрязнения на основании данных о текущих метеоусловиях, главным образом направлении и скорости ветра. Однако, в промышленном центре почти при всех направлениях ветра примеси поступают в точку наблюдения одновременно от нескольких источников, поэтому выяснить какой из них вызывает повышенные концентрации только по направлениям ветра нереально.

Задача идентификации источников должна решаться в два этапа: первый – нормирование предельно-допустимого выброса с учетом текущей метеообстановки для каждого из источников при их совместной работе; второй – ранжирование источников по

степени опасности путем текущего контроля за состоянием воздуха средствами автоматизированной системы экологического мониторинга.

Процесс идентификации источников выбросов представлен на рис. 1.



Рис. 1. Схема идентификации источников выброса

На первом этапе производится прием информации от станций контроля о состоянии загрязненности атмосферы, прием информации о метеобстановке в районе, ввод исходных данных для работы программы. Исходными данными являются направление, скорость ветра и номера станции контроля, зафиксировавших повышенный уровень загрязнения воздуха. Затем производится обращение к банку данных: выясняются координаты станций, для которых получен сигнал, а также вводятся в оперативную память характеристики источников в виде таблицы. После этого рассчитывается величина концентраций загрязнителей в точках расположения станций. Подсчитывается относительный вклад каждого из источников в создание концентрации в точке расположения данной станции. Значение этой величины дает возможность проранжировать при данных условиях (скорость и направление ветра) все источники.

МАТЕМАТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ ПЕРЕНОСА ПРИМЕСИ В НЕИЗОТЕРМИЧЕСКОЙ ВЛАЖНОЙ ВОЗДУШНОЙ СРЕДЕ

Никифоров А. Н., Бузало Н. С.

Южно-Российский государственный технический университет

Величина концентраций загрязняющих примесей в атмосфере может быть получена в рамках моделей, различающихся способом описания диффузионных процессов и способом задания поля скорости ветра. Эти различия могут играть значительную роль в формировании расчетных значений концентраций примеси на различных расстояниях от источника и в различных метеорологических условиях, определяя, таким образом, характерную область применимости той или иной модели. Многие численно реализованные модели переноса на основе уравнения конвективной диффузии, обладают достаточными преимуществами по сравнению с гауссовыми моделями. Однако в некоторых из них поле скорости ветра надо задавать формулой или использовать метеорологические данные, а в других используются упрощенные уравнения движения воздуха, и не учитывается сложный рельеф подстилающей поверхности. Кроме того, эти модели не позволяют исследовать взаимное влияние температуры и влажности воздуха и подстилающей поверхности на поле загрязненности. Наличие в воздухе загрязнений изменяет поток лучистой энергии, так как загрязнения изменяют спектральные характеристики поглощения и рассеивания атмосферы. Газовые загрязнения поглощают солнечную радиацию, а аэрозольные загрязнения как поглощают, так и рассеивают солнечную радиацию. В результате температура атмосферы около подстилающей поверхности и температура самой поверхности могут изменяться в ту или иную сторону. Неизотермичность обуславливает возникновение конвективных потоков, которые в свою очередь изменяют поле загрязненности. Влажность воздуха влияет на конвективные потоки воздуха и распространение примесей, взаимодействующих с водяным паром.

Для описания процессов переноса загрязняющей примеси в региональном масштабе необходимо рассматривать мезометеорологические явления, протекающие в пограничном слое атмосферы, так как рассеяние большинства загрязняющих примесей ограничено пограничным слоем атмосферы. Мезометеорологические явления имеют горизонтальные масштабы от нескольких сотен метров до нескольких сотен километров и определяются такими факторами, как термическая и орографическая неоднородности подстилающей поверхности [1].

Нами рассматривается трехмерная нестационарная модель распространения примеси в мезометеорологическом пограничном слое атмосферы, позволяющая учитывать орографию, температурный режим и влажность воздуха. Система уравнений для мезометеорологического пограничного слоя атмосферы с учетом свободной конвекции, основанная на законах сохранения количества движения, массы, энергии и компонент примеси в приближении Буссинеска, имеет вид:

$$\frac{du}{dx} + \frac{dv}{dy} + \frac{dw}{dz} = 0; \quad (1)$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} = fv - \frac{\partial P}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left((v + v_{yx}) \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left((v + v_{yx}) \frac{\partial u}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left((v + v_{zx}) \frac{\partial u}{\partial z} \right); \quad (2)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} = -fu - \frac{\partial P}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x} \left((v + v_{xy}) \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left((v + v_{yy}) \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left((v + v_{zy}) \frac{\partial v}{\partial z} \right); \quad (3)$$

$$\frac{\partial w}{\partial t} + u \frac{\partial w}{\partial x} + v \frac{\partial w}{\partial y} + w \frac{\partial w}{\partial z} = \rho g (T - T_0) - \frac{\partial P}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left((v + v_{xz}) \frac{\partial w}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left((v + v_{yz}) \frac{\partial w}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left((v + v_{zz}) \frac{\partial w}{\partial z} \right); \quad (4)$$

$$\rho c_p \left(\frac{\partial T}{\partial t} + u \frac{\partial T}{\partial x} + v \frac{\partial T}{\partial y} + w \frac{\partial T}{\partial z} \right) = Q_V - \frac{\partial Q_s}{\partial z} + \left(\frac{\partial}{\partial x} \left((\lambda + \lambda_x) \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left((\lambda + \lambda_y) \frac{\partial T}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left((\lambda + \lambda_z) \frac{\partial T}{\partial z} \right) \right); \quad (5)$$

$$\frac{\partial c_w}{\partial t} + u \frac{\partial c_w}{\partial x} + v \frac{\partial c_w}{\partial y} + w \frac{\partial c_w}{\partial z} = a_w (\Delta c_w + \delta \Delta T); \quad (6)$$

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left((k + k_x) \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left((k + k_y) \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left((k + k_z) \frac{\partial c}{\partial z} \right) + \eta c + Q_c,$$

(7)

где ось z направлена по нормали к поверхности; $\vec{v} = (u, v, w)$ – вектор скорости ветра; β – коэффициент объемного расширения; \vec{g} – вектор ускорения свободного падения; \vec{f} – параметр Кориолиса; $P = p/\rho$ – аналог давления; ρ – плотность; T – абсолютная температура; T_0 – среднее значение абсолютной температуры; c_p – теплоемкость воздуха при постоянном давлении; Q_V – объемное тепловыделение антропогенных источников; q_s – поток лучистой энергии по нормали к поверхности; c_w – влажность воздуха; a_w – коэффициент диффузии влаги; δ – коэффициент термодиффузии; c – концентрация рассматриваемой компоненты загрязнения; η – скорость трансформации примеси, в частности может представлять собой скорость сухого или влажного осаждения; Q_c – мощность источников загрязнения.

Краевые условия на границе воздуха и твердой поверхности для температуры, концентрации примеси и влаги имеют вид:

$$\begin{aligned} (\lambda + \lambda_z) \frac{\partial T}{\partial n} + h_f k_w \frac{\partial c_w}{\partial n} - \epsilon_t \sigma T^4 + (1 - r_s) q_s + \epsilon_t q_t + q = 0; \\ \alpha_1 \frac{\partial c}{\partial n} + \alpha_2 c + \alpha_3 = 0, \alpha_{w1} \frac{\partial c_w}{\partial n} + \alpha_{w2} c_w + \alpha_{w3} = 0. \end{aligned} \quad (8)$$

В (8) первое слагаемое описывает перенос тепла молекулярной диффузией, второе – перенос тепла за счет образования влаги, третье – поток тепла за счет излучения в атмосферу, четвертое – поглощение солнечной энергии поверхностью, пятое – поглощение тепловой радиации и последнее – поток тепла на поверхности как результат антропогенной деятельности. В (9) α_i – некоторые функции координат (x, y), которые определяются условиями взаимодействия примеси и влаги с подстилающей поверхностью. Для скорости ветра на границе с твердой поверхностью выполняется условие прилипания. На верхней границе области скорость ветра считается равной геострофической. На остальных границах области для всех переменных задаются однородные краевые условия второго рода. В качестве начальных условий берутся фоновые значения метеополей.

Для совместного решения уравнений (1) – (7) используется метод установления [2]. Численный алгоритм решения уравнений (1) – (4) основан на разностных схемах расщепления для расчета нестационарных уравнений Навье–Стокса для несжимаемой вязкой жидкости в естественных переменных на частично разнесенной сетке [3]. Для уравнений (5) – (7) используется чисто неявная разностная схема без расщепления, позволяющая удобно учесть рельеф подстилающей поверхности и допускающая для решения уравнений (1) – (4) и (5) – (7) использование одной универсальной подпрограммы.

Проведены расчеты концентраций примесей для источников, находящихся над различными подстилающими поверхностями (ровная поверхность, каверны, холмы, водоемы). Результаты численных экспериментов показывают существенное влияние рельефа подстилающей поверхности на концентрацию загрязнения, в частности, модель отражает такое физическое явление, как накопление загрязняющего вещества в кавернах. Также можно отметить влияние влажности воздуха на распространение примесей химически взаимодействующих с водой. Построенная математическая модель может быть рекомендована для расчета распространения примеси в региональном масштабе при неизотермической влажной атмосфере и сложной орографии подстилающей поверхности.

1. Гутман Л. Н. Введение в нелинейную теорию мезометеорологических процессов. Л.: Гидрометеорологическое издательство, 1969.
2. Пасконов В. М., Полежаев В. И., Чудов Л. А. Численное моделирование процессов тепло-массообмена. М.: Наука, 1984.
3. Самарский А. А., Вабишевич П. Н. Аддитивные схемы для задач математической физики. М.: Наука, 1999.

РАЗРАБОТКА МЕТОДИКИ ВЫЧИСЛИТЕЛЬНОЙ ЭКСПЕРТИЗЫ ОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ

Дербишер Е. В., Гермашев И. В., Дербишер В. Е., Желтобрюхов В. Ф.
Волгоградский государственный технический университет

Для определения токсичности веществ в промышленности используют около тридцати характеристик, среди которых наиболее употребительными и важными являются класс опасности (I – чрезвычайно опасное; II – высокоопасное; III – умеренно опасное; IV – малоопасное), LD₅₀ (летальная доза веществ, вызывающая гибель 50 % подопытных животных), ПДК_{м.р.} (предельно допустимая максимальная разовая концентрация химических веществ в воздухе населенных мест), ПДК_{с.с.} (предельно допустимая среднесуточная концентрация химического вещества в воздухе населенных мест). Анализ справочной литературы показал, что эти характеристики часто противоречат друг другу, а для многих веществ не

представлены, что создает значительные трудности при экологической экспертизе действующих предприятий и проектной деятельности.

Учитывая имеющийся опыт оценки технологических свойств органических соединений [1, 2], мы разрабатываем компьютеризированную методику прогнозирования (для неизвестных) и диагностику (для известных) органических соединений указанных выше промышленных экологических характеристик, используя химическую формулу соединения. При этом разрабатываются базы данных, в которой вещества сгруппированы в кластеры по классам опасности и представлены в виде наборов простых дескрипторов структурных формул. Исследуемое вещество также представляется в виде набора дескрипторов. Далее на основе, например, метода K -ближайших соседей (используя следующие расстояния:

$$\rho_1(x_1, x_2) = \sum_{i=1}^m |x_1^{(i)} - x_2^{(i)}|, \quad \rho_2(x_1, x_2) = \sum_{i=1}^m (x_1^{(i)} - x_2^{(i)})^2,$$

$$\rho_\infty(x_1, x_2) = \sup_{i=1, n} |x_1^{(i)} - x_2^{(i)}|, \quad K = 1)$$

осуществляется оценка меры близости диагностируемого набора дескрипторов имеющимся в базе, и проводится процедура голосования, позволяющая обоснованно отнести исследуемое вещество к одному из классов опасности.

1. ДЕРБИШЕР В. Е. И ДР. КОМПЬЮТЕРИЗИРОВАННАЯ МЕТОДИКА ПРОГНОЗИРОВАНИЯ АКТИВНЫХ ДОБАВОК К ПОЛИМЕРНЫМ КОМПОЗИЦИЯМ // ПЛАСТИЧЕСКИЕ МАССЫ. 1999. № 2.
2. Васильев П. М. и др. Прогноз канцерогенной опасности органических соединений методом шансов // Химико-фармацевтический журнал. 2000. Т. 34, № 7.

РАЗРАБОТКА СИСТЕМЫ ОЦЕНКИ РИСКА ЭКСПЛУАТАЦИИ ЛИНЕЙНЫХ МАГИСТРАЛЬНЫХ ГАЗОПРОВОДОВ

Фатуев В. А., Югфельд А. С., Морозов К. А.
Тульский государственный университет

Проблема оценки риска при транспортировке газа и нефти приобретает все большее значение. Это связано со значительной изношенностью используемого оборудования, с недостатком ресурсов, выделяемых для его капитального ремонта и замены, и с тем, что значительное количество объектов систем газоснабжения расположено в непосредственной близости от населенных районов.

Изучение причин крупных аварий и технологических катастроф на объектах транспорта газа свидетельствует, что их развитие и последствия во многом зависят от степени проработки организационных и управленческих вопросов, подготовки и координации действий в аварийной ситуации и реальной оценки риска ее возникновения.

Для решения этих задач широко используется "Методика экспортной оценки относительного риска эксплуатации линейной части магистральных газопроводов (ЛЧМГ)", позволяющая ранжировать участки ЛЧМГ по величинам рисков эксплуатации. Нами предлагается повышение объективности такого ранжирования путем учета и анализа статистической информации по отказам, а не только мнений экспертов.

Для создания автоматизированной системы оценки рисков эксплуатации ЛЧМГ по мнениям экспертам и данным об отказах оборудования необходимо выполнение следующих подготовительных работ: декомпозиция опасностей при эксплуатации магистральных газопроводов и составлений списков возможных аварийных ситуаций (АС); оценки ущерба от реализации каждой из возможных АС; сбор статистической информации по частотам возникновения отказов, приводящих к авариям; прогнозирование частоты возникновения каждой АС; оценивание риска от аварийной ситуации; ранжировка АС по величине риска от их возникновения.

Разработанная нами система оценки риска эксплуатации ЛЧМГ включает в себя следующие элементы: база данных с перечнем АС; база данных с информацией по авариям на ЛЧМГ; блок оценки ущерба от реализации поражающего потенциала при возникновении АС; блок прогнозирования вероятности возникновения АС; блок оценки риска от возникновения АС; блок вывода информации о величине прогнозируемого риска возникновения АС.

Списки возможных АС и данные по отказам предварительно собираются в соответствующих базах данных. Каждый отказ характеризуется атрибутивным признаком – типом события (например, разрыв сварного шва или "свищ" по телу трубы). Каждая аварийная ситуация может быть сопоставлена с событиями того или иного типа. Такое разделение позволяет анализировать конкретные АС, используя при этом обширную статистику по отказам на аналогичных газопроводах ряда территориальных управлений со сходными почвенно-климатическими условиями. Анализ динамики отказов на ЛЧМГ показал наличие тренда в ряду усредненных значений числа отказов в год. Получаемые уравнения трендов позволяют сделать прогноз числа (и вероятности) отказов на ближайшие 1 – 2 года.

Блок оценки ущерба от реализации поражающего потенциала при возникновении АС рассчитывает энергетический потенциал газовоздушного облака (E) и относительный поражающий потенциал (L), определяемый как $L = E / E_{\max}$, где E_{\max} – наибольшее значение энергетического потенциала среди всех рассматриваемых аварийных ситуаций.

Ущерб от возможной аварии на ЛЧМГ: $Y = kL$, где k – коэффициент пропорциональности, определяемый по экспериментальным данным.

Блок прогнозирования вероятности возникновения АС обрабатывает данные по отказам с типом события, соответствующим рассматриваемой аварийной ситуации, и составляет прогноз числа отказов. Вероятность возникновения АС, которой соответствуют события i -го типа, в год t вычисляется как $P_{t,i} = n_{t,i} / N_t$, где $n_{t,i}$ – прогнозируемое число отказов i -го типа в год t ; N_t – общее прогнозируемое число отказов в год t .

Блок оценки риска рассчитывает прогнозные оценки риска от возникновения АС по формуле $R = LP$, где L – относительный поражающий потенциал для данной АС, используемый в качестве оценки ущерба от ее возникновения; P – вероятность возникновения АС.

Блок вывода информации о величине прогнозируемого риска возникновения АС представляет данные расчетов в табличной и (или) графической форме лицу, принимающему решения о приоритетности проведения планово-предупредительных работ на участках ЛЧМГ, в соответствии с наибольшим риском от возникновения аварийной ситуации.

АВТОМАТИЗИРОВАННАЯ СИСТЕМА ОЦЕНКИ ВЕРОЯТНОСТИ АВАРИЙНОЙ СИТУАЦИИ НА ПОЖАРОВЗРЫВООПАСНОМ ОБЪЕКТЕ

Коростелев Д. А., Югфельд А. С., Морозов К. А.
Тульский государственный университет

Последние годы отмечается рост числа аварий, связанных с пожарами и взрывами, ущерб от которых становится все более значительным. Увеличение вероятности возникновения аварийных ситуаций, рост тяжести последствий от аварий требует совершенного подхода к их профилактике, прогнозированию. Одним из основных подходов к прогнозированию АС и ЧС является разработка автоматизированно-информационных систем, позволяющих оценивать вероятность негативного события и тяжести последствий при его реализации.

Предлагаемая нами система оценки вероятности аварии отличается от большинства разработанных тем, что учитывает в большем объеме входные возмущения, связанные с воздействием человеческого фактора. Для нормального функционирования системы требуется персональная ЭВМ IBM PC/AT 386 и выше, операционная система MS DOS версии не ниже 5.0. Работа системы также возможна в операционной среде Windows.

Данная автоматизированная система облегчает и ускоряет расчет вероятности аварийной ситуации на пожаровзрывоопасном объекте, например нефтехранилище, под действием ряда иницирующих факторов. В качестве таковых учитывались: удар молнии вблизи резервуара, искроопасные операции при ручном измерении уровня вещества, искроопасные операции при отборе проб, искроопасные операции при техническом обслуживании, включение электронасоса при наливе и сливе вещества, число заправок в сутки и др.

Разработанная автоматизированная система протестирована на ряде модельных ситуаций. Результаты ее работы были сопоставлены с аналитическими расчетами и результатами работ других аналогичных программ. При приблизительно равном времени автоматизированного расчета вероятности взрыва полученный разработанной системой результат оказался более близким к результатам аналитического расчета.

АНАЛИЗ СПЕЦИАЛЬНОГО УСЕЧЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ,

ИСПОЛЪЗУЕМОГО В ЗАДАЧАХ ПЕРЕНОСА ПОЛЛЮТАНТОВ

Гриценко А. А., Горский В. Г., Швецова-Шиловская Т. Н.
Государственный НИИ органической химии и технологии

При моделировании переноса поллютантов, в частности в атмосфере, широко используется функция вида

$$\varphi(x_3) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_3} \left\{ \exp\left[-\frac{(x_3 - x_{30})^2}{2\sigma_3^2}\right] + \exp\left[-\frac{(x_3 + x_{30})^2}{2\sigma_3^2}\right] \right\}, \quad (1)$$

где σ_3^2 – дисперсия, характеризующая рассеяние поллютанта по вертикали. Считается, что σ_3^2 является монотонно возрастающей функцией текущего времени t , если источник появился в момент времени $t = 0$. Причем $\sigma_3^2(0) = 0$.

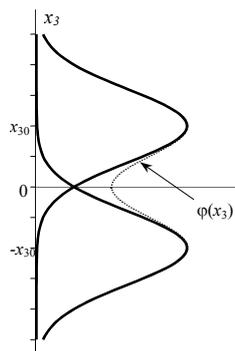
С помощью функции (1) описывается распределение концентрации поллютанта в атмосфере вдоль оси x_3 . При этом имеется в виду, что источник загрязнения является точечным (его координата по оси x_3 равна x_{30}). Плоскость $x_3 = 0$ представляет собой границу полупространства $x_3 \geq 0$, непроницаемую для поллютанта. В силу этого распределение (1) обеспечивает выполнение условия

$$\left. \frac{\partial \varphi}{\partial x_3} \right|_{x_3=0} = 0.$$

Изменение концентрационного поведения функции φ , которая представляется важным анализ

Легко убедиться, что функция функции плотности распределения выполняется условие нормировки

Эту функцию можно нормального распределения на



поля со временем во многом зависит от свойств и зависит как от x_3 , так и от t . В связи со сказанным свойства функции (1).

(1) в области $0 \leq x_3 < \infty$ обладает свойством (ФПР), поскольку $\varphi(x_3) > 0$, и при этом

$$\int_0^{\infty} \varphi(x_3) dx_3 = 1.$$

трактовать как ФПР специального усеченного полупрямой. Ее можно изобразить графически как

Рис. 1. Графическая иллюстрация функции распределения

результат суперпозиции двух функций плотности нормально распределенных величин с центром в точках x_{30} и $(-x_{30})$ и одинаковой дисперсией σ_3^2 (рис. 1).

Графики функций плотности нормально распределенных величин с модами в точках x_{30} и $(-x_{30})$ изображены сплошными линиями. Суммарное распределение – в виде пунктирной линии. Заметим лишь, что рассматриваемой функции (1) соответствует лишь половина пунктирной кривой в области $x_3 \geq 0$. Вместе с тем понятно, что в области $-\infty < x_3 < \infty$ функция $\frac{1}{2}\varphi(x_3)$ также представляется собой ФПР с центром в точке $x_3 = 0$.

Нас интересует в первую очередь мода ФПР $\varphi(x_3)$ на полупрямой $x_3 \geq 0$ и характер изменения ее положения со временем.

Используя подстановки $x_3/x_{30} = y$, $\sigma_3/x_{30} = \tau$, $2\pi\varphi(x_3)x_{30} = \bar{\varphi}$, представим зависимость (1) в виде

$$\bar{\varphi} = \frac{1}{\tau} \left\{ \exp\left[-\frac{(y-1)^2}{2\tau^2}\right] + \exp\left[-\frac{(y+1)^2}{2\tau^2}\right] \right\}. \quad (3)$$

Мода ФПР (3) может быть найдена с помощью необходимого условия $d\bar{\varphi}/dy = 0$. Реализация данного условия приводит к уравнению

$$(y-1) \exp\left[-\frac{(y-1)^2}{2\tau^2}\right] + (y+1) \exp\left[-\frac{(y+1)^2}{2\tau^2}\right] = 0,$$

имеющему два корня: $y_1 = 0$ и y_2 , который является корнем уравнения $\tau^2 = 2y/\ln((1+y)/(1-y))$.

Анализ данной неявной зависимости y от τ приводит к следующим выводам.

При $0 < \tau^2 < 1$ функция (3) имеет точку минимума: $y_1 = x_{3\min}/x_{30} = 0$, при этом $d^2\bar{\varphi}/dy^2 > 0$, и точку максимума: $y_2 = x_{3\max}/x_{30}$, при этом $d^2\bar{\varphi}/dy^2 < 0$.

При $\tau^2 = 1$ функция (3) имеет одну характерную точку – трижды вырожденную критическую точку $y = x_{3\text{крит}}/x_{30} = 0$ [1]. В этой точке соблюдаются условия:

$$\frac{d\bar{\varphi}}{dy} = 0, \quad \frac{d^2\bar{\varphi}}{dy^2} = 0, \quad \frac{d^3\bar{\varphi}}{dy^3} = 0, \quad \frac{d^4\bar{\varphi}}{dy^4} < 0.$$

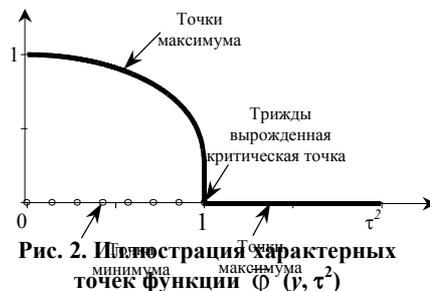
Для проверки правильности выражений производных использовались формулы для определения производных от функции плотности нормального распределения, выраженные с помощью полиномов Эрмита [2]. В данной точке при $\tau^2 = 1$ достигается наибольшее значение функции $\bar{\varphi}$ в области $(0, \infty)$. При $\tau^2 > 1$ функция (3) имеет точку максимума:

$$y_2 = x_{3\max}/x_{30} = 0, \quad \text{где } \frac{d\bar{\varphi}}{dy} = 0 \text{ и } \frac{d^2\bar{\varphi}}{dy^2} < 0.$$

На рис. 2 представлена координаты характерных

Выявленные
важному практическому
зависимости (1) на
начальный момент времени
соотношением $x_3 = x_{30}$. С
момент $t = t^*$, отвечающий
полупрямой, где $x_3 = 0$. И
увеличении времени.

опасными точками концентрационного поля, порождаемого приподнятым над землей мгновенным точечным источником, будут точки на границе полупространства $x_3 \geq 0$.



графически картина, иллюстрирующая точки зависимости (3).

особенности зависимости $\varphi(x_3)$ приводят к выводу: координата точки максимума на кривой полупрямой $x_3 \geq 0$ со временем смещается. В (при $t = 0$) точка максимума определяется увеличением времени она смещается "вниз", и в условию $\sigma_3(t^*) = x_{30}$, она доходит до границы остается на этой границе при дальнейшем

Следовательно, начиная с момента t^* , наиболее

Надо отметить, что подобная картина имеет место и тогда, когда концентрационное поле образуется в полупространстве в результате функционирования стационарного точечного источника, если оно описывается так называемым гауссовым факельным уравнением вида

$$c(x_1, x_2, x_3) = \frac{m_0}{2\pi u_1 \sigma_2 \sigma_3} \exp\left(-\frac{x_2^2}{2\sigma_2^2}\right) \times \\ \times \left\{ \exp\left[-\frac{(x_3 - x_{30})^2}{2\sigma_3^2}\right] + \exp\left[-\frac{(x_3 + x_{30})^2}{2\sigma_3^2}\right] \right\},$$

где m_0 – интенсивность эмиссии поллютанта из источника; u_1 – скорость движения воздуха в направлении оси x_1 ; σ_2^2, σ_3^2 – дисперсии облака в направлении осей x_2 и x_3 , являющиеся функциями аргумента x_1 .

При некоторых несущественных ограничениях аналогичная картина будет иметь место и в случае кратковременно функционирующего точечного источника, приподнятого над землей, с постоянной эмиссией поллютанта.

1. Брюс Дж., Джиблин П. Кривые и особенности. М.: Мир, 1988.

2. Корн Г., Корн Т. Справочник по математике для научных работников и инженеров. М.: Наука, 1968.

МОДЕЛИ ПЕРЕНОСА ПОЛЛЮТАНТОВ ОТ РАСПРЕДЕЛЕННЫХ ИСТОЧНИКОВ В АТМОСФЕРЕ

Горский В. Г., Швецова-Шиловская Т. Н., Путилов А. В.

Государственный НИИ органической химии и технологии

Источники аварийного загрязнения атмосферы могут иметь разную размерность и конфигурацию. В связи с этим целесообразно разработать общий алгоритм формирования концентрационных полей от таких источников в рамках лагранжева подхода.

Рассмотрим трехмерный источник, геометрическое место точек (ГМТИ) которого описывается соотношением

$$\underline{x} = \underline{\Psi}(\underline{\lambda}), \quad (1)$$

где \underline{x} – текущий радиус-вектор точки источника в прямоугольной системе координат; $\underline{\lambda}$ – текущий радиус-вектор точки источника в подходящей криволинейной системе координат или трехмерный вектор параметров; $\underline{\Psi}(\cdot)$ – трехмерная вектор-функция, образованная из непрерывных гладких функций.

Условимся, что матрица Якоби $\frac{\partial \underline{\Psi}}{\partial \underline{\lambda}}$ есть матрица полного столбцового ранга.

Примем, что область изменения параметров выражается неравенствами

$$\Omega_S : \lambda_{i1} \leq \lambda_i \leq \lambda_{i2}, \quad i = 1, 2, 3. \quad (2)$$

Введем непрерывную функцию $S(\underline{x}, t)$, характеризующую распределение интенсивности эмиссии поллютанта по точкам ГМТИ

$$S(\underline{x}, t) = m_3(\underline{x}, t), \quad [m_3] = [ML^{-3}T^{-1}]. \quad (3)$$

На основании принципа суперпозиции концентрационное поле, порождаемое таким источником, можно записать в виде

$$c(\underline{x}, t) = \iiint_{(\Omega_S)_0}^t m_3(\underline{x}', t') Q(\underline{x}, t | \underline{x}', t') d\Omega_S dt', \quad (4)$$

где $Q(\underline{x}, t | \underline{x}', t')$ – функция плотности вероятности перехода частицы поллютанта, находящейся в точке \underline{x}' в момент времени t' , в окрестность точки \underline{x} в момент времени t . Эта функция в случае полупространства $x_3 \geq 0$ со средой, движущейся вдоль оси x_1 со скоростью u_1 , выражается в виде

$$Q(\underline{x}, t | \underline{x}', t') = \frac{1}{2\pi\sigma_1\sigma_2} \exp\left\{-\frac{[x_1 - x'_1 - u_1(t-t')]^2}{2\sigma_1^2} - \frac{(x_2 - x'_2)^2}{2\sigma_2^2}\right\} \times \\ \times \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_3} \left\{ \exp\left[-\frac{(x_3 - x'_3)^2}{2\sigma_3^2}\right] + \exp\left[-\frac{(x_3 + x'_3)^2}{2\sigma_3^2}\right] \right\},$$

а в области в виде слоя $0 \leq x_3 \leq H_3$ она описывается выражением

$$Q(\underline{x}, t | \underline{x}', t') = \frac{1}{2\pi\sigma_1\sigma_2} \exp\left\{-\frac{[x_1 - x'_1 - u_1(t-t')]^2}{2\sigma_1^2} - \frac{(x_2 - x'_2)^2}{2\sigma_2^2}\right\} \times \\ \times \frac{1}{2H_3} \left[\mathfrak{g}\left(\frac{x_3 - x'_3}{2H_3}, \frac{\sigma_3^2}{2H_3^2}\right) + \mathfrak{g}\left(\frac{x_3 + x'_3}{2H_3}, \frac{\sigma_3^2}{2H_3^2}\right) \right].$$

В приведенных выражениях функции плотности дисперсии σ_i^2 являются функциями аргумента $u_1(t-t')$, $\mathfrak{g}(\cdot; \cdot)$ – тета-функция Якоби. Оба эти выражения соответствуют ситуациям, когда границы области переноса непроницаемы для поллютанта.

Элемент объема источника в криволинейных координатах выражается в виде

$$d\Omega_S = g_S d\underline{\lambda} = g_S d\lambda_1 d\lambda_2 d\lambda_3, \quad (5)$$

где g_S – масштабный множитель, обусловленный переходом от прямоугольной системы координат к криволинейной

$$g_S = \left| \det \left[\frac{\partial \underline{\Psi}}{\partial \underline{\lambda}} \right] \right| = \sqrt{\det \left\{ \left[\frac{\partial \underline{\Psi}}{\partial \underline{\lambda}} \right]^T \left[\frac{\partial \underline{\Psi}}{\partial \underline{\lambda}} \right] \right\}}. \quad (6)$$

Итоговая формула для концентрационного поля получается из (4), если использовать подстановки (5), (6) и вытекающее из (1) соотношение $\underline{x}' = \underline{\Psi}(\underline{\lambda})$

$$c(\underline{x}, t) = \int_{\lambda_{11}}^{\lambda_{12}} \int_{\lambda_{21}}^{\lambda_{22}} \int_{\lambda_{31}}^{\lambda_{32}} \int_0^t m_3[\underline{\Psi}(\underline{\lambda}), t'] Q[\underline{x}, t | \underline{\Psi}(\underline{\lambda}), t'] g_S d\underline{\lambda} dt'. \quad (7)$$

Аналогичную структуру имеют концентрационные поля, порождаемые в трехмерном пространстве двумерным источником в виде участка поверхности и одномерным источником в виде участка кривой линии.

В первом случае ГМТИ может быть описано параметрическим уравнением (1), но при этом $\underline{\lambda}$ – двумерный вектор параметров, и область их изменения выражается неравенствами: $d\Omega_F : \lambda_{i1} \leq \lambda_i \leq \lambda_{i2}, i = 1, 2$. Распределение интенсивности эмиссии описывается функцией $m_2(\underline{x}, t)$, $[m_2] = [ML^{-2}T^{-1}]$.

Элемент площади поверхности выражается формулами: $d\Omega_F = g_F d\underline{\lambda} = g_F d\lambda_1 d\lambda_2$, $g_F = \sqrt{\det \left\{ \left[\frac{\partial \underline{\Psi}}{\partial \underline{\lambda}} \right]^T \left[\frac{\partial \underline{\Psi}}{\partial \underline{\lambda}} \right] \right\}}$, однако

надо подчеркнуть, что матрица Якоби в данном случае имеет размер 3×2 .

Поле концентраций выражается формулой

$$c(\underline{x}, t) = \int_{\lambda_{11}}^{\lambda_{12}} \int_{\lambda_{21}}^{\lambda_{22}} \int_0^t m_2[\underline{\Psi}(\underline{\lambda}), t'] Q[\underline{x}, t | \underline{\Psi}(\underline{\lambda}), t'] g_F d\underline{\lambda} dt'. \quad (8)$$

Допустим теперь, что ГМТИ представляет собой отрезок кривой линии, описываемой параметрическим уравнением $\underline{x} = \underline{\Psi}(\lambda)$, где λ – единственный параметр, область изменения которого выражается неравенствами: $d\Omega_L : \lambda_1 \leq \lambda \leq \lambda_2$.

Предположим, что распределение интенсивности эмиссии по точкам ГМТИ задается функцией $m_1(\underline{x}, t)$,

$$[m_1] = [ML^{-1}T^{-1}].$$

Элемент длины кривой выражается формулами:

$$d\Omega_L = g_L d\lambda, \quad g_L = \sqrt{\det \left\{ \left[\frac{\partial \underline{\Psi}}{\partial \lambda} \right]^T \left[\frac{\partial \underline{\Psi}}{\partial \lambda} \right] \right\}} = \sqrt{\sum_{i=1}^3 \left(\frac{\partial \Psi_i}{\partial \lambda} \right)^2}.$$

ПОЛЕ КОНЦЕНТРАЦИЙ В ТАКОМ СЛУЧАЕ ВЫРАЖАЕТСЯ ФОРМУЛОЙ

$$c(\underline{x}, t) = \int_{\lambda_1}^{\lambda_2} \int_0^t m_1[\underline{\Psi}(\lambda), t'] Q[\underline{x}, t | \underline{\Psi}(\lambda), t'] g_L d\lambda dt'. \quad (9)$$

Исходя из выражений (7), (8) и (9) нетрудно получить формулы, описывающие концентрационные поля, порождаемые источником, функционирующим кратковременно на интервале $[0, T]$. В таком случае в пределах этого временного интервала концентрационные поля выражаются указанными формулами (7), (8) и (9), а после этого периода времени (при $t \geq T$), когда происходит рассеивание поллютанта в атмосфере, справедливы те же формулы (7), (8) и (9), но с верхним пределом интегрирования в виде T . Заметим при этом, что в подынтегральных выражениях величина t сохраняется без изменения.

Если функцию интенсивности эмиссии, входящую в подынтегральные выражения (7), (8) или (9), заменить на произведение функции плотности на дельта-функцию Дирака, то получим выражение концентрационного поля, порождаемого мгновенным распределенным источником. Так например, задавшись

$$S(\underline{x}, t) = M_3(\underline{x})\delta(t - t_0), [M_3] = [ML^{-3}],$$

после подстановки в (7), получим

$$\begin{aligned} c(\underline{x}, t) &= \int_{\lambda_{11}}^{\lambda_{12}} \int_{\lambda_{21}}^{\lambda_{22}} \int_{\lambda_{31}}^{\lambda_{33}} \int_0^t M_3[\underline{\Psi}(\underline{\lambda})]\delta(t' - t_0) Q[\underline{x}, t | \underline{\Psi}(\underline{\lambda}), t'] g_S d\underline{\lambda} dt' = \\ &= \int_{\lambda_{11}}^{\lambda_{12}} \int_{\lambda_{21}}^{\lambda_{22}} \int_{\lambda_{31}}^{\lambda_{33}} M_3[\underline{\Psi}(\underline{\lambda})] Q[\underline{x}, t | \underline{\Psi}(\underline{\lambda}), t_0] g_S d\underline{\lambda}. \end{aligned}$$

Аналогичные формулы можно получить из (8) и (9).

Нами исследованы условия, налагаемые на ГМТИ, при которых масштабные множители равны единице.

МОДЕЛИРОВАНИЕ РАССЕЙЯНИЯ ПОЛЛЮТАНТА В АТМОСФЕРЕ В РЕЗУЛЬТАТЕ ИСПАРЕНИЯ С ПОВЕРХНОСТИ "ЛУЖИ"

Горский В. Г., Швецова-Шиловская Т. Н., Путилов А. В.

Государственный НИИ органической химии и технологии

В известных нам экспресс-методиках, предназначенных для описания концентрационных полей, возникающих при авариях с выбросом поллютантов в окружающее пространство, обычно исходят из того, что источники являются точечными или линейными [1, 2]. В [3] предполагается, что источник является объемным и имеет форму параллелепипеда. Подобные представления об источнике могут оказаться нереалистичными, если аварийный источник является плоским и находится на границе области действия. К таким случаям относится, в частности, источник в виде "лужи", с поверхности которой происходит испарение летучего поллютанта. Ниже дается процедура построения концентрационного поля (КП) в атмосфере, порождаемого плоским прямоугольным источником – "лужей", с поверхности которой происходит испарение летучего поллютанта.

Будем формировать КП на основе Лагранжева подхода. В общем случае концентрационное поле $c(\underline{x}, t)$, порождаемое распределенным объемным источником, выражается формулой

$$c(\underline{x}, t) = \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \int_{t_0}^t Q(\underline{x}, t | \underline{x}', t') S(\underline{x}', t') d\underline{x}' dt', \quad (1)$$

где \underline{x} – вектор $(x_1, x_2, x_3)^T$, соответствующий точке, в которой определяется концентрация; t – текущее время, в которое определяется концентрация в точке \underline{x} , (t_0 – начальный момент времени); \underline{x}' – вектор, соответствующий текущей точке распределенного источника; t' – текущее время функционирования источника; $Q(\underline{x}, t | \underline{x}_0, t')$ – функция плотности вероятности перехода частицы поллютанта, находящейся в момент времени t' в точке \underline{x}' , в окрестности точки \underline{x} в момент времени t ; $S(\underline{x}', t')$ – функция распределенного источника, эмитирующего поллютант в пространство.

Если диффузионное пространство представляет собой полупространство $x_3 \geq 0$ с полным отражением поллютанта от границы, то функция $Q(\underline{x}, t | \underline{x}', t')$ может быть выражена формулой

$$\begin{aligned} Q(\underline{x}, t | \underline{x}', t') dt' &= \frac{1}{(2\pi)^{3/2} \sigma_1 \sigma_2 \sigma_3} \exp \left\{ -\frac{[x_1 - x'_1 - u_1(t - t')]^2}{2\sigma_1^2} - \frac{(x_2 - x'_2)^2}{2\sigma_2^2} \right\} - \\ &- \frac{(x_3 - x'_3)^2}{2\sigma_3^2} \left\{ 1 + \exp \left(-\frac{2x_3 x'_3}{2\sigma_3^2} \right) \right\}, \quad (2) \end{aligned}$$

где σ_i^2 – дисперсии облака вдоль координатных осей, $i = 1, 2, 3$; они зависят от аргумента $u_1(t - t')$.

Предполагается, что ветер с линейной скоростью u_1 направлен вдоль оси x_1 . Функцию (2) нередко называют фактором метеорологического разбавления.

Геометрическое место точек источника может быть выражено соотношениями:

$$\Omega_S : x_{11} \leq x_1 \leq x_{12}, \quad x_{21} \leq x_2 \leq x_{22}, \quad x_3 = 0.$$

Координаты точек источника можно описать параметрическим уравнением

$$\underline{x} = \underline{A}\underline{\lambda}, \quad \underline{A} = \begin{pmatrix} 10 \\ 01 \\ 00 \end{pmatrix}, \quad \underline{\lambda} = \begin{pmatrix} \lambda_1 \\ \lambda_2 \end{pmatrix}, \quad (3)$$

причем на λ_1, λ_2 должны быть наложены ограничения, такие же как на x_1 и x_2 .

Примем, что эмиссия поллютанта с поверхности разлития происходит с постоянной интенсивностью m_2 ($[m_2] = [ML^{-2}T^{-1}]$).

Поскольку точки источника принадлежат плоскости $x_3 = 0$, и учитывая формулы перехода (3), функцию $Q(\underline{x}, t | \underline{x}', t')$

можно привести к виду

$$Q(\underline{x}, t | \underline{x}', t') = Q(\underline{x}, t | \lambda_1, \lambda_2, 0, t') = \frac{2}{(2\pi)^{3/2} \sigma_1 \sigma_2 \sigma_3} \times \exp \left\{ -\frac{[x_1 - \lambda_1 - u_1(t-t')]^2}{2\sigma_1^2} - \frac{(x_2 - \lambda_2)^2}{2\sigma_2^2} - \frac{x_3^2}{2\sigma_3^2} \right\}. \quad (4)$$

Заметим, что при переходе от (2) к (4) переменная x'_3 приравнивалась к нулю.

Поскольку точки источника принадлежат плоскости, концентрационное поле в данной задаче можно построить, не прибегая к формуле (1), а с помощью поверхностного интеграла первого типа

$$\alpha(\underline{x}, t) = \frac{2m_2}{(2\pi)^{3/2}} \int_{x_{11}}^{x_{12}} \int_{x_{21}}^{x_{22}} \int_{t_0=0}^t \frac{1}{\sigma_1 \sigma_2 \sigma_3} \times \exp \left\{ -\frac{[x_1 - \lambda_1 - u_1(t-t')]^2}{2\sigma_1^2} - \frac{(x_2 - \lambda_2)^2}{2\sigma_2^2} - \frac{x_3^2}{2\sigma_3^2} \right\} d\lambda_1 d\lambda_2 dt'.$$

В результате интегрирования по λ_1, λ_2 получим

$$\alpha(\underline{x}, t) = \frac{2m_2}{2\sqrt{2\pi}} \int_0^t \frac{1}{\sigma_3 [u_1(t-t')]^2} \times \exp \left[-\frac{x_3^2}{2\sigma_3^2 [u_1(t-t')]^2} \right] \left\{ \Phi \left[\frac{x_1 - x_{11} - u_1(t-t')}{\sqrt{2}\sigma_1 [u_1(t-t')]^2} \right] - \Phi \left[\frac{x_1 - x_{12} - u_1(t-t')}{\sqrt{2}\sigma_1 [u_1(t-t')]^2} \right] \right\} \left\{ \Phi \left[\frac{x_2 - x_{21}}{\sqrt{2}\sigma_2 [u_1(t-t')]^2} \right] - \Phi \left[\frac{x_2 - x_{22}}{\sqrt{2}\sigma_2 [u_1(t-t')]^2} \right] \right\} dt'. \quad (5)$$

В этом выражении $\Phi[\cdot]$ – функция, которая имеет ряд названий – интеграл вероятности, функция Лапласа, функция ошибок, эрфик-функция

$$\Phi(z) = \text{erf}(z) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^z \text{erf}(-\mu^2) d\mu.$$

Ее свойства хорошо изучены и описаны, имеются таблицы значений эрфик-функции [8], а также удачная аппроксимация

$$\text{erf}(z) = 1 - \frac{\sqrt{3} \exp(-z^2)}{2z + \sqrt{3 + z^2}},$$

которая дает абсолютную ошибку не более $2,5 \cdot 10^{-3}$ и относительную – менее 2,35 %.

Формула (5) пригодна для описания концентрационного поля в более общей ситуации, когда весь временной период разбивается на две части: период функционирования ($0 \leq t \leq T$), когда испарение с поверхности лужи еще происходит, и период рассеивания поллютанта в атмосфере ($t \geq T$), когда испарение уже прекратилось, и происходит лишь рассеивание поллютанта в атмосфере.

Концентрационное поле в первом периоде описывается непосредственно формулой (5). Концентрационное поле во втором периоде описывается с помощью (6) при условии, что верхний предел интегрирования заменен на T , а в подынтегральной функции аргумент t сохранен без изменения.

Выражение (5) может быть модифицировано применительно к случаю, когда интенсивность эмиссии меняется во времени. В таком случае интенсивность эмиссии как функция от аргумента t' должна быть переведена в подынтегральное выражение.

1. Методика расчета загрязнения атмосферы выбросами нестабильного конденсата. М.: ГАНГ им. Губкина, 1993.
2. Методика оценки последствий химических аварий (методика ТОКСИ). М.: НТЦ "Промышленная безопасность", 1993.
3. Методика определения площади зоны защитных мероприятий, устанавливаемых вокруг объектов... М., 1999.

ГЕОМЕТРИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ПОЛЯ КОНЦЕНТРАЦИЙ

ПОЛЛЮТАНТОВ ОТ ПЕРИОДИЧЕСКОГО ИСТОЧНИКА

В АТМОСФЕРЕ

Гриценко А. А., Равер А. Е., Горский В. Г., Швецова-Шиловская Т. Н.
Государственный НИИ органической химии и технологии

Для экспресс-оценки последствий от аварийного загрязнения атмосферы часто исходят из того, что источник загрязнения является точечным и функционирует в течение ограниченного, обычно короткого периода времени. В этих случаях для прогноза последствий предпочтительно использовать аналитические выражения динамического концентрационного поля, основанные на вероятностных представлениях о его формировании в рамках лагранжева подхода.

Концентрационное поле описывается с помощью двух соотношений. Первое относится к периоду времени, $0 \leq t < T$, когда источник еще функционирует

$$c(\underline{x}, t) = \int_0^t m(t') Q(\underline{x}, t | \underline{x}_0, t') dt', \quad t \in [0, T], \quad (1)$$

где \underline{x} – радиус-вектор текущей точки в загрязненном пространстве, в котором в момент времени $t=0$ отсутствует поллютант; $m(t')$ – интенсивность эмиссии поллютанта из точки \underline{x}_0 , начиная с момента времени $t=0$, $[m] = [MT^{-1}]$; $Q(\underline{x}, t | \underline{x}_0, t')$ – функция плотности вероятности перехода частиц поллютанта, находящихся в момент времени t' в точке \underline{x}_0 , в окрестность точки \underline{x} в момент времени t , $[Q] = [L^{-3}]$.

Во второй период времени $t \geq T$, когда источник уже не функционирует, т.е. в него не поступает более извне поллютант, а происходит лишь рассеивание поллютанта по всему пространству, включая и источник, концентрационное поле выражается соотношениями

$$c(\underline{x}, t) = \int_0^t m(t') Q(\underline{x}, t | \underline{x}_0, t') dt' - \int_T^t m(t') Q(\underline{x}, t | \underline{x}_0, t') dt' = \int_0^T m(t') Q(\underline{x}, t | \underline{x}_0, t') dt', \quad t \in [T, \infty). \quad (2)$$

Функция плотности вероятности в случае, когда загрязняемое пространство представляет собой полупространство $x_3 \geq 0$ с границей, абсолютно непроницаемой для поллютанта, имеет вид

$$Q(\underline{x}, t | \underline{x}_0, t') dt' = \frac{1}{(2\pi)^{3/2} \sigma_1 \sigma_2 \sigma_3} \exp \left\{ -\frac{[x_1 - x_{10} - u_1(t - t')]^2}{2\sigma_1^2} - \frac{(x_2 - x_{20})^2}{2\sigma_2^2} \times \left\{ \exp \left[-\frac{(x_3 - x_{30})^2}{2\sigma_3^2} \right] + \exp \left[-\frac{(x_3 + x_{30})^2}{2\sigma_3^2} \right] \right\} \right\}. \quad (3)$$

Здесь предполагается, что воздушная среда перемещается вдоль оси x_1 со скоростью u_1 , $x_i(x_{i0})$, $i=1,2,3$ – координаты вектора $\underline{x}(x_0)$. Дисперсии σ_i^2 , $i=1,2,3$, характеризующие рассеяние облака вдоль координатных осей, обычно описываются эмпирическими формулами, в которых в качестве аргумента фигурирует величина $t - t'$.

Для характеристики концентрационного поля введены новые геометрические понятия: пятно загрязнения (ПЗ), опасная зона загрязнения (ОЗЗ), максимальная протяженность ОЗЗ, зона поражения (ЗП).

Под пятном загрязнения понимается множество точек горизонтальной плоскости, в которых концентрация поллютанта в определенный момент времени не меньше наперед заданной величины – пороговой концентрации. В определенной горизонтальной плоскости может быть построено семейство ПЗ. Наибольший интерес представляют семейства ПЗ на высоте источника (т.е. при $x_3 = x_{30}$) и на высоте слоя дыхания ($x_3 = 1,5$ м).

Установлено, что в период функционирования источника семейство ПЗ в плоскости $x_3 = x_{30}$ представляет собой множество концентрических эллипсов. Каждое последующее по времени ПЗ охватывает предыдущее, их контуры не пересекаются. Точечный источник находится внутри любого из ПЗ этого семейства.

В период рассеивания поллютанта ПЗ имеют эллипсовидную форму, вытянутую вдоль оси x_1 . С увеличением времени ПЗ сдвигаются в направлении ветра. Их размеры сначала увеличиваются, а потом уменьшаются. В конечном счете ПЗ превращается в точку. Момент времени, когда ПЗ в плоскости $x_3 = x_{30}$ превращается в точку, именуется периодом времени рассеивания (ПВР). При $t > \text{ПВР}$ концентрация поллютанта в любой точке полупространства будет ниже пороговой.

Аналогичная картина будет наблюдаться в плоскостях, параллельных плоскости $x_3 = x_{30}$.

Опасной зоной загрязнения в плоскости $x_3 = \text{const}$ названа часть этой горизонтальной плоскости, ограниченная огибающей кривой, охватывающей все семейство ПЗ в данной плоскости. В каждой точке огибающей кривой в определенный момент времени достигается пороговое значение концентрации. В любой внутренней точке ОЗЗ концентрация поллютанта будет превосходить пороговую в течение определенного интервала времени. В точках данной плоскости за пределами ОЗЗ концентрация поллютанта никогда не достигнет уровня пороговой концентрации.

Периоду (моменту) времени рассеивания облака в сечении $x_3 = \text{const}$ соответствует наиболее удаленная от источника точка (где ПЗ превращается в точку). Эта точка определяет наибольшую протяженность ОЗЗ в данном сечении. Предусмотрено также определение наибольшей ширины ОЗЗ.

Под зоной поражения подразумевается множество точек горизонтальной плоскости на высоте слоя дыхания, где достигается вероятность заданной степени поражения не ниже той, которая имеет место в точках контура (изолинии) зоны поражения. Зона поражения находится внутри ОЗЗ в плоскости $x_3 = 1,5$ м.

Если вероятность поражения зависит от дозы и времени экспозиции, то одной и той же вероятности поражения будет соответствовать семейство изолиний, ограничивающих зону поражения. Каждая из этих линий соответствует определенному фиксированному времени экспозиции и определенному значению дозы. Если вероятность поражения не

зависит от времени экспозиции, то заданному значению вероятности будет соответствовать одна изолиния равных значений вероятности и токсодоз.

Нами разработаны алгоритмы построения указанных выше геометрических характеристик в предположении, что дисперсионные зависимости выражаются формулами Смита-Хоскера и $m(t') = \text{const}$. Составлена программа для персональных ЭВМ, реализующая эти алгоритмы.

АВТОМАТИЗИРОВАННАЯ СИСТЕМА РАСЧЕТА ПОКАЗАТЕЛЕЙ НАДЕЖНОСТИ ХИМИКО-ТЕХНОЛОГИЧЕСКОГО ОБОРУДОВАНИЯ

Швецова-Шиловская Т. Н., Викторова В. С., Горский В. Г., Терещенко Г.Ф.

Государственный НИИ органической химии и технологии

Развитие научных исследований в разных областях характеризуется формированием индустрии знаний, которая опирается на компьютерные базы данных (БД) и базы знаний (БЗ). Возрастают тенденции к интеграции инструментальных средств, моделей и методов из области БЗ, БД и систем программирования. Современная индустрия знаний состоит из трех составляющих: инженерии программирования, инженерии БД и инженерии БЗ. Интеграция этих трех составляющих получила специальное название – концептуальное моделирование. Применение концептуального моделирования для обеспечения надежности химико-технологических объектов является безусловно актуальным, так как позволяет исключить возможность катастрофического исхода аварий для людей и окружающей среды.

Посредством сбора и обработки информации о надежности химического оборудования решаются такие задачи как: определение причин отказов; выявление деталей, единиц и комплектующих, которые лимитируют надежность, установления и корректировки нормируемых показателей надежности, оптимизация норм расхода запасных частей и графики планово-предупредительных ремонтов; выявление условий и режимов эксплуатации, влияющих на надежность; определение экономической эффективности повышения надежности.

Для решения перечисленных выше задач нами создается автоматизированная система расчета надежностных показателей химико-технологического оборудования (АСРНП). АСРНП (рис. 1) состоит из следующих составных частей: 1) БД по оборудованию, исходным данным по надежности элементов, видам отказов и их последствий; 2) подсистема логического описания (ПЛО) функционирования выделенных при иерархической декомпозиции элементов модели системы; 3) аналитическая подсистема (АП), реализующая модели и методы расчета показателей надежности; 4) интерфейс пользователя (ИП); 5) подсистема генерации отчетов (ПГО); 6) подсистема обработки статистической информации (ПОСИ).

База данных предлагается для хранения информации о составе оборудования, иерархическом описании компонентов оборудования, исходных надежностных характеристиках элементов оборудования, видах отказов элементов, последствиях отказов на подсистему, содержащую данный элемент, и систему в целом. ПЛО предназначена для задания и хранения формального описания работоспособности (неработоспособности) системы при отказах ее элементов. Для описания осуществляется декомпозиция технической структуры системы комплекса и используется аппарат функций алгебры логики.

Программы аналитической подсистемы используются для оценки надежностных показателей на основе данных БД и сформированных в ПЛО логических функций работоспособности системы. ИП обеспечивает доступ пользователя к функциям остальных подсистем средствами стандартных визуальных элементов операционной среды Windows. Подсистема генерации отчетов (ПГО) предназначена для создания отчетной документации. Отчеты формируются средствами Microsoft Office. ПОСИ предназначена для сбора и обработки реальной информации об отказах оборудования, их видах и последствиях в процессе эксплуатации подсистем.

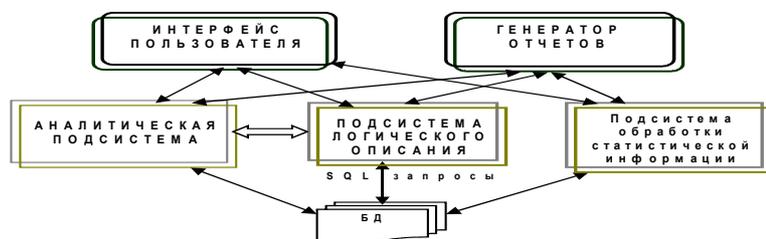


Рис. 1. Структура автоматизированной системы расчета показателей надежности химико-технологического оборудования

При запуске АСРНП появляется главная форма системы, представленная на рис. 2. Главная форма представляет собой своеобразный проводник по иерархической структуре оборудования химико-технологического объекта. На левой панели пользователь может просматривать дерево компонентов основных систем объекта. Далее следуют уровни подсистем, компонент и первичных элементов. Лямбда- характеристики первичных компонентов являются исходными данными для определения отказов компонентов высших уровней. Характеристики надежности элементов произвольного уровня могут как вычисляться на основе характеристик элементов низшего уровня, так и непосредственно задаваться. Правая панель дерева представляет собой список компонентов, принадлежащих активному узлу дерева.

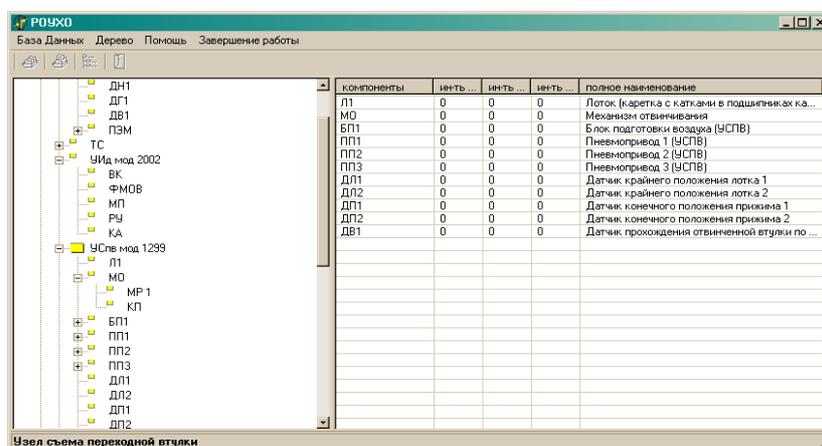


Рис. 2. Вид главной формы системы

К настоящему моменту разработаны: база данных АСРПП (создана структура базы данных и заполнены таблицы-справочники по оборудованию и таблицы-описатели иерархических взаимосвязей между компонентами оборудования); сформированы SQL запросы к базе, позволяющие выбирать информацию о составе оборудования, надежностных характеристиках элементов оборудования, принадлежности элементов оборудования к блокам и подсистемам; разработан интерфейс пользователя (формы) для заполнения и редактирования таблиц-справочников и таблиц-описателей; создана часть генератора отчетов по составу оборудования.

О типичных ошибках при моделировании аварийного переноса поллютантов

Горский В. Г., Швецова-Шиловская Т. Н., Шаталов А. А., Терещенко Г. Ф.

Государственный НИИ органической химии и технологии

Создание нормативно-методической базы по проблеме промышленной безопасности предусматривает разработку методик прогноза последствий аварийных ситуаций, связанных с загрязнением опасными веществами естественных сред и, в первую очередь, атмосферы.

Экспресс-прогнозирование аварийного загрязнения атмосферы производится преимущественно на основе моделей переноса гауссова типа. Однако в ряде нормативно-методических документов и публикаций, связанных с использованием указанных моделей переноса, допущены неточности и ошибки, которые способны привести к существенному искажению результатов прогноза.

На это уже обращалось внимание в [1]. Однако неточности продолжают множиться, и это побуждает нас вновь проанализировать следующие типичные ошибки.

1. В формулах концентрационного поля гауссова типа, описывающих нестационарный перенос поллютанта от мгновенного точечного источника, фигурируют дисперсии, характеризующие рассеяние клуба облака загрязнения по мере удаления от источника. Чаще всего для описания изменения дисперсий используются эмпирические формулы.

В ряде работ (см. например [2 – 4]) ошибочно считается, что дисперсии в этих формулах зависят от удаления реципиента вдоль координатной оси, по которой направлен ветер, от источника. На самом деле дисперсии, входящие в выражение нестационарного концентрационного поля, зависят от "времени транспорта клуба облака". Чаще всего в качестве аргумента в таких зависимостях фигурирует расстояние от источника до центра клуба облака, которое линейно связано со временем транспорта.

Подобная ошибка приводит к нарушению условия сохранения массы поллютанта, искажению формы распределения концентраций вдоль координатной оси, по которой направлен ветер, и влечет за собой неточности при выводе формул для построения выражения концентрационного поля от непрерывно действующего источника и при расчете токсодоз при ингаляционном воздействии поллютанта.

2. В методике [4] и некоторых других публикациях неверно записана формула Смита-Хоскера для вычисления дисперсии, характеризующей рассеяние клуба облака в вертикальном направлении. Эта опечатка может приводить к совершенно неверному характеру зависимости указанной дисперсии от времени.

3. Выражение концентрационного поля гауссова типа от мгновенного точечного источника страдает тем недостатком, что в начальный момент времени концентрация в источнике равна бесконечности. Стремясь устранить этот недостаток, авторы некоторых методик (см. например, [4]) вносят поправку на размеры первоначального облака. Вместо обычно используемого выражения

предэкспоненциального множителя, фигурирующего в формуле поля концентраций: $\left[(2\pi)^{1.5} \sigma_x \sigma_y \sigma_z \right]^{-1}$, где $\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$ – среднеквадратические отклонения вдоль координатных осей, предлагается использовать выражение: $\left[(2\pi)^{1.5} \sigma_x \sigma_y \sigma_z + \frac{8}{3} \pi R^3 \right]^{-1}$, где слагаемое $\frac{8\pi R^3}{3}$ считается поправкой на размеры первоначального клуба облака. Однако в дисперсии, входящие в показатели экспонент, никакие поправки не вносятся. В результате нарушается условие материального баланса и искажается поле концентраций.

4. Выражение концентрационного поля, порождаемого мгновенным источником в виде отрезка прямой линии в [4], записано неверно.

5. Зачастую допускаются неточности в записи концентрационного поля, связанного с кратковременно функционирующим точечным источником. Во-первых, не учитывается, что дисперсии зависят от времени, а не от пространственной переменной (как это считается, например в [4]). Во-вторых, при записи выражения концентрационного поля от кратковременно "работающего" источника следует различать два периода: период функционирования (когда источник еще "работает") и период рассеивания (когда источник уже не работает). Концентрационные поля для этих периодов выражаются разными формулами. Неучет этого обстоятельства также приводит к неверным результатам.

6. Неправильные выражения для дисперсионных зависимостей и игнорирование разницы между выражениями концентрационного поля, связанного с кратковременно работающим источником, в период функционирования и в период рассеивания, приводят к неверным результатам вычисления токсодоз.

Аналогичные погрешности проникли и в другие работы (см. [5, 6, 7]).

Все перечисленные неточности и погрешности так или иначе искажают результаты прогноза аварийного риска при химических авариях.

1. Горский В.Г. и др. О некоторых типичных ошибках при моделировании загрязнения... // Тр. конф. "Теория и практика экологического страхования". Калининград, 2000.
2. Гусев Н. Г., Беляев В. А. Радиоактивные выбросы в атмосфере: Справочник. М.: Энергоатомиздат, 1991.
3. Методика расчета загрязнения атмосферы выбросами нестабильного конденсата. М.: ГАНГ, 1993.
4. Методика оценки последствий химических аварий (методика ТОКСИ). М.: НТЦ "Промышленная безопасность", 1993.
5. Лимар Е. Е. Методология расчета риска при авариях на газотранспортных системах // Сб. тр. "Основные направления в решении проблемы...". М.: ВНИИГАЗ, 1994.
6. Правила безопасности для наземных складов жидкого аммиака. ПБ-ОЗ-182-98. М.: Госгортехнадзор, 1999.
7. Экологические проблемы и риски воздействий ракетно-космической техники... / Под ред. В. В. Адушкина и др. М.: Анкил, 2000.

КОМПЛЕКС ПРОГРАММ МОДЕЛИРОВАНИЯ ТОКСИЧЕСКИХ ЭФФЕКТОВ ЭКОТОКСИКАНТОВ

Семенова М. А., Горский В. Г., Швецова-Шиловская Т. Н., Полехина О. В.

Государственный НИИ органической химии и технологии

Модель токсического воздействия токсичного химического вещества (ТХВ) на человека может быть построена либо непосредственно по эпидемиологическим данным, либо по экспериментальным данным на лабораторных животных и *in vitro* с последующим прогнозом значений ее параметров на человека. Данные на людях весьма ограничены. Экспериментальные данные на лабораторных животных и *in vitro* более доступны и позволяют проводить оценку параметров выбранной модели для изучаемого в опыте токсического эффекта.

Существующие токсикологические базы данных хранят, в основном, информацию о величинах среднесмертельных, среднеэффективных и безопасных уровней доз токсикантов для человека и для животных. В то же время, для оценки риска воздействий ТХВ этих данных недостаточно. В алгоритмах оценки риска используются модели токсических воздействий в виде параметрических функций. Значения параметров моделей токсического воздействия для большинства ТХВ неизвестны. Имеются в справочной литературе данные о параметрах пробит-уравнений для ограниченного набора веществ. Для оценки риска специфических поражений данные по параметрам моделей токсического воздействия отсутствуют.

В этой связи актуальной является задача накопления и систематизации экспериментальных и эпидемиологических данных о воздействии ТХВ на животных и людей, статистическая обработка накопленных данных и получение оценок параметров моделей токсических эффектов веществ.

Нами представлены предварительные результаты разработки программного комплекса и базы данных результатов токсикологических экспериментов на лабораторных животных и моделей токсического воздействия веществ на животных и человека.

Под базой данных (БД) понимают хранилище структурированной информации. БД обычно создается для хранения и доступа к данным, содержащим сведения в определенной предметной области [1]. Структура БД и ее состав определяются на основе анализа предметной области в соответствии с поставленной задачей.

Информация, хранящаяся в БД, обрабатывается в приложении, из которого осуществляется доступ к БД. Информация из БД служит для проведения на ее основе анализа данных и формирования отчетных документов.

Интегрированная среда разработки Delphi 5 предоставляет разработчику БД большие возможности по созданию эффективных приложений для работы с БД. Она позволяет создавать и работать с локальными и настольными БД в форматах СУБД Paradox, Microsoft Access, dBase, Fox Pro. Для создания приложений в Delphi 5 удобно использовать СУБД Paradox, разработанную, как и Delphi, также фирмой Borland.

Исходя из этого, определены требования к разрабатываемой базе данных результатов лабораторных экспериментов и моделей токсического эффекта.

Разрабатываемая БД должна хранить доступные экспериментальные данные и способы их статистической обработки, позволяющие получать необходимые для БД токсикометрические характеристики ТХВ и параметры моделей токсического воздействия.

База данных должна легко расширяться при расширении предметной области. Структура БД должна позволять включать в нее новые модели и методы их анализа, а также и способы межвидового переноса данных. Наконец, БД должна обеспечивать получение требуемой информации за приемлемое время.

В соответствии с приведенными выше требованиями разработана структура программного комплекса, представленная на рис. 1.

Разрабатывается автономная локальная база данных, представляющая собой совокупность взаимосвязанных таблиц и процедур обработки данных. Данные хранятся в локальной файловой системе на том же компьютере, где система управления и машина базы данных. Сеть не используется. Каждый пользователь поддерживает свою БД.

База данных "Модели токсических эффектов" включает следующие типы математических моделей, построенных по данным на животных или *in vitro* и связывающих интенсивность эффекта в альтернативной форме с величиной воздействия (доза и время от момента воздей-

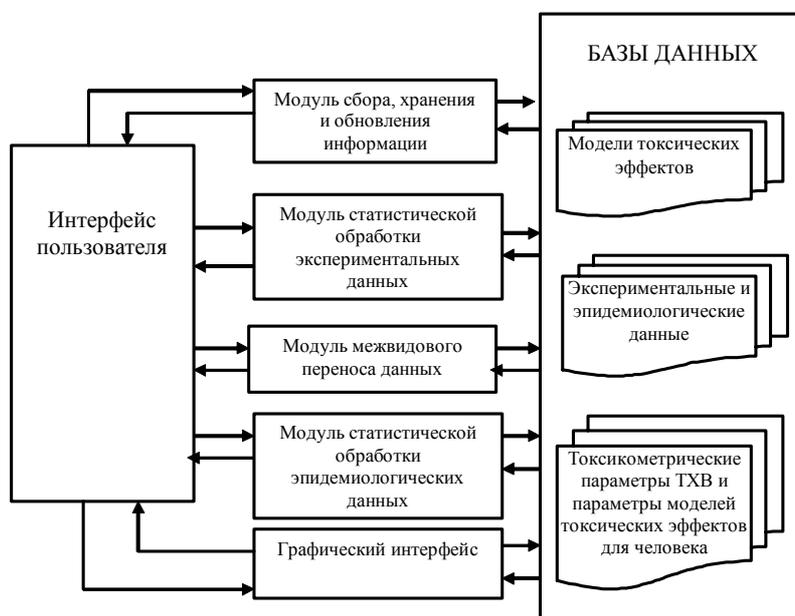


Рис. 1. Структура программного комплекса для

построения моделей токсического воздействия ТХВ на человека

ствия до момента проявления эффекта): модели "доза-эффект" при фиксированном времени наблюдения; модели "доза-время" при фиксированной величине эффекта; модели "время-эффект" при фиксированной дозе; модели "доза-время-эффект" – наиболее общий случай воздействия, когда в опыте варьируется доза и время наблюдения.

Математическое выражение соответствующих зависимостей выбирается с учетом объема доступных экспериментальных данных. Математические модели представлены в БД зависимостями вида: пробит-модель и модель Мантель-Бриана; логарифмически-логистическая модель; модель Вейбулла; одно- и многоударные модели; модели канцерогенных эффектов, основанные на механизме явления.

База данных результатов экспериментов и эпидемиологической информации представляет собой совокупность таблиц, хранящих следующие данные: информацию о веществе; биологический вид или модельная система; способ воздействия; тип эффекта (острая токсичность или специфический эффект).

Таблицы экспериментальных данных организованы по следующему принципу: группированные данные для построения однофакторных зависимостей ("доза-эффект", "время-эффект" или "доза-время"); негруппированные данные для построения однофакторных зависимостей ("доза-эффект", "время-эффект" или "доза-время"); негруппированные данные для построения зависимости "доза-время-эффект".

При этом методика обработки негруппированных данных должна позволять строить модель с учетом цензурированных выборок [2].

База данных токсикометрических показателей и параметров моделей включает как результаты расчета по программным модулям, входящим в приложение, так и отдельные литературные данные.

Нами разработан макет БД и программного комплекса, в котором реализованы отдельные процедуры работы с данными – "TOXODOSE".

1. Епанешников А. М., Епанешников В. А. Delphi 5. Базы данных. М.: Диалог-МИФИ, 2000.

2. Кокс Д. Р., Оукс Д. Анализ данных типа времени жизни. М.: Финансы и статистика, 1988.

МОДИФИКАЦИЯ ПРОБИТ-ФУНКЦИИ ПРИ МОДЕЛИРОВАНИИ ОСТРЫХ ТОКСИЧЕСКИХ ЭФФЕКТОВ

Семенова М. А., Горский В. Г., Полехина О. В.

Государственный НИИ органической химии и технологии

В задачах оценки опасности и анализа аварийного риска важное место занимают математические модели уязвимости (токсического эффекта). Эти модели позволяют прогнозировать токсический эффект в зависимости от концентрации токсиканта и времени.

В 20-е годы прошлого столетия Габер сформулировал закон, что токсический эффект определяется дозой, которая равна

$$D = \int_0^t C(\tau) d\tau, \text{ где } D - \text{поглощенная доза; } C - \text{концентрация; } \tau - \text{время воздействия.}$$

Позднее для разных веществ были введены понятия "критических доз" при разных способах попадания токсикантов в организм. В частности, для ингаляционного поражения введены такие характеристики как LCt_{50} , PCt_{50} , LD_{50} , ED_{50} и др. Эти величины измеряются в ppm, мг/л, г/м³ и т.п. и приняты за основу при классификации токсикантов.

Одновременно разрабатывались математические методики и модели по определению критических доз. Одной из первых разработанных моделей была лог-нормальная модель, на основе которой создан пробит-метод – количественный анализ экспериментальных данных, основанный на изучении зависимости между логарифмами испытанных в эксперименте доз и пробитами, соответствующими наблюдаемым эффектам.

ПРОБИТ-ВЫРАЖЕНИЯ В ОБЩЕМ СЛУЧАЕ ЗАПИСЫВАЕТСЯ В ВИДЕ

$$Pr = \alpha + \beta \ln D, \quad (1)$$

где D – поглощенная доза; α и β – параметры, определяемые экспериментально, зависящие от вида воздействия и свойств веществ.

Величина пробит Pr однозначно связана с вероятностью P токсического поражения

$$P = \frac{1}{2\pi} \int_{-\infty}^{Pr} e^{-\lambda^2/2} d\lambda. \quad (2)$$

С развитием производства и применения химических веществ выяснилось, что для целого ряда сильнодействующих ядовитых веществ (СДЯВ) закон Габера не соблюдается (например, для хлора), и в общем случае токсический эффект зависит не только от дозы, но и от периода времени, в течение которого эта доза поступила в организм. Эта зависимость наиболее характерна для СДЯВ, воздействующих через дыхательные пути.

Как следствие этого появились новые характеристики – летальные дозы с указанием времени воздействия. Фактически, имелись ввиду уже не летальные, а условно летальные дозы, т.е. поглощенные организмом в течение определенного периода времени.

В связи с изложенным появилась необходимость модифицировать зависимость (1). В [1] было предложено заменить дозу в пробит-уравнении на токсонагрузку.

В отличие от дозы, токсонагрузка при постоянной концентрации выражается формулой

$$N = C^n t, \quad (3)$$

где n – показатель степени, определенный экспериментально. В случае, когда C является функцией от t

$$N = \int_0^t C^n(t) dt = \overline{C^n} t. \quad (4)$$

$$Pr = a + b \ln N \quad (5)$$

С нашей точки зрения модель вида (5) достаточно неудачна. Во-первых, под знаком логарифма фигурирует аргумент N , который не связан непосредственно с дозой, общепризнанной как характеристика, влияющая на эффект токсического поражения. Во-вторых, в модели (5) присутствует параметр n , являющийся "нелинейным", что затрудняет его определение по экспериментальным данным. Кроме того, для определения параметров α , β , a , b и n модели (1), (5) по экспериментальным данным невозможно использовать обычный (линейный) метод наименьших квадратов (МНК), а надо применять "нелинейный", что сложнее и менее удобно. В-третьих, наличие нелинейного параметра n в пробит-функции (5) существенно усложняет процедуру построения изолиний равных значений вероятности поражения при вычислении потерь (риска), связанных с аварийным выбросом токсиканта в атмосферу.

Нами предлагается вместо модели (5) использовать модель вида

$$Pr = a^* + b^* \ln D + g^* \ln t, \quad (6)$$

где a^* , b^* , g^* – параметры модели.

Если исходить из предположения, что при проведении экспериментов, с помощью которых определяют неизвестные параметры модели (5), концентрация в опытах поддерживается постоянной, то, используя выражение (3), модель (5) можно привести к виду

$$\begin{aligned} Pr = a + b \ln N = a + b \ln C^n t = a + b \ln[(C^n t^n) t^{1-n}] = \\ = a + bn \ln(Ct) + b(1-n) \ln t. \end{aligned} \quad (7)$$

ВВОДЯ ОБОЗНАЧЕНИЯ

$$a^* = a, \quad b^* = bn, \quad g^* = b(1-n), \quad (9)$$

из (7) получаем (6).

Надо подчеркнуть, что как следует из данных, опубликованных в литературе, примерно для 1/3 токсикантов параметр $n = 1$, т.е. в этом случае токсонагрузка N совпадает с дозой D . В остальных случаях параметры можно пересчитать, используя (9).

Если же параметры a , b и n определяются при переменной концентрации с помощью интегрального выражения (4), то их пересчет по формуле (9) недопустим, и в этом случае для получения оценок параметров a^* , b^* и g^* модели (6) необходимо иметь исходные экспериментальные данные и провести их обработку при помощи обычного МНК.

Однако мы предполагаем, что и в этом случае пересчет коэффициентов по формуле (9) приведет к получению модели (6), прогноз токсического эффекта по которой будет отличаться от прогноза по модели (5) не более, чем на ошибку эксперимента.

Модель (6) более целесообразно представить в другом виде

$$Pr = a' + b' \ln \left[\frac{D}{Ct_{50} |_{t=t_0}} \right] + g' \ln \left(\frac{t}{t_0} \right). \quad (10)$$

В подобной записи фигурирует относительная токсодоза, т.е. измеренная токсодоза, отнесенная к критической при фиксированном $t = t_0$. Тогда при $t = t_0$ последнее слагаемое обращается в ноль и правая часть (10) будет содержать только два слагаемых.

ВЗАИМОСВЯЗЬ ПАРАМЕТРОВ, ВХОДЯЩИХ В (6) И (10) СЛЕДУЮЩАЯ

$$a^* = a' - b' \ln[Ct_{50} |_{t=t_0}] - g' \ln t_0, \quad b^* = b', \quad g^* = g'. \quad (11)$$

Запись (10) является более корректной, так как под знаком логарифма фигурируют безразмерные величины.

1. Pietersen C.M. Consequences of accidental releases of hazardous material. Journal of LossPrev. Process Ind., 1990, V. 3, January.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МОДЕЛЕЙ ФУГИТИВНОСТИ ДЛЯ ОЦЕНКИ КОНЦЕНТРАЦИЙ ТОКСИКАНТОВ В ОРГАНИЗМАХ ГИДРОБИОНТОВ

Горский В. Г., Глухан Е. Н., Швецова-Шиловская Т. Н., Чернышова М. П.

ГОСУДАРСТВЕННЫЙ НИИ ОРГАНИЧЕСКОЙ ХИМИИ И ТЕХНОЛОГИИ

Биоаккумуляция гидрофобных органических токсикантов в пищевых цепях гидробионтов является важным фактором, определяющим воздействие токсикантов на эти организмы и на людей, употребляющих их в пищу. Определение концентраций токсикантов в организмах гидробионтов является чрезвычайно важной задачей при оценке экологического риска проектируемых и действующих промышленных производств, так как их работа связана, в большинстве случаев, с постоянным сбросом сточных вод в природные водные объекты. Ниже показано, как модели фугитивности Мак-Кэя 3-го уровня сложности [1, 2] могут быть использованы для оценки концентраций токсикантов в организмах гидробионтов.

В основе камерных моделей фугитивности (КМФ) лежат предпосылки, на которые опираются обычные камерные модели. Рассматриваемая многомерная природная система представляется в виде совокупности камер, в общем случае связанных друг с другом процессами массообмена. Поллютант, попадающий в такую систему, распределяется по камерам, где могут происходить его превращения. При моделировании процессов распространения токсикантов в пищевых цепях каждый водный организм рассматривается как отдельная камера с постоянной концентрацией токсиканта внутри нее. Эта камера обменивается материальными потоками с другими камерами, которые представляют собой природные среды или другие организмы.

В соответствии с понятием КМФ концентрации токсикантов (моль/м³) в камерах могут быть представлены в виде: $C_i = Z_i f_i$, $i = \overline{1, n}$, где f_i – фугитивность i -й камеры, Па; Z_i – фугитивная емкость, рассчитываемая на основании свойств токсиканта и фазы, в которой происходит распределение вещества, моль/(м³·Па); n – количество камер.

Уравнение материального баланса, записанное в терминах фугитивностей для водного организма, имеет вид

$$f_W D_W + f_A D_A = f_F (D_W + D_E + D_M + D_G), \quad (1)$$

где f_W, f_A, f_F – фугитивность воды, пищи и водного организма, соответственно; D_W, D_A, D_E, D_M, D_G – коэффициенты, учитывающие массообмен организма с окружающей средой, и процессы, протекающие в самом организме. Индексы означают: W – водный обмен; A – поглощение пищи; E – выделение продуктов жизнедеятельности; M – метаболизм; G – рост организма. Уравнения для расчета этих коэффициентов имеют вид: $D_W = k_1 V_F Z_W$, где k_1 – кратность водного обмена организма, 1/ч; V_F – объем организма, м³; Z_W – фугитивная емкость водной фазы; $D_A = E_A G_A Z_A$, здесь E_A – эффективность абсорбции пищи; G_A – интенсивность поглощения пищи, м³/ч; Z_A – фугитивная емкость пищи; $D_E = D_A / Q$, где Q – фактор биоусиления; $D_M = k_M V_F Z_F$, здесь k_M – константа скорости метаболизма, ч⁻¹; Z_F – фугитивная емкость водного организма; $D_G = Z_F (dV_F / dt)$, где (dV_F / dt) – скорость роста организма, м³/ч.

В том случае, если гидробионт i проводит часть времени x_{iW} в водном слое, а часть времени x_{iS} в осадках водоема, и питается несколькими (j) видами организмов, уравнение (1) принимает вид

$$D_{Wi} (x_{iW} f_W + x_{iS} f_S) + \sum_j D_{Aji} f_j = f_i \left(D_{Wi} + D_{Mi} + D_{Gi} + \sum_j D_{Aji} / Q_i \right) = f_i D_{Ti}, \quad i = \underline{1, N}, \quad (2)$$

где N – количество видов в пищевой цепи.

Разделяя вклады респираторной (W) и пищевой (A) составляющей, из уравнения (3) получаем

$$f_i = \sum_j A_{ji} f_j + W_i (x_{iW} f_W + x_{iS} f_S), \quad (3)$$

где $W_i = D_{Wi} / D_{Ti}$, $A_{ji} = D_{Aji} / D_{Ti}$. Или в матричном виде

$$\underline{A}' \underline{f} = \underline{WS}, \quad (4)$$

где \underline{A}' – матрица, описывающая режим питания гидробионтов; \underline{f} – вектор фугитивностей; \underline{WS} – респираторная матрица.

Матрица \underline{A}' имеет вид

$$\underline{A}' = \begin{bmatrix} (1 - A_{11}) & -A_{21} & \dots & -A_{j1} & \dots & -A_{N1} \\ -A_{12} & (1 - A_{22}) & \dots & \dots & \dots & -A_{N2} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ -A_{1i} & -A_{2i} & \dots & (1 - A_{ji}) & \dots & -A_{Ni} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ -A_{1N} & -A_{2N} & \dots & -A_{jN} & \dots & (1 - A_{NN}) \end{bmatrix}.$$

Из уравнения (4), в случае невырожденности матрицы \underline{A}' , получаем

$$\underline{f} = \underline{A}'^{-1} \underline{WS}.$$

Вектор концентраций токсикантов в организмах гидробионтов выражается соотношениями:

$$\underline{c} = \underline{Z} \underline{f}; \quad \underline{Z} = (Z_i \delta_{ij}), \quad (5)$$

где δ_{ij} – символ Кронекера.

Значения фугитивностей водной фазы и осадков находят для водного объекта в целом либо на основании данных мониторинга о состоянии реального объекта, либо путем решения КМФ 1 – 3-го уровня сложности для рассматриваемого количества сбрасываемых сточных вод и концентраций в них токсикантов, как это показано в [2]. После этого путем решения уравнений (4) и (5) определяются фугитивности для отдельных организмов в пищевых цепях и соответствующие им концентрации токсикантов в живых организмах.

В том случае, если рассматривается пищевая цепочка из четырех водных организмов, уравнение (4) имеет вид

$$\begin{bmatrix} (1 - A_{11}) & -A_{21} & -A_{31} & -A_{41} \\ -A_{12} & (1 - A_{22}) & -A_{32} & -A_{42} \\ -A_{13} & -A_{23} & (1 - A_{33}) & -A_{43} \\ -A_{14} & -A_{24} & -A_{34} & (1 - A_{44}) \end{bmatrix} \begin{bmatrix} f_1 \\ f_2 \\ f_3 \\ f_4 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} W_1 (x_{1W} f_W + x_{1S} f_S) \\ W_2 (x_{2W} f_W + x_{2S} f_S) \\ W_3 (x_{3W} f_W + x_{3S} f_S) \\ W_4 (x_{4W} f_W + x_{4S} f_S) \end{bmatrix}. \quad (8)$$

Для линейных пищевых цепей все коэффициенты данной матрицы \underline{A}' равны 0, за исключением значений A_{12}, A_{23} и A_{34} .

Представление распространения токсикантов в пищевых цепях в виде $\underline{f} = \underline{A}'^{-1} \underline{WS}$ позволяет проводить анализ чувствительности гидробионтов к поступлению загрязнителей в природные воды и выявлять организмы, в которых будет преимущественно происходить накопление токсичных веществ.

Нами разработаны база данных и программный комплекс, позволяющие решать конкретные задачи по моделированию загрязнения природных сред на основе камерных моделей фугитивности. Подготовлена новая версия комплекса, позволяющая описывать биоаккумуляцию токсикантов в живых организмах водных экосистем в соответствии с изложенной методикой.

**ГЕОМЕТРИЧЕСКИЕ И ВРЕМЕННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ
НЕСТАЦИОНАРНЫХ КОНЦЕНТРАЦИОННЫХ ПОЛЕЙ
В АТМОСФЕРЕ**

Равер Э. А., Гриценко А. А., Горский В. Г.

Московский государственный университет инженерной экологии

В задачах экологического мониторинга широко используется статистическая модель концентрационного поля (КП), порождаемого мгновенным точечным источником

$$C(\underline{x}, t) = \frac{M_0}{(2\pi)^{\frac{3}{2}} \sigma_1 \sigma_2 \sigma_3} \exp \left[-\frac{(x_1 - u_1 t)^2}{2\sigma_1^2} - \frac{x_2^2}{2\sigma_2^2} \right] \times \\ \times \left\{ \exp \left[-\frac{(x_3 - x_{30})^2}{2\sigma_3^2} \right] + \alpha \exp \left[-\frac{(x_3 + x_{30})^2}{2\sigma_3^2} \right] \right\},$$

где $C(\underline{x}, t)$ – концентрация поллютанта в точке $\underline{x} = (x_1, x_2, x_3)^T$ в момент времени t ; M_0 – масса поллютанта, мгновенно (в момент времени $t = 0$) появляющаяся в точечном источнике $(0, 0, x_{30})$; σ_i – стандартные отклонения концентрационного поля (КП), являющиеся функциями времени, причем $\sigma_i(0) = 0$, $i = 1, 2, 3$; u_1 – скорость ветра вдоль координатной оси x_1 ; α – параметр.

При $\alpha = 0$ модель (1) описывает КП в неограниченном пространстве. Если $\alpha = 1$, то (1) выражает КП в полупространстве $x_3 \geq 0$, при условии, что на его границе соблюдаются однородные граничные условия второго рода (граница полностью непроницаема для поллютанта).

С помощью условия $\frac{\partial C}{\partial x_i} = 0$, $i = 1, 2, 3$ определено геометрическое место экстремальных точек (ГМЭТ) концентрационного поля, каждая из которых представляет собой точку максимума в определенный момент времени.

Для неограниченного пространства (при $\alpha = 0$) параметрическое уравнение ГМЭТ имеет вид $\underline{x}_{\max}(t) = (u_1 t; 0; x_{30})$.

Для полупространства (при $\alpha = 1$): $\underline{x}_{\max}(t) = (u_1 t; 0; x_3^*(t))$,

где $x_3^*(t) = \arg \max_{x_3 \geq 0} \Psi[x_3(t)]$, причем

$$\Psi[x_3(t)] = \exp \left[-\frac{(x_3(t) - x_{30})^2}{2\sigma_3^2(t)} \right] + \exp \left[-\frac{(x_3(t) + x_{30})^2}{2\sigma_3^2(t)} \right].$$

Координата $x_3^*(t)$ ГМЭТ при условии $\sigma_3(t) < x_{30}$ выражается неявной зависимостью вида

$$\left[\frac{\sigma_3(t)}{x_{30}} \right]^2 = x_3^*(t) / x_{30} \operatorname{Artg} \left(x_3^*(t) / x_{30} \right),$$

где Artg – Арка-тангенс, $\operatorname{Artg}(y) = 0,5 \ln \left[\frac{(1+y)}{(1-y)} \right]$.

При $\sigma_3(t) \geq x_{30}$ координата $x_3^*(t)$ ГМЭТ равна $x_3^*(t) = 0$.

Введем понятие период времени рассеяния (ПВР) концентрационного поля, понимая под этим отрезок времени $[0, t_p]$, в течение которого в пространстве существуют точки, в которых концентрация больше или равна пороговой концентрации поллютанта C_n . При $t > t_p$ концентрация в любой точке пространства будет меньше пороговой.

Момент времени t_p находится путем решения следующих уравнений. В неограниченном пространстве: $M_0 = C_n (2\pi)^{1,5} \sigma_1 \sigma_2 \sigma_3$,

В полупространстве: $2M_0 \exp \left[-\frac{x_{30}^2}{2\sigma_3^2} \right] = C_n (2\pi)^{1,5} \sigma_1 \sigma_2 \sigma_3$, однако данное уравнение пригодно лишь при обычно выполняемом условии в момент рассеяния $\sigma_3(t) \geq x_{30}$.

Нами исследованы ГМЭТ и ПВР также для КП, порождаемого стационарным точечным источником.

С геометрической точки зрения концентрационное поле, порождаемое мгновенным точечным источником, можно охарактеризовать с помощью клубов загрязнения. Под клубом загрязнения (КЗ) мы понимаем множество точек пространства, в которых в фиксированный момент времени $t \in (0, t_p]$ соблюдается условие $C(\underline{x}, t) \geq C_n$. КЗ содержит экстремальную точку $\underline{x}_{\max}(t)$.

Изоповерхности КЗ в неограниченном пространстве представляют собой эллипсоиды (рис. 1). КЗ в полупространстве в течение периода времени рассеяния могут изменять свою конфигурацию (рис. 2). При $x_{30} > 0$ КЗ имеет форму: а) эллипсоида, если $\sigma_3(t)/x_{30} \approx 0$; б) "лампообразной" поверхности при $0 < \sigma_3(t)/x_{30} < 1$; в) полуповерхности типа эллипсоида при $\sigma_3(t)/x_{30} \geq 1$.

При $x_{30} = 0$ КЗ в полупространстве $x_{30} \geq 0$ имеют форму половины эллипсоида.

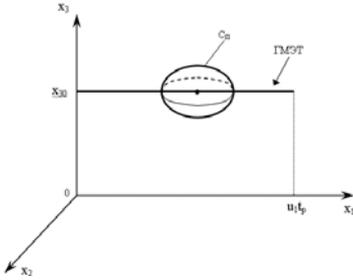


Рис. 1. Клуб загрязнения в неограниченном пространстве

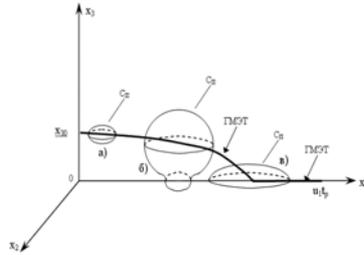


Рис. 2. Клубы загрязнения разной конфигурации в полупространстве

Из анализа уравнений для определения t_p можно сделать вывод, что ПВР для неограниченного пространства ($t_{p(ПП)}$), для полупространства при $x_{30} > 0$ ($t_{p(ПП1)}$) и для полупространства при $x_{30} = 0$ ($t_{p(ПП2)}$) удовлетворяют соотношению $t_{p(ПП)} < t_{p(ПП1)} < t_{p(ПП2)}$.

Аналогичные исследования выполнены для КП в полупространстве, на границе которого имеют место однородные граничные условия первого рода (полное поглощение поллютанта). В таком случае параметр α в модели концентрационного поля равен -1 .

О КОРРЕКТНОСТИ ПОПРАВОК К ДИСПЕРСИЯМ ПРИ МОДЕЛИРОВАНИИ ПЕРЕНОСА ПОЛЛЮТАНТОВ ОТ ТОЧЕЧНОГО ИСТОЧНИКА

Горский В. Г., Равер Э. А., Гриценко А. А.
Московский государственный университет инженерной экологии

При моделировании концентрационных полей (КП), возникающих в результате аварийного выброса газо- или парообразных поллютантов в атмосферу, чаще всего используется выражение КП в гауссовой форме

$$C(\underline{x}, t) = \frac{M_0}{(2\pi)^{\frac{3}{2}} \sigma_1(t) \sigma_2(t) \sigma_3(t)} \exp \left[-\frac{(x_1 - u_1 t)^2}{2\sigma_1^2(t)} - \frac{x_2^2}{2\sigma_2^2(t)} \right] \times \left\{ \exp \left[-\frac{(x_3 - x_{30})^2}{2 \cdot \sigma_3^2(t)} \right] + \exp \left[-\frac{(x_3 + x_{30})^2}{2 \cdot \sigma_3^2(t)} \right] \right\}, \quad (1)$$

где $C(\underline{x}, t)$ – текущая концентрация в точке $\underline{x} = (x_1, x_2, x_3)^T$ полупространства $x_3 \geq 0$ в момент времени t ; M_0 – масса поллютанта, мгновенно появляющаяся в точке $\underline{x}_0 = (0, 0, x_{30})^T$ полупространства в момент времени $t = 0$; $\sigma_i^2(t)$ – зависящая от текущего времени t дисперсия, характеризующая рассеяние облака поллютанта вдоль координатной оси x_i , $i = 1, 2, 3$; u_1 – линейная скорость ветра, направленная вдоль оси x_1 .

Существенным изъяном подобной модели переноса поллютантов от мгновенного источника является то, что входящие в нее дисперсии в начальный момент времени равны нулю. Вследствие этого концентрация в точке \underline{x}_0 в начальный момент времени равна бесконечности, что противоречит физической картине явления.

Чтобы избежать подобной неприятности предложены два приема коррекции модели (1). Первый из них состоит в том, что рекомендуется заменить дисперсии $\sigma_i^2(t)$ на суммы дисперсий вида $\sigma_i^2(t) + \sigma_{i0}^2 = \sigma_{(i)}^2$, где σ_{i0}^2 – константа,

играющая роль дисперсии в начальный момент времени. Второй прием состоит в замене дисперсии $\sigma_i^2(t)$ на дисперсии с приращенным аргументом $\sigma_{(i)}^2 = \sigma_i^2(t + t_{i0})$, где t_{i0} – константа.

Оба варианта коррекции приводят к тому, что в начальный момент времени значения преобразованных дисперсий не равны нулю, а это, в свою очередь, означает, что концентрация поллютанта в точке \underline{x}_0 становится ограниченной.

Нами проводится качественный анализ скорректированных с помощью указанных выше приемов концентрационных полей. При этом мы исходим из того, что внесение описанных поправок в выражение КП по-существу означает, что мгновенный точечный источник заменяется на мгновенный пространственно распределенный источник. Или это можно трактовать так: начальное распределение концентраций, соответствующее (1), т.е.

$$C(\underline{x}, 0) = M_0 \delta(x_1) \delta(x_2) \delta(x_3 - x_{30}),$$

где $\delta(\cdot)$ – дельта функция Дирака, заменяется на распределение

$$C(\underline{x}, 0) = \frac{M_0}{(2\pi)^{\frac{3}{2}} \sigma_{(1)}(0) \sigma_{(2)}(0) \sigma_{(3)}(0)} \exp \left[-\frac{x_1^2}{2\sigma_{(1)}^2(0)} - \frac{x_2^2}{2\sigma_{(2)}^2(0)} \right] \times \left\{ \exp \left[-\frac{(x_3 - x_{30})^2}{2\sigma_{(3)}^2(0)} \right] + \exp \left[-\frac{(x_3 + x_{30})^2}{2\sigma_{(3)}^2(0)} \right] \right\}. \quad (2)$$

Используя Лагранжев подход к формированию концентрационного поля [1, 2], можно образовать КП, отвечающее начальному распределению (2)

$$C(\underline{x}, t) = \int_{x_3=0}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} C(\underline{x}', 0) Q(\underline{x}, t | \underline{x}', 0) dx'_1 dx'_2 dx'_3, \quad (3)$$

где $Q(\underline{x}, t | \underline{x}', 0)$ – функция плотности вероятности перехода частиц поллютанта, находящихся в момент времени $t = 0$ в точке $\underline{x}' = (x'_1, x'_2, x'_3)^T$, в окрестность точки \underline{x} в текущий момент времени t .

Выражение функции плотности имеет вид

$$Q(\underline{x}, t | \underline{x}', 0) = \frac{1}{(2\pi)^{\frac{3}{2}} \sigma_1(t) \sigma_2(t) \sigma_3(t)} \exp \left[-\frac{(x_1 - x'_1 - u_1 t)^2}{2\sigma_1^2(t)} - \frac{(x_2 - x'_2)^2}{2\sigma_2^2(t)} \right] \times \left\{ \exp \left[-\frac{(x_3 - x'_3)^2}{2\sigma_3^2(t)} \right] + \exp \left[-\frac{(x_3 + x'_3)^2}{2\sigma_3^2(t)} \right] \right\}. \quad (4)$$

В результате интегрирования согласно (3) оказалось, что корректное выражение КП, порожденного распределением (2), имеет вид

$$C(\underline{x}, t) = \frac{M_0}{(2\pi)^{\frac{3}{2}} \sqrt{\sigma_1^2(t) + \sigma_{(1)}^2(0)} \sqrt{\sigma_2^2(t) + \sigma_{(2)}^2(0)} \sqrt{\sigma_3^2(t) + \sigma_{(3)}^2(0)}} \times \exp \left[-\frac{(x_1 - u_1 t)^2}{2\sigma_1^2(t) + 2\sigma_{(1)}^2(0)} - \frac{x_2^2}{2\sigma_2^2(t) + 2\sigma_{(2)}^2(0)} \right] \times \left\{ \exp \left[-\frac{(x_3 - x_{30})^2}{2\sigma_3^2(t) + 2\sigma_{(3)}^2(0)} \right] + \exp \left[-\frac{(x_3 + x_{30})^2}{2\sigma_3^2(t) + 2\sigma_{(3)}^2(0)} \right] \right\}. \quad (5)$$

Следовательно, поправка первого типа к дисперсии приводит к концентрационному полю (5), поскольку $\sigma_i^2(0) = \sigma_{i0}^2$: из выражения концентрационного поля (5) при $t = 0$ и $\sigma_i^2(t) = 0$ получается в точности распределение (2). Заметим, что никаких специальных требований на выражения $\sigma_i^2(t)$ не накладывается, кроме одного $\sigma_i^2(0) = 0$.

В итоге можно констатировать, что выражение КП с коррекцией дисперсии по первому варианту является корректным, но надо иметь в виду, что в этом случае вместо мгновенного точечного источника постулируется мгновенный распределенный (объемный) источник.

Поправка второго типа, основанная на приращении аргумента, оказывается корректной только в том случае, если дисперсионная зависимость является линейной $\sigma_i^2(t) = at$. Тогда

$$\sigma_{(i)}^2 = \sigma_i^2(t + t_{i0}) = \sigma_i^2(t) + \sigma_i^2(t_{i0}) = \sigma_i^2(t) + \sigma_{(i)}^2(0), \quad i = 1, 2, 3.$$

В таком случае оба варианта коррекции совпадают.

Отметим еще один важный момент: внесение поправки первого типа приводит к сокращению периода времени рассеяния КП, т.е. времени t_p , когда концентрация в любой точке полупространства не будет превосходить заданное пороговое значение

$$t_p \text{ (для КП с поправкой)} < t_p \text{ (для КП без поправки)}.$$

Этот результат представляется вполне логичным.

1. Seinfeld J.H. Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution. N.Y.: Wiley, 1986.
2. Бызова Н.Л. и др. Экспериментальное исследование атмосферной диффузии и расчеты рассеяния примеси. Л.: Гидрометеоздат, 1991.

О МОДЕЛЬНОЙ ОЦЕНКЕ ИНТЕНСИВНОСТИ ПАЛЕОЗЕМЛЕТРЯСЕНИЙ

Лукашов А. Д., Белашев Б. З.

ИНСТИТУТ ГЕОЛОГИИ КАРЕЛЬСКОГО НАУЧНОГО ЦЕНТРА РАН

Характеристика палеоземлетрясений важна при изучении эволюции динамики Земли и определении надежности инженерных сооружений, разрушение которых в ходе землетрясения может нанести ущерб экономике и экологии региона.

Акустическая прозрачность Земли, изобретение сейсмографа и организация сети сейсмических станций решили проблему

мониторинга землетрясений – определения характеристик землетрясения при помощи сейсмических волн, регистрируемых в реальном времени. Информацию о параметрах палеоземлетрясений получить таким способом невозможно.

Традиционно интенсивность палеоземлетрясений оценивают при помощи эмпирических формул, выведенных на основе данных наблюдений в сейсмически активных районах. Полученные закономерности отражают геодинамику района, а их перенесение на другой регион не гарантирует от ошибок.

Нами проведена оценка параметров палеоземлетрясения на основе модели, применимой к объектам, сохраняющим память о значительных сейсмических событиях в истории Земли. Такими объектами являются сейсмодислокации, возникающие при локальном изменении рельефа, сопровождаемом одновременным и быстрым обрушением больших масс породы. Признаками сейсмогенного характера являются приуроченность дислокаций к разломам с возможной активизацией движений, их концентрирование на ограниченных площадях, морфологические характеристики в виде обвалов конусообразной формы, с нишами обрушения, выколами, уступами, сейсмическими рвами, "каменными столбами" и периферическими валами выпирания перед фронтом обвалов.

В нашей модели рассматривается полет обломка с высоты H сейсмодислокации на расстояние L от нее. Оценена величина его начальной скорости v_0 , направленной под углом α к горизонту, $v_1^2 = gH \left[\left(H^2 + L^2/H^2 \right)^{0.5} - 1 \right] < v_0^2 = gL^2 (tg^2 \alpha + 1) / (Ltg \alpha + H) < v_2^2 = gL^2/H$, которая была сопоставлена скорости колебаний поверхности, регистрируемой воображаемым сейсмографом $v_c = v_0 \omega / \Omega$, где Ω и ω , соответственно, средняя частота сейсмических волн и собственная частота сейсмографа. Интенсивность землетрясения находили по скоростям v_c в соответствии со шкалой [1].

Для расчетов использованы данные о палеодислокациях различных сейсмогенных структур Карелии [2]. Результаты расчетов представлены в табл. 1. Приведенные оценки согласуются с оценками палеосейсмичности, полученными традиционными способами. Преимуществами модели являются общность описания движения обломка, отсутствие информации о геодинамике региона, использование мониторинговой методики определения характеристик землетрясений, возможность оценки энергии, выделившейся при образовании сейсмодислокации, простота математического аппарата.

Таблица 1

Результаты расчета интенсивности палеоземлетрясений

Структура	Место дислокации	H , м	L , м	$\frac{L}{H}$	v_1 , м/с	v_2 , м/с	v_{cp} , м/с	v_c , см/с	J , балл
Онежская	Городок								
	ПК-3	33,9	32,9	0,97	11,5	12,5	12,0	4,6 – 5,0	6
	ПК-13	20,7	36,8	1,80	14,7	18,1	16,4	5,9 – 7,2	6 – 7
	г. Церковная	22,5	24,3	1,08	10,1	11,1	10,6	4,0 – 4,4	6
	Вилозеро	14,6	22,1	1,51	10,8	12,8	11,8	4,3 – 5,1	6

Колгостров	20,0	27,0	1,35	11,5	13,4	12,6	4,6 – 5,4	6
губа Святуха								
ПР-2	32,1	45,0	1,40	13,7	17,5,4	15,8	5,5 – 7,0	6 – 7
ПР-3	29,1	98,2	3,37	26,8	0,2	34,0	10,7 – 16,1	7
ПР-4	27,1	41,0	1,51	14,7	17,5	16,1	5,9 – 7,0	6 – 7

Продолжение табл. 1

Структура	Место дислокации	H , м	L , м	$\frac{L}{H}$	v_1 , м/с	v_2 , м/с	v_{cp} , м/с	v_c , см/с	J , балл
Онежская	Уницкая губа	7,0	13,0	1,95	9,0	11,4	10,3	3,6 – 4,6	6
Сегозерская		30,0	34,8	1,16	12,6	14,1	13,4	5,0 – 5,6	6
Ладожская	Импилехти	26,0	51,0	1,96	17,5	21,4	19,4	7,0 – 8,6	7
	о-в Мякисало	40,0	41,4	1,03	13,1	14,7	13,9	5,2 – 5,9	6
	п. Харлу	30,0	51,2	1,70	17,0	20,6	18,8	6,8 – 8,2	7
	Кирьяволахти	21,5	41,4	1,92	15,6	19,7	17,8	6,2 – 7,9	7
	оз. Палосаари	12,0	18,2	1,52	9,8	11,7	10,8	3,9 – 4,7	6
	зал. Меклахти	24,0	40,0	1,67	14,9	18,1	16,5	6,0 – 7,2	6 – 7
	о-в Путсаари								
	ПК-22	12,5	22,0	1,76	11,3	13,7	12,51	4,5 – 5,5	6
	ПК-22-2	8,0	22,0	2,75	12,3	17,1	4,7	4,9 – 6,8	6 – 7
	ПК-22-4	13,2	24,0	1,82	11,8	14,6	13,2	4,7 – 5,8	6
	ПК-22-6	18,9	33,6	1,78	14,0	17,1	15,5	5,6 – 6,8	6 – 7
	зал. Маьялахти								
	ПК-1	15,7	28,5	1,82	12,9	16,0	14,5	5,2 – 6,4	6
ПК-2	11,8	29,0	2,45	13,5	18,6	16,1	5,4 – 7,4	6 – 7	
зал. Нет									
Саменлахти	22,3	35,6	1,60	13,9	16,6	15,2	5,6 – 6,6	6 – 7	

1. Аптикаев Ф. Ф. Проблема создания шкалы сейсмической интенсивности нового поколения // Вулканология и сейсмология. 1999. № 4 – 5.

2. Lukashov A. D. Paleoseismotectonics in the Northern part of lake Onega. Report YST-90. Geological Survey of Finland Nuclear Waste Disposal Research. Espoo, 1995.

МОДЕЛИРОВАНИЕ АВТОКАТАЛИТИЧЕСКИХ РЕАКЦИЙ

Белашев Б. З., Сулейманов М. К.

Институт геологии Карельского научного центра РАН

Автокаталитические химические реакции продемонстрировали в открытых системах бистабильность, осцилляции и генерацию волн [1]. Причина сложного поведения открытых химических систем связана с несколькими возможными значениями концентрации промежуточного продукта, совместимыми с условиями реакции. Для повышения надежности

расчета концентраций промежуточных продуктов в стационарных состояниях применен метод максимума энтропии (ММЭ), сочетающий обобщение второго закона термодинамики на открытые системы [2], свойства системы и внешние ограничения [3].

Рассмотрим модель автокатализа [2], представленную двумя реакциями: $A + 2X \xrightleftharpoons[k_2]{k_1} 3X$, $X \xrightleftharpoons[k_4]{k_3} B$.

В качестве переменной состояния принята концентрация x промежуточного продукта X , понимаемая как наиболее вероятное значение из совокупности возможных значений случайных величин x_i , представляющих результат усреднения по мгновенным значениям момента наблюдения и объему. Вещества A и B с постоянными концентрациями a и b непрерывно поступают в систему и удаляются из нее. Вещество A – катализатор, увеличивающий содержание промежуточного продукта X , превращающегося в вещество B . При равновесии имеет место равенство скоростей прямой и обратной реакций: $k_1ax^2 = k_2x^3$, $k_3x = k_4b$.

Концентрация промежуточного продукта x и отношение концентраций реагентов a/b определены единственным образом:

$$x = k_4b/k_3 = k_1a/k_2, \quad b/a = k_1k_3/k_2k_4.$$

Далекое от равновесия стационарное состояние характеризуют условием баланса суммарного влияния прямых и обратных реакций в форме кубического уравнения

$$-k_2x^3 + k_1ax^2 - k_3x + k_4b = 0. \quad (1)$$

Применяя схему ММЭ описания стационарного состояния с условием (1)

$$-\sum_i x_i \ln x_i + \lambda(-k_2x_i^3 + k_1ax_i^2 - k_3x_i + k_4) \rightarrow \max$$

приходим к уравнению

$$\ln x = \lambda(-3k_2x^2 + 2k_1ax - k_3), \quad (2),$$

где λ – множитель Лагранжа. Найденные графически или с помощью численных методов значения x заведомо положительны, а стационарные состояния в соответствии с принципом максимума энтропии наиболее устойчивы [3].

Уравнение (2) может иметь одно или два решения. Бистабильность и возможность феномена химических часов в открытой системе связаны с двумя решениями. Интерес представляет определение пороговой концентрации x , начиная с которой система будет демонстрировать сложное поведение. При одном решении графики логарифма в левой части и параболы в правой части уравнения касаются друг друга, имеют общую касательную. Равенство производных этих функций $1/x$ и $\lambda(-6k_2x + 2k_1a)$ дает: $6k_2\lambda x^2 - 2k_1a\lambda x + 1 = 0$. Равный нулю дискриминант этого квадратного уравнения: $4k_1^2a^2\lambda^2 - 24k_2\lambda = 0$ позволяет выразить множитель Лагранжа λ соотношением: $\lambda = 6k_2/k_1^2a^2$, а переходную в бистабильный режим концентрацию x – выражением: $x = k_1a/6k_2$. Полученное значение концентрации в шесть раз меньше равновесной. Поэтому переход в бистабильный режим происходит раньше, чем будет достигнуто термодинамическое равновесие, что подтверждается на опыте.

С помощью ММЭ можно описать автокаталитические реакции с двумя и более промежуточными продуктами.

Примером может служить известная реакция Лотки-Вольтера $A + X \xrightarrow{k_1} 2X$; $X + Y \xrightarrow{k_2} 2Y$; $Y \xrightarrow{k_3} B$ или более сложная автокаталитическая реакция $A \rightarrow X$; $B + X \rightarrow Y + D$; $2X + Y \rightarrow 3X$; $X \rightarrow F$, содержащая бифуркацию Хопфа, приводящую к периодическому поведению [2].

1. Жаботинский А. М. Концентрационные колебания. М.: Наука, 1974.
2. Николис Г., Пригожин И. Познание сложного. М.: Мир, 1990.
3. Сороко Л.М. Принцип максимума энтропии. ЭЧАЯ, 1981.

КОНЦЕПЦИЯ ПОСТРОЕНИЯ СИСТЕМ МОНИТОРИНГА АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА

Эдельштейн Ю. Д., Кочин О. Е., Кочетов А. Н.
Новомосковский институт РХТУ им. Д. И. Менделеева

Одним из важных направлений природоохранной деятельности на современном этапе развития общества является создание систем мониторинга окружающей природной среды. Повышение эффективности таких систем возможно на базе системного подхода с использованием новых достижений в области компьютерной техники, информационных технологий и аналитического приборостроения.

Системы мониторинга окружающей природной среды могут быть классифицированы по выполняемым функциям на четыре класса: автоматизированные системы контроля (АСК), автоматизированные системы мониторинга (АСМ), автоматизированные комплексные системы мониторинга (АКСМ) и автоматизированные системы мониторинга и управления (АСМУ).

К АСК относят системы мониторинга, выполняющие функции автоматического измерения и первичной обработки данных экологического контроля; такая АСК имеет в своем составе несколько автоматических постов и центр обработки информации, объединенных в локальную измерительную сеть.

Автоматизированная система мониторинга реализует все функции АСК и дополнительно выполняет прогноз состояния окружающей среды; поиск "виновников" загрязнений; адаптацию математических моделей описывающих распространение поллютантов в воздухе, водоемах, почве и др.

Автоматизированные системы мониторинга и управления реализуют все функции АСМ и дополнительно осуществляют компьютерную поддержку принятия оперативных управленческих решений (изменение нагрузок и (или) режимов функционирования экологически опасных производств, эвакуация населения и (или) персонала предприятия, наложение штрафных санкций на "виновников" загрязнений и т.п.).

Автоматизированные комплексные системы мониторинга представляют собой объединение нескольких АСМ различных объектов мониторинга (вода, воздух, предприятие, поселение, город и т.п.). При создании АКСМ руководствуются рядом достаточно общих принципов: совместной межведомственной реализации системы с четким распределением функций участников разработки; временной и пространственной непрерывности измерений и оптимальности распределения результирующей информации между пользователями; максимальной эффективности мониторинга при заданных ресурсных ограничениях и сохранении целостности системы; обеспечение надежности функционирования программно-технической системы мониторинга. Кроме этого, важными принципами построения АКСМ являются системность, модульность и вертикальная (горизонтальная) совместимость с другими системами мониторинга окружающей среды.

Изложенная концепция [1] не противоречит концепции создания единой региональной системы комплексного мониторинга окружающей природной среды и апробирована нами при разработке и внедрении АСК "Атмосфера" г. Новомосковска [2].

1. Тульский экологический бюллетень – 2000 / Под ред. В. В. Стихарева. Тула, 2001.

2. Паспорт АСК "Атмосфера". ПУ. 711. 05.99.

ТЕРМИЧЕСКОЕ ОБЕЗВРЕЖИВАНИЕ ТВЕРДЫХ ПРОМЫШЛЕННЫХ ОТХОДОВ

ГРАЧЕВ А. Н., БАШКИРОВ В. Н., САФИН Р. Г.

КАЗАНСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ

ОТХОДЫ – ТЕХНОЛОГИЧЕСКАЯ НЕИЗБЕЖНОСТЬ ЛЮБОГО ПРОИЗВОДСТВА. ВТОРИЧНАЯ ПЕРЕРАБОТКА ОТХОДОВ ПО СРАВНЕНИЮ С ПЕРЕРАБОТКОЙ КОНДИЦИОННОГО СЫРЬЯ ЧАСТО СВЯЗАНА С ДОПОЛНИТЕЛЬНЫМИ ТРУДОВЫМИ И МАТЕРИАЛЬНЫМИ ЗАТРАТАМИ. И ЕСЛИ НА КРУПНЫХ ПРЕДПРИЯТИЯХ ОТХОДЫ ЗАЧАСТУЮ ИСПОЛЬЗУЮТСЯ В КАЧЕСТВЕ СЫРЬЯ, ТО НА МАЛЫХ ПРОИЗВОДСТВАХ УТИЛИЗАЦИЯ ОСТАЕТСЯ НЕРЕШЕННОЙ ЗАДАЧЕЙ.

Вместе с тем в условиях энергодифицита актуально создание автономных источников тепловой энергии, сырьем для которых служат не востребуемые органические отходы производства. Однако при организации процесса сжигания отходов возникает ряд трудностей, связанных с образованием дымовых газов токсичных соединений и загрязнением окружающей среды.

Таким образом, основной проблемой, лимитирующей процесс сжигания отходов производств, является снижение концентрации токсичных веществ в выбросах до уровня, не превышающего ПДК.

С этой целью в разработанной нами установке термического обезвреживания твердых промышленных отходов, кроме печи для сжигания отходов и котла-утилизатора, предусмотрены камера дожигания и ступенчатая очистка вредных газовых выбросов.

Камера дожигания позволяет достичь наиболее полного окисления и разложения токсичных веществ, образовавшихся при обычном сжигании, а так же обеспечить стабильность процесса. Это происходит за счет интенсивного перемешивания топочных газов с продуктами сгорания дополнительного топлива при высокой температуре (1200 °С) и подводом вторичного воздуха.

Оснащение установки системой ступенчатой очистки исключает унос вместе с отходящими газами, пыли, паров хлористого и фтористого водорода, оксидов серы и др.

Внедрение разработанной установки позволит предприятию обеспечить обезвреживание в соответствии с санитарными нормами широкого спектра горючих отходов, таких как обтирочные материалы, твердые смолы, различная упаковка, обрезки пластика и синтетических пленок, остатки лакокрасочных материалов, отходы столярного цеха и др., с дополнительным получением дешевой тепловой энергии (3,7 кВт/кг.ус.т.).

МОДЕЛИРОВАНИЕ ЭМИССИЙ БИОГАЗА НА ПОЛИГОНАХ ЗАХОРОНЕНИЯ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ

Максимова С. В., Глушанкова И. С., Батракова Г. М.

Пермский государственный технический университет

ОДНИМ ИЗ НАИБОЛЕЕ РАСПРОСТРАНЕННЫХ СПОСОБОВ САНИТАРНОЙ ОЧИСТКИ ГОРОДОВ ОТ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ (ТБО) ЯВЛЯЕТСЯ ЗАХОРОНЕНИЕ ИХ НА ПОЛИГОНАХ И СВАЛКАХ.

НА ПОЛИГОНАХ ТБО В ТЕЧЕНИЕ ДЛИТЕЛЬНОГО ВРЕМЕНИ (ДЕСЯТКИ И СОТНИ ЛЕТ) ПРОТЕКАЮТ СЛОЖНЫЕ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ И БИОХИМИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ РАЗЛОЖЕНИЯ ОТХОДОВ, СОПРОВОЖДАЮЩИЕСЯ ВЫДЕЛЕНИЕМ БИОГАЗА И ОБРАЗОВАНИЕМ ФИЛЬТРАЦИОННЫХ ВОД.

МЕТОДЫ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ ПРОЦЕССОВ ОБРАЗОВАНИЯ БИОГАЗА ПОЗВОЛЯЮТ ОПЕРАТИВНО УПРАВЛЯТЬ НЕГАТИВНЫМИ ВОЗДЕЙСТВИЯМИ ПОЛИГОНОВ ТБО НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ,

ВЫРАБОТАТЬ СТРАТЕГИЮ ЗАЩИТЫ, СНИЖАЮЩУЮ ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК, СОЗДАТЬ СООТВЕТСТВУЮЩИЕ ПРОТИВОАВАРИЙНЫЕ СИСТЕМЫ, ОПРЕДЕЛИТЬ ВОЗМОЖНОСТЬ ПОСЛЕДУЮЩЕГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ РЕКУЛЬТИВИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ ПОЛИГОНОВ В НАРОДНОМ ХОЗЯЙСТВЕ.

НЕСМОТРИ НА ТО, ЧТО МАТЕМАТИЧЕСКИЕ МОДЕЛИ ВО МНОГОМ УПРОЩАЮТ СЛОЖНЫЙ ПРОЦЕСС РАЗЛОЖЕНИЯ ОТХОДОВ, ОНИ ОСТАЮТСЯ НАИБОЛЕЕ ПЕРСПЕКТИВНЫМ ИНСТРУМЕНТОМ ПРОГНОЗА ОБРАЗОВАНИЯ БИОГАЗА ИЗ-ЗА ДЛИТЕЛЬНОСТИ И СЛОЖНОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ.

МОДЕЛЬ РАСЧЕТА ЭМИССИЙ ДОЛЖНА БЫТЬ УДОБНОЙ ДЛЯ ПОЛЬЗОВАТЕЛЯ, Т.Е. НЕ СЛИШКОМ СЛОЖНОЙ, ВМЕСТЕ С ТЕМ ДАВАТЬ РЕЗУЛЬТАТЫ, ДОСТАТОЧНЫЕ ДЛЯ ПРИНЯТИЯ ПРАКТИЧЕСКИХ РЕШЕНИЙ.

ПРИ РАЗРАБОТКЕ МОДЕЛИ НЕОБХОДИМО УЧИТЫВАТЬ СЛЕДУЮЩИЕ ОСНОВНЫЕ ФАКТОРЫ, ВЛИЯЮЩИЕ НА СОСТАВ И КОЛИЧЕСТВО ОБРАЗУЮЩЕГОСЯ БИОГАЗА: А) МОРФОЛОГИЧЕСКИЙ СОСТАВ ТБО, ОПРЕДЕЛЯЮЩИЙ СОДЕРЖАНИЕ ОРГАНИЧЕСКИ РАЗЛАГАЕМОГО УГЛЕРОДА КАК ОСНОВНОГО ИСТОЧНИКА БИОГАЗА;

Б) СТЕПЕНЬ БИОДЕГРАДАЦИИ КАЖДОЙ ФРАКЦИИ ТБО (Φ_B), КОТОРАЯ ЗАВИСИТ ОТ СТАДИИ ЖИЗНЕННОГО ЦИКЛА ПОЛИГОНА, ТЕМПЕРАТУРЫ, PH ФИЛЬТРАТА И ВЛАЖНОСТИ ОТХОДОВ. БИОГАЗ НАЧИНАЕТ ВЫДЕЛЯТЬСЯ ПРИ УСТАНОВЛЕНИИ В ТЕЛЕ ПОЛИГОНА АНАЭРОБНЫХ УСЛОВИЙ. СТЕПЕНЬ БИОДЕГРАДАЦИИ ДЛЯ РАЗЛИЧНЫХ ТИПОВ ОТХОДОВ ОПРЕДЕЛЕНА ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНО [1]. ЕЕ ЗНАЧЕНИЯ УКАЗАНЫ В ТАБЛ. 1.

СУЩЕСТВУЕТ НЕСКОЛЬКО ТЕОРЕТИЧЕСКИХ МЕТОДОВ И МОДЕЛЕЙ ОЦЕНКИ ЭМИССИЙ БИОГАЗА (ИЛИ МЕТАНА, КАК ОСНОВНОГО ЕГО КОМПОНЕНТА), В ТОЙ ИЛИ ИНОЙ МЕРЕ УЧИТЫВАЮЩИХ УКАЗАННЫЕ ФАКТОРЫ (МОДЕЛЬ *LANDGEM*, ПОЛИФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ, ИНТЕГРИРОВАННЫЕ) [2, 3]. ПРИМЕНЕНИЕ ЭТИХ МОДЕЛЕЙ НА ПРАКТИКЕ ЧАСТО НЕВОЗМОЖНО, ОСОБЕННО В УСЛОВИЯХ МАЛОУПРАВЛЯЕМЫХ РОССИЙСКИХ ПОЛИГОНОВ, ТАК КАК В НИХ ИСПОЛЬЗУЕТСЯ БОЛЬШОЕ ЧИСЛО КОНСТАНТ, ОПРЕДЕЛЯЕМЫХ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНО.

НА ОСНОВЕ АНАЛИЗА СУЩЕСТВУЮЩИХ МОДЕЛЕЙ НАМИ РАЗРАБОТАНА МОДЕЛЬ, ПОЗВОЛЯЮЩАЯ ОПРЕДЕЛИТЬ ПЕРИОДЫ АКТИВНОГО И ПАССИВНОГО ВЫДЕЛЕНИЯ МЕТАНА И ВРЕМЯ УСТАНОВЛЕНИЯ ЭМИССИЙ, ПОЗВОЛЯЮЩИХ ВОЗВРАЩАТЬ ТЕРРИТОРИЮ ПОЛИГОНА В ХОЗЯЙСТВЕННЫЙ ОБОРОТ.

В ОСНОВУ МОДЕЛИ ПОЛОЖЕНО СЛЕДУЮЩЕЕ ВЫРАЖЕНИЕ: $Q(\tau) = L_0 \theta e^{-k\tau}$, ГДЕ $Q(\tau)$ – ЭМИССИЯ МЕТАНА, $\text{NM}^3/\text{Г}$; k – КОНСТАНТА СКОРОСТИ ВЫДЕЛЕНИЯ БИОГАЗА, $1/\text{Г}$; θ – СРЕДНИЙ ЕЖЕГОДНЫЙ УРОВЕНЬ ПРИНИМАЕМЫХ ОТХОДОВ В ПЕРИОД ЭКСПЛУАТАЦИИ ПОЛИГОНА, T ; τ – ВОЗРАСТ ПОЛИГОНА С МОМЕНТА НАЧАЛА ВЫДЕЛЕНИЯ БИОГАЗА, Г ; L_0 – МЕТАНОВЫЙ ПОТЕНЦИАЛ, NM^3/T .

МЕТАНОВЫЙ ПОТЕНЦИАЛ ОПРЕДЕЛЯЕТСЯ ДЛЯ КАЖДОЙ ФРАКЦИИ ОТХОДОВ ПО СТЕХИОМЕТРИЧЕСКИМ УРАВНЕНИЯМ ИХ БИОДЕСТРУКЦИИ С УЧЕТОМ ИЗВЕСТНЫХ ЗОЛЬНОСТИ A , МОЛЯРНОЙ МАССЫ ОТХОДА M И ФАКТОРА БИОДЕГРАДАЦИИ Φ_B : $L_i = 11,088(1 - A)\Phi_B / MW_y$.

Затем полный потенциал смеси компонентов рассчитывается с учетом средней годовой влажности отходов w и морфологического состава ТБО (c_i , %): $L_0 = w \sum_{i=1}^{i=n} (L_i c_i \%)$, где константа скорости k определяется как величина, обратная времени с момента активного выделения биогаза, в большинстве случаев совпадающего со временем закрытия полигона.

Нами проводится сравнительная оценка эмиссий метана, полученных с помощью разработанной модели, и полевых измерений на территории полигона ТБО г. Перми.

Таблица 1

Степень биodeградации различных фракций ТБО

Тип отходов	Наименование отходов	ВРЕМЯ РАЗЛОЖЕНИЯ T , ЕСЛИ условия			Φ_B
		влажные	средние	сухие	
		Быстро разлагаемые	3 года	7 лет	
Средне разлагаемые	ПИЩЕВЫЕ ОТХОДЫ, БУМАЖНЫЕ ТАРЕЛКИ, ЧАШКИ, ОФИСНАЯ И ЖУРНАЛЬНАЯ БУМАГА	3 года	7 лет	15 лет	0,83
	Целлофан, молочный картон, принтерная и лощеная бумага, трава, листья	7 лет	15 лет	25 лет	0,6 0,72
Медленно разлагаемые	Гофрированный картон, газеты, ветки, сучья, дерево	15 лет	25 лет	50 лет	0,22

ОЦЕНКА ПРИМЕНИМОСТИ модели *LANDGEM* ДЛЯ ПРОГНОЗА эмиссии биогаза С ТЕРРИТОРИИ ЗАХОРОНЕНИЯ ОТХОДОВ

Батракова Г. М., Максимова С. В., Глушанкова И. С.
Пермский государственный технический университет

В МЕЖДУНАРОДНОЙ ПРАКТИКЕ ДЛЯ ПРОГНОЗА НЕКОНТРОЛИРУЕМЫХ ЭМИССИЙ БИОГАЗА С ПОЛИГОНОВ ЗАХОРОНЕНИЯ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ (ТБО) ИСПОЛЬЗУЕТСЯ МОДЕЛЬ *LANDGEM* АМЕРИКАНСКОГО АГЕНТСТВА ПО ОХРАНЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ (ЕРА). МОДЕЛЬ ПОЗВОЛЯЕТ РАССЧИТАТЬ ВАЛОВУЮ ЭМИССИЮ БИОГАЗА В ЛЮБОЙ МОМЕНТ ЖИЗНЕННОГО ЦИКЛА ПОЛИГОНА [1]. НАМИ ПРОВЕДЕНА ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ МОДЕЛИ ЕРА ДЛЯ ПРОГНОЗА ЗАВЕРШЕНИЯ АКТИВНОГО И ПАССИВНОГО ПЕРИОДОВ ЭМИССИИ БИОГАЗА С ТЕРРИТОРИИ ЗАХОРОНЕНИЯ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ ПЕРМИ.

ПРОГНОЗ ЭМИССИИ БИОГАЗА ПО МОДЕЛИ *LANDGEM* ОСНОВАН НА ЗАВИСИМОСТИ

$$G = WL_0(k + s) \left(1 - e^{-s(t-t_0)}\right) \left(ke^{-k(t-t_1)}\right) / s,$$

где G – суммарная генерация биогаза полигона за время t , м³/год; W – отходы на площадке, т; L_0 – потенциальная емкость генерации метана, м³/т; t – время от начала размещения отходов, годы; t_1 – время между размещением отходов и началом регенерации биогаза, годы; k – константа скорости распада 1-го порядка, год⁻¹; s – фазовая константа увеличения скорости распада первого порядка, год⁻¹.

Для оценки максимальных ожидаемых эмиссий рекомендуются значения $k = 0,05$ год⁻¹; и $L_0 = 100$ м³/т (параметры САА). Для расчета типичных эмиссий используются значения $k = 0,04$ год⁻¹; $L_0 = 170$ м³/т (параметры АР-42).

ДЛЯ ПРОГНОЗА ЭМИССИИ БИОГАЗА С РОССИЙСКИХ ПОЛИГОНОВ ОСНОВНЫЕ ПАРАМЕТРЫ МОДЕЛИ ДОЛЖНЫ УЧИТЫВАТЬ ИХ ХАРАКТЕРНЫЕ ОСОБЕННОСТИ: ОТСУТСТВИЕ УЧЕТА ДЛИТЕЛЬНОСТИ ВОЗДЕЙСТВИЯ СКЛАДИРОВАННЫХ ОТХОДОВ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ; ОТСУТСТВИЕ ПРЕДВАРИТЕЛЬНОЙ ПОДГОТОВКИ ОТХОДОВ ПЕРЕД ЗАХОРОНЕНИЕМ; ОТСУТСТВИЕ СИСТЕМЫ ДЕГАЗАЦИИ; ПРИМЕНЕНИЕ ЗЕМЛЯНОЙ ЗАСЫПКИ В КАЧЕСТВЕ ЗАЩИТНОГО ПОКРЫТИЯ; ОТСУТСТВИЕ ИЗОЛИРУЮЩЕЙ ПЕРЕСЫПКИ СКЛАДИРУЕМЫХ СЛОЕВ ОТХОДОВ.

ПРИМЕНЯЯ МЕТОДИКУ И МОДЕЛЬ *LANDGEM* ДЛЯ РАСЧЕТА НЕКОНТРОЛИРУЕМОЙ ЭМИССИИ БИОГАЗА, МЫ ПРОВЕЛИ ВЕРИФИКАЦИЮ ПАРАМЕТРОВ ПО ЗНАЧЕНИЯМ k И L_0 В СООТВЕТСТВИИ С ФАКТИЧЕСКИМ ДАННЫМИ, ХАРАКТЕРИЗУЮЩИМИ СОСТОЯНИЕ ПОЛИГОНА ЗАХОРОНЕНИЯ ТБО "СОФРОНЫ".

ЗАХОРОНЕНИЕ ТБО НА ДАННОЙ ТЕРРИТОРИИ ВЕДЕТСЯ С 1978 Г., ОБЪЕМ СКЛАДИРОВАННЫХ ОТХОДОВ СОСТАВЛЯЕТ 5450 ТЫС. Т, СРЕДНЯЯ ПЛОТНОСТЬ – 0,8 – 1,2 Т/М³, СРЕДНЕГОДОВОЕ ПОСТУПЛЕНИЕ СОСТАВЛЯЕТ 247,7 ТЫС. Т ОТХОДОВ. МАССИВ ТБО СЛОЖЕН ИЗ РАЗНОВОЗРАСТНЫХ ОТХОДОВ СМЕШАННОЙ МОРФОЛОГИИ (БУМАГА – 22,5 %; СТЕКЛО – 17,2 %; ПИЩЕВЫЕ ОТХОДЫ – 10,5 %; ТЕКСТИЛЬ, ДЕРЕВО, КОСТИ – 7,2 %; СТРОИТЕЛЬНЫЙ МУСОР – 7,1 %, ПЛАСТМАССА – 5,6 %; МЕТАЛЛЫ И ПРОЧЕЕ – 28 %). СОДЕРЖАНИЕ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ТБО СОСТАВЛЯЕТ $S_{\text{общ}} = 41,5$ %.

В МОДЕЛИ *LANDGEM* ЗНАЧЕНИЕ КОНСТАНТЫ СКОРОСТИ ГЕНЕРАЦИИ МЕТАНА (k) ПРИНЯТО ДЛЯ ЗОН С ГОДОВЫМ КОЛИЧЕСТВОМ ОСАДКОВ НЕ БОЛЕЕ 400 ММ/ГОД, $k = 0,04 - 0,05$. ДЛЯ КЛИМАТИЧЕСКОГО РАЙОНА УРАЛА С ГОДОВЫМ МАКСИМАЛЬНЫМ КОЛИЧЕСТВОМ ОСАДКОВ 600 – 700 ММ/ГОД k ДОЛЖНА ИМЕТЬ ВЕЛИЧИНУ НЕ БОЛЕЕ 0,03. ПРИ ЭТОМ ЗНАЧЕНИЯ ПОТЕНЦИАЛА ГЕНЕРАЦИИ МЕТАНА L_0 ПО ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫМ ДАННЫМ ДЛЯ ПОЛИГОНА "СОФРОНЫ" ПРИНЯТО 170 М³/Т.

РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТА ЭМИССИЙ ПРЕДСТАВЛЕНЫ НА РИС. 1.

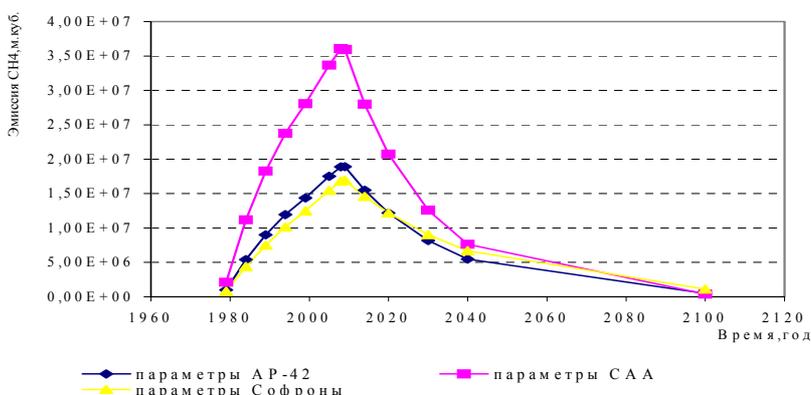


Рис. 1. Результаты прогноза реконтролируемой эмиссии метана с территории захоронения ТБО г. Перми по модели *LandGEM*

ПО НАШЕМУ МНЕНИЮ, УТОЧНЕННАЯ ПО ЗНАЧЕНИЯМ K И L_0 МОДЕЛЬ *LANDGEM*, ПРИМЕНИМА ДЛЯ ОЦЕНКИ НЕКОНТРОЛИРУЕМЫХ ЭМИССИЙ БИОГАЗА ОТ ТЕРРИТОРИЙ ЗАХОРОНЕНИЙ ТБО В УСЛОВИЯХ ПЕРМСКОГО РЕГИОНА.

РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТОВ ЭМИССИЙ ИСПОЛЗУЮТСЯ ДЛЯ ОПТИМИЗАЦИИ ТЕХНИЧЕСКИХ РЕШЕНИЙ И НАДЕЖНОГО ВЫБОРА МЕРОПРИЯТИЙ ПО ДЕГАЗАЦИИ ПРОЕКТИРУЕМЫХ ПОЛИГОНОВ, ОРГАНИЗАЦИИ МОНИТОРИНГА И ТЕХНОЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ С ЦЕЛЮ ОБЕСПЕЧЕНИЯ ИХ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ.

1. LANDFILL GAS EMISSIONS / C. DAVI COOPER, D. R. REINHART, F.RASH, D SELIGMAN, D. KEELY. REPORT 92-2. UNIVERSITY OF CENTRAL FLORIDA, 1992. 130 P.
ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЭФФЕКТИВНЫХ ПАРАМЕТРОВ
ПРЕДВАРИТЕЛЬНОЙ ПОДГОТОВКИ ПРОМБЫТОТХОДОВ
К ТЕРМОЛИЗУ

Парфенюк А. С., Антонюк С. И.

Донецкий национальный технический университет

Разрабатываемая нами технология комплексной переработки твердых углеродистых промбытотходов (ПБО) предполагает термолиз ПБО в наклонных термолизных печах (НТП).

Сложность переработки любых ПБО заключается в непостоянстве их свойств: морфологического и фракционного состава, влажности, объемной плотности, содержания органического вещества, теплотворной способности и др. Эффективность термолиза ПБО в НТП существенно зависит от их стабильности, поэтому для управления качеством и стабилизации характеристик сырья и получаемых из отходов продуктов, а также для обеспечения надежной работы НТП необходимо в процессе предварительной подготовки из разных по свойствам исходных твердых ПБО и добавленных при необходимости к ним жидких составляющих, сделать однородную смесь с заданными параметрами. Важной стадией процесса является составление сложных, многокомпонентных, гетерогенных смесей с направленными свойствами, т.е. компаундирование.

С целью определения основных физико-механических и технологических свойств ПБО, закономерностей их изменения и оценки пригодности компаунд-смесей для переработки термолизом нами проведены экспериментальные исследования, на основании которых сделан анализ влияния некоторых факторов разрабатываемого процесса, и определены эффективные параметры режима предварительной подготовки сырья.

При этом составлена математическая модель с использованием симплекс-решетчатого плана Шеффе для исследования системы состав-свойство. Факторами эксперимента выступали концентрации отдельных компонентов промышленных и бытовых отходов в компаунд-смеси. Влияние состава было оценено не во всей области изменения концентрации компонентов, а только в локальном участке диаграммы с границами, определенными по технологическим соображениям. Для проведения планированного эксперимента использовали "модельные" компаунд-смеси, которые содержали твердые бытовые (ТБО) и промышленные углеродистые отходы (ТУО) в пропорциях согласно матрице планирования – {4,3}. Подготовленные смеси имели влажность 20 % и брикетировались при давлении 15 МПа.

Получение ТУО для исследования его свойств проводили методом контейнерного термолиза брикетов в коксовой печи при периоде

26 часов и температуре 900 °С.

В результате получены полиномиальные уравнения регрессии третьего порядка для следующих откликов: объемная и истинная плотность, прочность ($\sigma_{сж}$, σ_p) ТУО. Установлены границы оптимальных концентраций компонентов в компаунд-смеси. Адекватность модели проверена по 25 контрольным точкам.

Во второй части эксперимента установили влияние давления уплотнения (4 – 12 МПа) и количества связующего (5 – 10 %) на прочность получаемого ТУО и показатели его технического анализа. В качестве связующего была использована

кислая смола сульфатного отделения коксохимического завода. Температура термической обработки составляла 1050 °С при выдержке 27 часов.

В табл. 1 приведены характеристики полученного ТУО. Можно отметить, что он имеет небольшой выход летучих (2,3 ... 2,4 %), а содержание серы в ТУО невелико (0,5 ... 0,8 %) и немного возрастает с увеличением добавления смолки к исходной смеси.

Таблица 1

Характеристики ТУО

№ смеси	Состав, %		Добавка кислой смолки, %	Давление уплотнения, МПа	Технический анализ ТУО, %				Плотность брикетов, кг/м ³		Прочность ТУО, МПа	
									До термоллиза	После термоллиза	$\sigma_{сж}$	σ_p
	Шлам	ТБО			A^d	V^d	V^{daf}	S_t^d				
1	88	12	5	8	47,0	1,3	2,4	0,588	1160	550	0,65	0,052
2			7	8	47,2	1,3	2,4	0,680	1150	660	0,56	0,055
3			10	8	50,0	1,2	2,4	0,713	1130	887	0,63	0,142
4	100	0	0	4	47,2	1,2	2,4	0,895	1600	1300	3,3	1,03
5	100	0	7	4	46,3	1,3	2,4	0,921	1400	1325	2,94	0,78
6	88	12	7	4	47,1	1,3	2,4	0,675	950	643	0,52	0,034
7			7	12	52,2	1,1	2,3	0,734	1177	790	0,63	0,31

В результате обработки экспериментальных данных определены зависимости прочности и плотности ТУО от влияющих факторов процесса. Нужно отметить, что давление уплотнения компаунд-смесей до 7 ... 8 МПа не оказывает существенного влияния на прочность ТУО, при давлениях более 8 МПа наблюдается значительное (в 6 раз) увеличение прочности на растяжение и небольшое увеличение прочности на сжатие, что говорит о возрастании пластичности материала и уменьшении его хрупкости.

Энергетическая ценность ТУО составила 16,2 ... 16,5 МДж/кг.

С учетом того, что по разрабатываемой технологии теплота нагретого ТУО утилизируется, общая энергетическая ценность составляет около 17,5 МДж/кг. Это является вполне приемлемым для энергетического и бытового топлива. Использование такого высокозольного топлива эффективно в котлоагрегатах с кипящим слоем.

По результатам исследования можно сделать следующие выводы: термоллиз является эффективным процессом переработки смесей углеродистых промбытотходов и позволяет перерабатывать различные твердые углеродистые отходы, с добавлением при необходимости жидких, и получать из них энергетическое топливо с теплотой сгорания порядка 16 ... 17 МДж/кг и сырье для химической и строительной промышленности; в процессе предварительной подготовки сырья необходимо оптимизировать состав путем создания компаунд-смеси; предварительное уплотнение желательно до плотности 1000 ... 1100 кг/м³ при давлениях более 8 МПа.

ОЦЕНКА РАБОТОСПОСОБНОСТИ СТЫКОВОЧНЫХ УЗЛОВ ТЕПЛОВЫХ АГРЕГАТОВ

Алексеева О. Е., Власов Г. А., Парфенюк А. С., Топоров А. А.
Донецкий национальный технический университет

Значительное влияние на надежность тепловых агрегатов коксохимической, металлургической, огнеупорной промышленности оказывает работоспособность таких элементов как люки, двери, клапаны, крышки и т.п., включающие элементы стыковки огнеупорных и металлических конструкций. Степень разрушения элементов этих узлов бывает столь значительна, что приводит к потере герметичности стыковочных узлов, затруднению выдачи продукта из агрегата, существенному ухудшению его качества, а иногда к авариям с большими экономическими потерями и выбросами в окружающую среду.

Элементы, выполненные из разных материалов, имеют различные коэффициенты температурного расширения, неодинаковые физико-механические свойства и по разному воспринимают нагрузку. Находясь в тесном контакте и взаимовлиянии, они работают в условиях постоянных температурных перепадов, механических и химических воздействий. Обеспечение должного уровня надежности стыковочных узлов позволит повысить долговечность всего агрегата, улучшить экологическую обстановку на предприятии. При разработке новых конструкций тепловых агрегатов, к которым предъявляют повышенные требования по надежности и герметичности уже на стадии их проектирования, появляется потребность прогнозировать работоспособность узлов.

Стыковочные узлы, как правило, находятся в контакте с внутренними рабочими объемами и внешней средой и служат для подвода-отвода газов, загрузки-выгрузки сырья и продуктов. В коксовых печах имеется несколько таких узлов: узлы загрузочного и газоотводящего люка, узел элементов головочной зоны простенков коксовых печей, узел элементов газоподводящей арматуры. Общей для всех этих конструкций является проблема обеспечения герметичности и безотказности. Опыт эксплуатации коксовых печей различных объемов показывает, что в наиболее неблагоприятных условиях работает головочная зона простенков коксовых печей – кладка первых двух – трех вертикалов, брони, рамы, двери, анкераж. Установлено, что на этой ограниченной в пространстве зоне сконцентрировано до 80 % отказов элементов всей коксовой батареи.

Зная закономерности поведения элементов головочной зоны в процессе эксплуатации, возможно прогнозировать состояние узлов стыка более простой конструкции. Поэтому дальнейшие исследования проводились именно для этой зоны.

В существующих методиках расчета элементов стыковочных узлов принимается во внимание действие на конструкцию одного из факторов, не учитывая вклад остальных. Поэтому появилась необходимость в разработке критериев, позволяющих оценить работоспособность элементов стыковочных узлов с учетом влияния комплекса факторов.

Разработка производилась в несколько этапов.

На первом этапе исследована надежность элементов головочной зоны простенков методом дерева отказов с целью ранжирования событий, приводящих к неисправностям элементов узла по степени их влияния на производственный процесс. Результаты анализа позволили установить и разграничить характеристики основных действующих факторов и параметров рассматриваемой системы.

К параметрам стыковочных узлов относятся прочность элементов σ^* , герметичность G , ресурс R . Основные факторы, влияющие на рассматриваемую систему – свойства сырья, а именно, газопроницаемость P , тепловые нагрузки, а именно максимальная температура t_{\max} , температурный перепад $t_{\max} - t_{\min}$ и количество циклов $n_{\text{ц}}^t$, механические нагрузки, а именно действующие напряжения σ^M и количество циклов $n_{\text{ц}}^M$, технологический фактор, выражающийся в скорости поверхностного разрушения v_s , характерный размер и форма l .

На втором этапе производился вывод критериальных уравнений на основе теории размерностей. Получено три уравнения, по числу параметров системы, общий вид которых можно представить в форме следующих многочленов:

$$\Omega_{i=1..n} = \sigma^M a_1 \left(\frac{t_{\max}}{t_{\max} - t_{\min}} \right)^{m_1} a_2 \left(\frac{\sigma^M}{v_s P^{-1}} \right)^{m_2} a_3 (n_{\text{ц}}^t)^{m_3} a_4 (n_{\text{ц}}^M)^{m_4};$$

$$Q_{j=1..m} = l^2 v_s b_1 \left(\frac{t_{\max}}{t_{\max} - t_{\min}} \right)^{m_1} b_2 \left(\frac{\sigma^M}{v_s P^{-1}} \right)^{m_2} b_3 (n_{\text{ц}}^t)^{m_3} b_4 (n_{\text{ц}}^M)^{m_4};$$

$$T_{i=1..n} = l v_s^{-1} c_1 \left(\frac{t_{\max}}{t_{\max} - t_{\min}} \right)^{m_1} c_2 \left(\frac{\sigma^M}{v_s P^{-1}} \right)^{m_2} c_3 (n_{\text{ц}}^t)^{m_3} c_4 (n_{\text{ц}}^M)^{m_4},$$

где Ω – критерий прочности элементов; Q – критерий утечек через соединения элементов; T – критерий ресурса каждого элемента; n – количество элементов; m – количество соединений; a_{1-4} , b_{1-4} , c_{1-4} , m_{1-4} – безразмерные постоянные.

Первое критериальное уравнение позволяет оценить состояние каждого элемента системы в любой его точке по соответствию пределу прочности. По второму уравнению производится проверка герметичности соединений элементов. Третье уравнение позволяет оценить общий уровень технического состояния узла по долговечности каждого элемента.

Математические зависимости между параметрами и каждым из факторов, входящим в критериальные уравнения, определены на основе экспериментальных и теоретических исследований.

Для оценки работоспособности узла необходимо иметь представление о характере распределения механических напряжений и температур в его элементах в процессе эксплуатации.

С этой целью нами разработана математическая модель напряженно-деформированного состояния узла головочной зоны простенка (ГЗП), в основу которой положены основные уравнения теории упругости. Для реализации уравнений использован метод конечных элементов. В результате расчета установлено распределение механических напряжений в сечении узла для четырех типичных случаев приложения нагрузок. Два из них соответствуют нормальной работе печи и два – аварийным ситуациям. Наиболее высокий уровень напряжений возникает при неточной установке двери на печь, поэтому при расчете головочной зоны по критерию прочности и долговечности использовано распределение напряжений, возникающее в этом случае.

Для определения температурного состояния ГЗП разработана модель, в основу которой положено двумерное уравнение теплопроводности. Реализация модели позволила получить распределение температур в сечении узла.

По критериальным уравнениям осуществлена проверка прочности, герметичности и долговечности ГЗП. Определены совокупности точек в элементах, где условия критериев прочности и долговечности не выполняются. Оценена герметичность соединений дверь-бронерама, бронерама-кладка, в результате расчета определены интервалы времени в процессе эксплуатации агрегата, соответствующие потере герметичности узла.

Помимо оценки общего уровня надежности узлов стыковки критериальный подход позволяет: сопоставлять по полученным расчетным данным показатели надежности подобных узлов различных тепловых агрегатов; исследовать влияние на работоспособность элементов различных факторов; на этапе проектирования новых конструкций прогнозировать работоспособность и долговечность узла и его элементов.

В результате расчета по критериям работоспособности получена необходимая для проектировщиков информация для усовершенствования конструкции.

К РАЗРАБОТКЕ СИСТЕМЫ ОБЕСПЕЧЕНИЯ ТЕХНОГЕННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ПРОИЗВОДСТВ ПО ПЕРЕРАБОТКЕ ОТХОДОВ

Топоров А. А., Парфенюк А. С., Власов Г. А.
Донецкий национальный технический университет

Развитие человеческой цивилизации немыслимо без технических объектов, количество которых стремительно увеличивается, и человек большую часть своей жизни проводит в их среде. Увеличение количества технических объектов привело к качественным изменениям среды обитания человека, поскольку большинство объектов проектировалось без комплексного учета последствий техногенного воздействия на окружающую среду и человека.

Кроме того, современная технологическая цивилизация привела к образованию огромного количества отходов – объектов, дальнейшая переработка которых на существующем техническом уровне часто затруднена технически и экономически неэффективна. Отходы постоянно накапливаются, создавая дополнительную техногенную нагрузку на окружающую среду.

Для снижения уровня техногенной нагрузки необходимо создание технологических комплексов по переработке накопленных и постоянно генерируемых отходов. Учитывая специфику таких производств необходимо особое внимание уделять их техногенной безопасности.

Понятие техногенной безопасности не сводится только к охране труда и технике безопасности на производстве. Оно включает весь комплекс воздействий на здоровье и психическое состояние человека в совокупности с экологической безопасностью, которую в свою очередь также следует рассматривать как исключение вмешательства технического объекта в окружающую среду с учетом выпускаемой продукции, потребляемых ресурсов на протяжении всего цикла жизни вплоть до стадии прекращения функционирования и его ликвидации или замены новым. Кроме того, современные потребности в создании новых технических объектов должны учитывать также необходимость в восстановлении уже нарушенной экологической целостности окружающей среды и решать проблемы ликвидации накопленных запасов различных отходов. При этом необходимо, чтобы научно-технический уровень объектов для восстановления окружающей среды был значительно более высоким в связи с особенностями перерабатываемого сырья: его высокой токсичностью, неоднородностью химического состава, разбросом физико-механических, теплофизических и прочих свойств и т.д. Поэтому назрела необходимость разработки теоретической базы системного анализа техногенной безопасности промобъектов и практических рекомендаций по ее обеспечению на объектах по переработке промбытотходов.

Известные подходы к проблеме техногенной безопасности разрознены, порой отсутствует научное обоснование, методики оценки и количественные критерии уровня опасности, слабо используются возможности в области информационных и компьютерных технологий, недостаточное использование современных методов исследований и математическое моделирование. Решение перечисленных сложных научно-технических задач по созданию безопасных и экологически чистых промышленных объектов может быть найдено лишь при одновременном формировании технической, энергетической, информационной структур объекта и создании многоплановой системы обеспечения техногенной безопасности на всех участках и стадиях производства.

При обосновании выбора методов и средств и разработке систем обеспечения техногенной безопасности промышленных производств важными этапами является выбор критериев техногенной безопасности и модели развития техногенных аварий.

Критерии техногенной безопасности промобъектов должны отвечать ряду требований, и в первую очередь, отображать физическую сущность технологических процессов, происходящих в объекте, как при нормальном, так и при аварийном функционировании. При этом критерии должны учитывать энергетическое состояние объекта, количество накопленной энергии, ее превращения и трансформации из одной формы в другую; вероятностные характеристики техногенной опасности объекта – уровень старения и износа оборудования, статистические характеристики аналогичных объектов, человеческий фактор. Наиболее целесообразным представляется разделение критериев на группы, отражающие их физическую сущность.

Моделирование развития техногенных аварий позволяет отразить динамику изменения техногенной ситуации и связанные с этим качественные переходы объектов в техногенной зоне из одного состояния в другое; различную природу опасностей объектов их взаимовлияние.

Используя критерии техногенной безопасности совместно с моделированием развития техногенно опасных ситуаций можно свести все многообразие видов техногенной нагрузки к нескольким, количественно выражаемым величинам, сравнивать объекты различной природы по уровню техногенной опасности, выполнять оперативное и перспективное прогнозирование изменения состояния объектов по уровню техногенной опасности, разрабатывать рекомендации по организационно-техническим мероприятиям, направленным на уменьшение уровня техногенной опасности объекта, выявить существующие объекты с неприемлемым уровнем техногенной опасности, проектировать новые производства с заданным уровнем техногенной опасности.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ ЭМИССИИ И ПЕРЕНОСА ВЕЩЕСТВ В ПОЧВЕННОМ СЛОЕ ПРОМЫШЛЕННОЙ ЗОНЫ

Чемоданов А. В., Ольшевский М. В.

Владимирский государственный университет

Современные подходы к рассмотрению путей диффузии и эмиссии веществ основываются на решении уравнения нестационарного процесса трехмерной диффузии

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + \nabla_{\underline{c}_i} = \nabla K \nabla c_i + R(c_i) + S + \sum_j I_{ij}(c_i, c_j),$$

где c_i – концентрация компонента в i -й точке системы; j – индекс предыдущей точки пространства; t – время; \underline{u} – вектор скорости перемещения массы в рассматриваемой среде; K , R и S – функции, учитывающие перенос веществ, их реакционную способность и химическое сродство, соответственно; I_{ij} – интегральный критерий, учитывающий параметры, неподдающиеся управлению; ∇ – оператор Гамильтона.

Существует возможность решения этого уравнения методами Эйлера и Лагранжа. Имеются разработки, включающие в себя оба способа решения. Получение значений концентраций в твердой фазе осуществляется путём рассмотрения уравнения диффузии на базе классических законов тепло- и массопереноса, сведением его к критериальным уравнениям. Наиболее употребимыми критериями подобия в решении данной задачи являются критерии Рейнольдса (Re), Нуссельта (Nu), Прандтля (Pr).

Для решения конечного уравнения необходимо задавать начальные и граничные условия, чтобы свести данную задачу к задаче Коши, причем главной посылкой для решения является то, что концентрация вещества на входе в рассматриваемую систему должна подчиняться гауссовому распределению. В гауссовском представлении уравнение диффузии решается в трехмерных координатах с получением точечных значений концентраций и нахождением характеристик турбулентного потока по каждой координатной оси.

Воспользовавшись некоторыми математическими упрощениями, мы решим это уравнение интегральным методом, схожим с методом решения по Лапласу

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[\lambda(c) \frac{\partial c}{\partial x} \right] = \rho(c) \frac{\partial c}{\partial \tau}, \quad x > 0, \tau > 0,$$

где c – концентрация; $\rho(c)$ – зависимость плотности потока от концентрации.

После ряда преобразований, связанных с подстановкой Гудмена и задания профиля искомой функции мы получим окончательное выражение для искомой концентрации

$$\frac{c(x, \tau)}{c_n} = \left(1 - \frac{x}{2\sqrt{6k_0(1+\alpha)\tau}} \right)^3.$$

Рассмотренный математический аппарат позволяет решить задачу определения антропогенной нагрузки на окружающую природную среду для веществ, выбрасываемых и поглощаемых в чистом виде, т.е. время жизни которых превышает скорость их адсорбции почвенным слоем.

ОБ ЭВОЛЮЦИИ АТМОСФЕРЫ ГОРОДА В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕННОГО ПРЕССИНГА И МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Ольшевский М. В., Устинов В. Н., Чемоданов А. В.
Владимирский государственный университет

Техногенный прессинг на атмосферу города заключается в эмиссии и распространении загрязняющих веществ, образующихся в результате хозяйственной деятельности. В литературе, описывающей данную область знания, приводится множество гипотез, теорий, моделей. Природоохранные службы в своей деятельности при оценке загрязнения воздуха обязаны использовать только официальную нормативную документацию, например ОНД–86, и соответствующие компьютерные модели решения.

Конкретную информацию о локальном состоянии атмосферы в определенных точках города по отдельным компонентам собирают службы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды. Чем больше постов наблюдения, тем корректнее информация [1]. Однако, несмотря на огромный поток информации, проблема оценки загрязнения атмосферы остается не просто актуальной, она усугубляется. А мечта исследователя о реальной оценке техногенной нагрузки и техногенной емкости данной территории остается пока недостижимой, также как и мечты о научно обоснованных ПДВ и ПДС для конкретных предприятий и организаций.

Причина понятна – это сложность реальных процессов. В настоящей работе рассматривается трех уровневая система познания и моделирования физико-химических процессов загрязнения атмосферы.

Первый уровень – модель одновременно протекающих процессов диффузии и химического превращения. Для обоснования влияния химической реакции на концентрацию веществ в уравнение диффузии вводится дополнительное выражение $R_i(C)$

$$D \frac{\partial^2 C_i}{\partial y^2} = \frac{\partial C_i}{\partial \tau} + U \frac{\partial C_i}{\partial x} + R_i(C), \quad (1)$$

где R_i – характеризует скорость изменения концентраций i -го компонента в результате реакции. Так, например, выброс автомобилем углерода, СО и СО₂ при взаимодействии с атмосферной влагой приводит к образованию угольной кислоты.

Второй уровень – модель эмиссии от распределенных источников загрязнения. Согласно данным природоохранных служб основным источником загрязнения воздуха в городах является автотранспорт, точнее автомобильный поток, рассматриваемый как сеть линейно-протяженных источников (улиц города).

Такая модель представляется экспоненциальной функцией

$$Z(s) = Z_0 \exp(-\alpha s), \quad (2)$$

где s – расстояние от источника загрязнения; Z_0 – эмиссия веществ в точке $s = 0$; α – интегральный параметр модели. Принцип исследования данной модели рассмотрен в работе [2].

Третий уровень – моделирование воздействия веществ, обладающих эффектом суммации. Например, при наличии в атмосфере таких загрязнителей как оксид азота, оксид серы, оксид углерода, фенола и формальдегида, эффектом суммации, т.е. синергетическим воздействием на окружающую среду обладают следующие системы: фенол – диоксид серы – диоксид азота, фенол – формальдегид, диоксид серы – диоксид азота, фенол – оксид углерода – диоксид серы. Оценка воздействия в данном случае производится не по концентрации отдельного компонента, а по интегральному показателю, рассчитываемому на основе понятий дискретной алгебры.

1. Безуглая Э. Ю. и др. Чем дышит промышленный город. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 256 с.

2. Ольшевский М. В. и др. Моделирование неравновесных квазистационарных процессов // Сб. тр. МНТ ММТТ 2000. Т. 1. СПб: СПГИ, 2000.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛЕСОВ В РАЙОНЕ АВТОМАГИСТРАЛЕЙ

Пикус И. М., Бутусов О. Б.

Московский государственный университет инженерной экологии

Лесные экосистемы находятся в постоянной динамике; направления их изменений определяются не только естественными, но и искусственными (антропогенными) факторами: промышленным и транспортным загрязнением, интенсивными рекреационными нагрузками и т.д. В последнее время в районе Московской кольцевой автомобильной дороги замечено резкое ухудшение состояния лесных массивов.

В связи с этим нами проведено теоретическое и экспериментальное исследования влияния локальных атмосферных циркуляций на загрязнение выбросами автотранспорта лесных массивов, расположенных вблизи автомагистралей на примере Национального парка "Лосиный остров". Как показали экспериментальные исследования, в районе автодороги образуется локальная атмосферная циркуляция, которая защищает нижний ярус лесного массива, перекачивая чистые воздушные массы из удаленных частей леса в сторону автодороги.

Для описания данного явления нами разработана математическая модель локальных атмосферных циркуляций, которая получила название "Модели локальных конвекций" (МОЛОКО). При разработке модели в качестве основного принято предположение, что явление образования локальных атмосферных циркуляций целиком и полностью обусловлено силами Архимеда, действующими на воздушные объемы, плотность которых отличается от плотностей окружающей среды: $f_1 = \rho\beta(T - T_0)$, $f_2 = \beta_C(C - C_0)$, где f_1 и f_2 – термическая и концентрационная силы Архимеда, T и C – температура и концентрация загрязняющих воздушных объемов, T_0 и C_0 – фоновые величины температуры и концентрации, ρ – плотность воздуха, β – термический коэффициент объемного расширения, β_C – концентрационный коэффициент объемного расширения. В модели МОЛОКО рассматривается распространение загрязнений от одиночной автодороги в условиях плоской симметрии. Система уравнений модели включает уравнения Навье-Стокса для несжимаемых газов и уравнения переноса для энтальпии и загрязнения [1].

При разработке численной схемы использованы разнесенные сетки и методы Патанкара и Чорина. Для адвективных членов в уравнениях для энтальпии и загрязнения использованы схемы с разностями против потока.

Результат моделирования ветрового поля для случая, когда скорость ветра много меньше скорости восходящих тепловых потоков (термиков) представлена на рис. 1. Модель рис. 1 имеет структуру аналогичную ветровой структуре,

образующейся в районе фронта лесного пожара. В этой связи найденная нами компьютерная структура рис.1 получила название модели "Лесной пожар".

1. Бутусов О. Б., Пикус И. М. Сб. тр. МНТ ММТТ-15. Т. 1. Тамбов: ТГТУ, 2002.

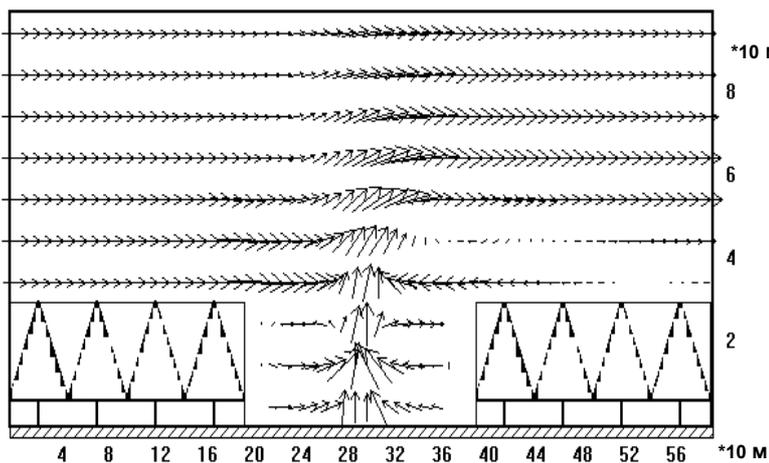


Рис. 1. Моделирование воздушных потоков в районе автомагистралей

МАТЕМАТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ РАСПРОСТРАНЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЙ ОТ ТРАНСПОРТНЫХ ПОТОКОВ

Пикус И. М., Бутусов О. Б.

Московский государственный университет инженерной экологии

Исследования загрязнений воздушного бассейна крупных мегаполисов показывают, что основной вклад в загрязнение их атмосферы вносят транспортные потоки. Для Москвы по оценкам [1] этот вклад составляет свыше 80 % общего загрязнения. Автотранспорт расходует в сутки около 20 тыс. т горючего и потребляет из атмосферы около 60 тыс. т кислорода. При этом в воздух выбрасывается огромный спектр токсикантов, до 500 различных видов. Численные оценки валовых выбросов загрязнений автотранспортом в целом по городу показывают, что ежесуточно автотранспорт Москвы выбрасывает в атмосферу около 4 тыс. т угарного газа, 600 тонн окислов азота, 300 т окислов серы, 600 т паров бензина, 20 т хлоридов, бромидов, окисей свинца, фосфатов и других поллютантов. Эта краткая характеристика загрязнения атмосферы Москвы транспортными потоками указывает на настоятельную необходимость его учета при осуществлении экологического мониторинга.

Выбросы автотранспорта ухудшают экологическую обстановку в городе. В последнее время в районе Московской кольцевой автомобильной дороги (МКАД) замечено резкое ухудшение состояния лесных массивов. С целью выявления причин усыхания лесов проведены экспериментальные исследования загрязнений снежного покрова и изучено состояние древостоя. Результаты экспериментальных исследований показали, что экологическое состояние нижних ярусов древостоя много лучше по сравнению с состоянием ярусов верхнего уровня. Причина подобного явления возможно обусловлена локальными ветровыми циркуляциями атмосферного воздуха. Более высокая температура асфальтового покрытия автодороги является причиной восходящих потоков воздуха, которые на небольших высотах вовлекаются в ветровые потоки. В образовавшуюся в районе автодороги область пониженного давления устремляются более холодные воздушные массы из глубин древостоя. Таким образом, возникают локальные атмосферные циркуляции, которые очищают воздушную среду на уровне нижних ярусов древостоя и одновременно загрязняют выбросами автотранспорта верхние ярусы. Предлагаемый механизм динамики воздушных потоков во многом аналогичен локальным циркуляциям, возникающим во время лесного пожара. Мощные восходящие потоки возникают над зоной активного горения. В то же время горизонтальные низовые течения переносят в направлении лесного пожара свежие массы атмосферного воздуха насыщенного кислородом, необходимым для поддержания процессов горения.

Учитывая важную роль, которую играют локальные циркуляции в моделируемых процессах атмосферного переноса загрязнений от транспортных потоков на лесные экосистемы, разработанная нами математическая модель получила название "Модели локальных конвекций" (МОЛОКО).

Явление образования локальных атмосферных циркуляций целиком и полностью обусловлено силами Архимеда, действующими на воздушные объемы, плотность которых отличается от плотностей окружающей среды. В расчетах следует учитывать следующие силы Архимеда:

$$f_1 = g\rho\beta(T - T_0); \quad f_2 = \beta_c(C - C_0), \quad (1)$$

где f_1 и f_2 – термическая и концентрационная силы Архимеда; T , C – температура и концентрация загрязнителя всплывающих воздушных объемов; T_0 , C_0 – фоновые величины температуры и концентрации в набегающем ветровом потоке; ρ – плотность воздуха в набегающем ветровом потоке; g – коэффициент гравитации; β , β_c – термический и концентрационный коэффициенты объемного расширения.

В модели МОЛОКО рассматривается распространение загрязнений от одиночной автодороги в условиях плоской симметрии. Такие задачи получили классификационное название задач распространения загрязнений от линейных источников. В этих задачах применяется двухмерное гидродинамическое моделирование в вертикальном сечении. Схематическое изображение принятой в МОЛОКО области моделирования и системы координат представлены на рис. 1.

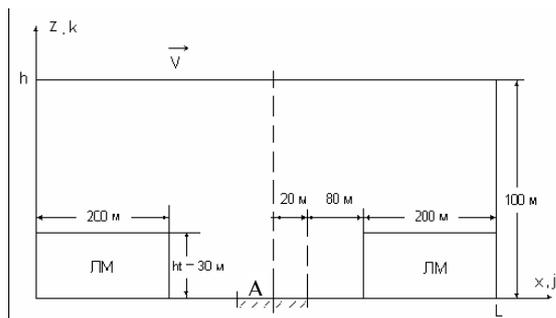


Рис. 1. Схема области моделирования:

ЛМ – лесной массив; А – автодорога; $h = 100\text{м}$ и $L = 600\text{м}$ – высота и ширина области моделирования; $ht = 30\text{ м}$ – высота древостоя; V – скорость набегающего ветрового потока

Примем следующие дополнительные предположения: 1) коэффициенты турбулентной вязкости, турбулентной теплопроводности и турбулентной диффузии – изотропны и зависят только от высоты z ; 2) эти коэффициенты связаны между собой соотношениями пропорциональности:

$$K = a_K \mu, \quad B = a_B \mu, \quad (2)$$

где μ , K , B – коэффициенты турбулентной (динамической) вязкости, теплопроводности и диффузии; a_K , a_B – численные коэффициенты пропорциональности.

В рамках принятых предположений система дифференциальных уравнений в частных производных модели МОЛОКО имеет вид:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial z} = 0;$$

$$\rho \left(\frac{\partial u}{\partial t} + \frac{\partial u^2}{\partial x} + \frac{\partial vu}{\partial z} \right) = -\frac{\partial P}{\partial x} + \mu \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial}{\partial z} \left(\mu \frac{\partial u}{\partial z} \right);$$

$$\rho \left(\frac{\partial v}{\partial t} + \frac{\partial uv}{\partial x} + \frac{\partial v^2}{\partial z} \right) = -\frac{\partial P}{\partial z} + g\rho\beta(T - T_0) + \mu \frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial}{\partial z} \left(\mu \frac{\partial v}{\partial z} \right);$$

$$\rho c_p \left(\frac{\partial T}{\partial t} + \frac{\partial uT}{\partial x} + \frac{\partial vT}{\partial z} \right) = K \frac{\partial^2 T}{\partial x^2} + \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial T}{\partial z} \right);$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial uC}{\partial x} + \frac{\partial vC}{\partial z} = B \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial}{\partial z} \left(B \frac{\partial C}{\partial z} \right);$$

$$K = a_K \mu; \quad B = a_B \mu.$$

(3)

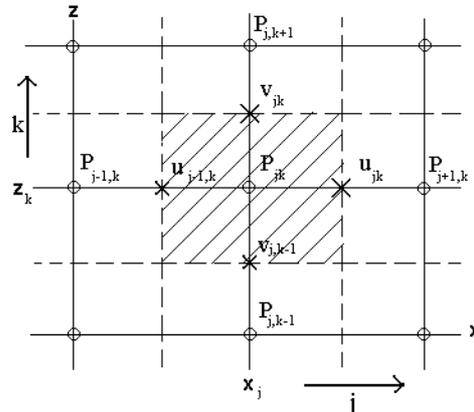
где u, v – компоненты скорости; P – динамическое давление; c_p – теплоемкость при постоянном давлении; T, C – температура и концентрация циркуляционных потоков.

Коэффициент турбулентной вязкости может быть найден из решения уравнений турбулентной гидродинамики или на основании полуэмпирических соотношений. Прямое численное моделирование турбулентной гидродинамики требует учета, как минимум, еще двух дополнительных уравнений: уравнения баланса кинетической энергии турбулентных пульсаций и уравнения для коэффициента диссипации этой энергии. На первом этапе разработки модели ограничимся предположением о возможности моделирования профиля коэффициента турбулентной вязкости с помощью следующего линейного эмпирического соотношения [2]

$$\mu = \mu_0 + k_1 z / z_1, \quad (4)$$

где μ_0, k_1 – численные коэффициенты; $z_1 = 10$ м.

Для решения системы уравнений модели будем использовать разнесенную сетку и метод Чорина. Структура принятой в модели разнесенной сетки представлена на рис. 2. Как следует из рис. 2, давление и компоненты скорости вычисляются в различных точках элементарной ячейки расчетной сетки. В то же время дискретные значения градиентов давления попадают именно в те точки, в которых определены компоненты скорости, что значительно повышает точность аппроксимации второго и третьего уравнений системы (3) и соответственно повышает устойчивость вычислительной схемы.



В системе уравнений (3) отсутствует уравнение для определения давления. Существуют различные методы

Рис. 2. Структура использованной в модели МОЛОКО разнесенной сетки

позволяющие рассчитывать поля давления: MAC, SIMPLE, Чорина и др. В методе Чорина на первом этапе решения системы во втором и третьем уравнениях математической модели (3) градиенты давления не учитываются. В результате из этих уравнений определяются промежуточные значения компонент скорости.

На следующем этапе наоборот учитываются только градиенты давления и динамические уравнения модели могут быть представлены в виде следующего векторного уравнения

$$(\mathbf{v}^{n+1} - \mathbf{v}^*) / \Delta t = -\nabla P^{n+1} / \rho + \mathbf{f}_A, \quad (5)$$

где \mathbf{v}^* – вектор промежуточной скорости, рассчитанной на первом этапе решения задачи, Δt – дискретный временной шаг модели. Применяя к уравнению (5) операцию градиента и учитывая уравнение неразрывности для несжимаемых газов: $\nabla \mathbf{v}^{n+1} = 0$, приходим к следующему уравнению для расчета полей давления

$$\nabla^2 P^{n+1} = (\rho \nabla \mathbf{v}^*) / \Delta t + \nabla \mathbf{f}_A. \quad (6)$$

Уравнение (6) представляет собой эллиптическое уравнение Пуассона, для решения которого могут быть использованы разнообразные методы, например, классический метод последовательной верхней релаксации. После определения полей давления результирующие поправки к компонентам скорости находятся из уравнения (5).

Для получения дискретного аналога системы уравнений (3) нами был использован метод контрольного объема. В этом методе рассматривается баланс потоков втекающих в и вытекающих из контрольного объема, который для каждого из уравнений модели выбирается с центром в том узле, в котором данная переменная определена. Так контрольный объем, отмеченный штриховкой на рис. 2, использован для дискретизации уравнений для давления, температуры и концентрации загрязнения. Результирующая дискретная форма модели МОЛОКО имеет следующий вид:

1-е уравнение

$$\begin{aligned} \rho \Delta x \Delta z \frac{u_{jk}^* - u_{jk}^n}{\Delta t} + \rho (v_{j+1/2,k} u_{j,k+1/2} - v_{j+1/2,k-1} u_{j,k-1/2}) \Delta x + \\ + \rho (u_{j+1/2,k}^2 - u_{j-1/2,k}^2) \Delta z = \Delta z \mu_k \frac{u_{j+1,k} + u_{j-1,k} - 2u_{jk}}{\Delta x} + \\ + \Delta x \left(\mu_{k+1/2} \frac{u_{j,k+1} - u_{jk}}{\Delta z} - \mu_{k-1/2} \frac{u_{jk} - u_{j,k-1}}{\Delta z} \right), \end{aligned} \quad (7)$$

2-е уравнение

$$\begin{aligned} \rho \Delta z \Delta x \frac{v_{jk}^* - v_{jk}^n}{\Delta t} + \\ + \rho (v_{j,k+1/2}^2 - v_{j,k-1/2}^2) \Delta x + \rho \Delta z (u_{j,k+1/2} v_{j+1/2,k} - u_{j-1,k+1/2} v_{j-1/2,k}) = \\ \Delta x \left(\mu_{k+1} \frac{v_{j,k+1} - v_{j,k}}{\Delta z} - \mu_k \frac{v_{j,k} - v_{j,k-1}}{\Delta z} \right) + \Delta z \mu_k \frac{v_{j+1,k} + v_{j-1,k} - 2v_{jk}}{\Delta x}, \end{aligned} \quad (8)$$

3-е уравнение

$$\begin{aligned} c_p \rho \Delta z \Delta x \frac{T_{jk}^{n+1} - T_{jk}^n}{\Delta t} + c_p \rho \Delta x (v_{jk} T_{j,k+1/2} - v_{j,k-1} T_{j,k-1/2}) + \\ + c_p \rho \Delta z (u_{jk} T_{j+1/2,k} - u_{j-1,k} T_{j-1/2,k}) = a_K \Delta z \mu_k \frac{T_{j+1,k} + T_{j-1,k} - 2T_{jk}}{\Delta x} + \\ + a_K \Delta x \left(\mu_{k+1/2} \frac{T_{j,k+1} - T_{jk}}{\Delta z} - \mu_{k-1/2} \frac{T_{jk} - T_{j,k-1}}{\Delta z} \right), \end{aligned} \quad (9)$$

4-е уравнение

$$\begin{aligned} c_p \rho \Delta z \Delta x \frac{C_{jk}^{n+1} - C_{jk}^n}{\Delta t} + c_p \rho \Delta x (v_{jk} C_{j,k+1/2} - v_{j,k-1} C_{j,k-1/2}) + \\ + c_p \rho \Delta z (u_{jk} C_{j+1/2,k} - u_{j-1,k} C_{j-1/2,k}) = a_B \Delta z \mu_k \frac{C_{j+1,k} + C_{j-1,k} - 2C_{jk}}{\Delta x} + \\ + a_B \Delta x \left(\mu_{k+1/2} \frac{C_{j,k+1} - C_{jk}}{\Delta z} - \mu_{k-1/2} \frac{C_{jk} - C_{j,k-1}}{\Delta z} \right), \end{aligned} \quad (10)$$

5-е уравнение (для давления)

$$\begin{aligned} \Delta x \frac{P_{j,k+1}^{n+1} + P_{j,k-1}^{n+1} - P_{jk}^{n+1}}{\Delta z} + \Delta z \frac{P_{j+1,k}^{n+1} + P_{j-1,k}^{n+1} - 2P_{jk}^{n+1}}{\Delta x} = \\ = \frac{\rho}{\Delta t} \Delta x (v_{j,k}^* - v_{j,k-1}^*) + \frac{\rho}{\Delta t} \Delta z (u_{j,k}^* - u_{j-1,k}^*) + \\ + g \rho \beta \Delta x (T_{jk}^n - T_{j,k-1}^n). \end{aligned} \quad (11)$$

Система дискретных уравнений (7) – (11) дополняется граничными и начальными условиями по каждой из рассмотренных переменных модели: u , v , P , T и C . В результате моделирования рассчитаны различные варианты распределения в вертикальном сечении полей температуры, скоростей потока, давления и загрязнений. Результаты расчетов подтвердили принятую гипотезу о циркуляционном характере загрязнений лесов в районе МКАД.

1. Луканин В. Н. и др. Автотранспортные потоки и окружающая среда. М.: ИНФРА-М, 1998.

2. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. Л.: Гидрометеониздат, 1975.

МОДЕЛИ СРАВНЕНИЯ ПРОЦЕССА ОБЕЗЗАРАЖИВАНИЯ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ ИОНАМИ СЕРЕБРА И ИОНАМИ МЕДИ

Денисов В. В., Игнатьев М. В.

Новочеркасская государственная мелиоративная академия

После хлорирования или озонирования питьевой воды проводят ее обеззараживание ионами серебра или ионами меди, что позволяет довести состояние воды до санитарно-приемлемого уровня. Ранее проведено 126 экспериментальных опытов по обеззараживанию питьевой воды ионами серебра [1] и 30 опытов по обеззараживанию воды ионами меди [2]. При проведении экспериментов фиксировались четыре фактора: c – удельная массовая концентрация препарата, мг/л; t – температура обеззараживаемой воды, °С; τ – время обеззараживания, мин; K – показатель степени 10 уменьшения содержания клеток бактерий E-coli в 1 литре воды. Предлагаются модели сравнения факторов процессов обеззараживания воды, построенные с помощью метода главных компонент [3]. Для данных по обеззараживанию воды ионами серебра построены следующие две компоненты:

$$p = -0,000137(c - 0,019) - 0,134(t - 25,17) + 0,991(\tau - 70,3) + 0,014(K - 4); \quad (1)$$

$$p_1 = -0,0004(c - 0,019) + 0,99(t - 25,17) + 0,133(\tau - 70,3) + 0,042(K - 4); \quad (2)$$

где p – первая компонента для ионов серебра; p_1 – вторая компонента.

Первая компонента описывает процесс обеззараживания с достоверностью в 95,55 %, первые две компоненты – с достоверностью в 99,88 %. Для выявления степени влияния факторов на процесс обеззараживания воды с помощью ионов серебра воспользуемся линейным уравнением (1). Факторы по степени влияния на процесс располагаются в следующем порядке: время экспозиции, температура обеззараживаемой воды, показатель степени уменьшения содержания бактерий K и концентрация препарата. При обработке данных по обеззараживанию питьевой воды ионами меди получены две компоненты, которые имеют следующий вид:

$$p_2 = 0,02(K - 5,5) + 0,0523(c - 0,37) + (\tau - 136,72), \quad (3)$$

$$p_3 = -0,997(K - 5,5) + 0,072(c - 0,37) + 0,019(\tau - 136,72), \quad (4)$$

где p_2 – первая компонента для ионов меди, p_3 – вторая компонента.

Первая компонента для обеззараживания с помощью ионов меди имеет достоверность 99,85 %, первые две компоненты – достоверность 99,996 %. Для выявления степени влияния факторов воспользуемся уравнением (3). Факторы по степени влияния на процесс обеззараживания воды ионами меди располагаются в следующем порядке: время экспозиции, показатель степени уменьшения содержания бактерий K , концентрация препарата. Температура обеззараживания воды не входит в первую и во вторую компоненты.

Построим на рис. 1 точки опытных данных, отложив по осям значения первых двух компонент всех опытов по обеззараживанию питьевой воды ионами серебра (1), (2) и ионами меди (3), (4).

На рис. 1 группировки в виде полос образуют опытные данные по обеззараживанию воды ионами серебра за счет температуры обеззараживания. Совместную область на рис. 1 занимают 20 экспериментальных данных обеззараживания питьевой воды ионами серебра и 30 экспериментальных данных по обеззараживанию воды ионами меди.

В этой совместной области данные имеют значение температуры обеззараживания воды, равное 20 и 30 °С. При объединении данных ионов серебра и ионов меди в один массив ионы серебра, имеющие температуру обеззараживания 30 °С, образуют свой подкласс (16 данных), который четко выделяется на графике за счет большего значения второй компоненты.

Объединенный массив данных обеззараживания воды ионами серебра и ионами меди дает следующую компоненту $p_4 = 0,021(K - 4,82) - 0,041(t - 22,8) + 0,00423(c - 0,23) + (\tau - 103,1)$. (5)

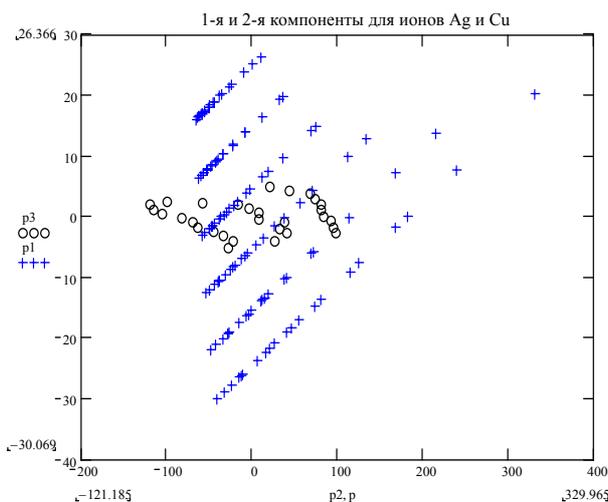


Рис. 1. Точки опытов – компоненты для ионов серебра (+) и ионов меди (o)

Компонента (5) описывает объединенные данные с достоверностью в 99,66 %. Самым значимым фактором в линейных моделях (1), (3) и (5) является продолжительность процесса обеззараживания τ . Поэтому при построении регрессионных моделей связи факторов продолжительность процесса обеззараживания воды выбирается в качестве результирующего фактора. Наилучшее приближение имеют регрессионные модели, представленные в виде следующих степенных уравнений:

$$\tau = 10,343c^{-0,321}K^{0,7}t^{-0,342}, \text{ для ионов серебра при } d = 0,866; \quad (6)$$

$$\tau = 4261c^{0,3}K^{0,6}t^{1,3}, \text{ для ионов меди при } d = 0,827; \quad (7)$$

$$\tau = 582400c^{0,114}K^{2,4}t^{0,47}, \text{ для объединенных данных при } d = 0,82, \quad (8)$$

где d – коэффициент детерминации, который указывает очень высокую взаимосвязь.

Регрессионное уравнение (6) указывает на малое по времени обеззараживание воды с помощью ионов серебра. Полученные регрессионные модели (6), (7), (8) позволяют объяснить взаимосвязь факторов и сравнить процессы обеззараживания питьевой воды с помощью ионов серебра и ионов меди

1. Гутенев В. В. Повышение качества воды и уровня экологической безопасности систем централизованного...: Дис. канд. техн. наук. Новочеркасск, 1999.
2. Хасанов М. Б. Повышение уровня экологической безопасности систем питьевого и оборотного водоснабжения: Дис. канд. техн. наук. Новочеркасск, 2001.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ РАСПРОСТРАНЕНИЯ
СТОЧНЫХ ВОД В ГЛУБОКОЗАЛЕГАЮЩИХ ГОРИЗОНТАХ

HEMТИНОВ В. А., ЗУЙКОВ М. В., КЛЕЙМЕНОВ А. С.
ТАМБОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ ТЕХНИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ

ОСОБЕННОСТЬЮ МНОГОАССОРТИМЕНТНЫХ МАЛОТОННАЖНЫХ ХИМИЧЕСКИХ ПРОИЗВОДСТВ ЯВЛЯЕТСЯ ОБРАЗОВАНИЕ БОЛЬШОГО ПЕРЕЧНЯ ВРЕДНЫХ ИНГРЕДИЕНТОВ, ВЫБРАСЫВАЕМЫХ В РАЗЛИЧНЫЕ КОМПОНЕНТЫ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ. СИЛЬНО ЗАГРЯЗНЕННЫЕ СТОЧНЫЕ ВОДЫ, КАК ПРАВИЛО, ПОСЛЕ ИЗВЛЕЧЕНИЯ НА ЛОКАЛЬНЫХ УСТАНОВКАХ ОСОБО ТОКСИЧНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ (НАПРИМЕР, РТУТИ И СЕРЫ) УСРЕДНЯЮТСЯ И ПОСЛЕ НЕОБХОДИМОЙ ПОДГОТОВКИ НАПРАВЛЯЮТСЯ НА ЗАКАЧКУ В ГЛУБОКИЕ ПОГЛОЩАЮЩИЕ СЛОИ ГОРИЗОНТА. СЛАБО ЗАГРЯЗНЕННЫЕ, БИОЛОГИЧЕСКИ ОКИСЛЯЕМЫЕ СТОЧНЫЕ ВОДЫ УСРЕДНЯЮТСЯ И НАПРАВЛЯЮТСЯ НА СТАНЦИЮ БИОХИМИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ.

ДЛЯ ЗАКАЧКИ ПРОМЫШЛЕННЫХ СТОКОВ В ГЛУБОКОЗАЛЕГАЮЩИЕ ВОДОНОСНЫЕ ГОРИЗОНТЫ ПРЕДПРИЯТИЮ ПРЕДОСТАВЛЕН ГОРНЫЙ ОТВОД В ДВУХ ГЛУБОКОЗАЛЕГАЮЩИХ ВОДОНОСНЫХ ГОРИЗОНТАХ ЖИВЕТСКОГО ЯРУСА СРЕДНЕГО ДЕВОНА. ВОДОВМЕЩАЮЩИМИ ПОРОДАМИ ЯВЛЯЮТСЯ СЛАБОСЦЕМЕНТИРОВАННЫЕ КВАРЦЕВЫЕ ПЕСЧАНИКИ. РАБОЧИЕ ПЛАСТЫ РАЗДЕЛЕНЫ СЛОЕМ ГЛИНИСТО-АЛЕВРОЛИТОВЫХ ПОРОД, КОТОРЫЕ ЯВЛЯЮТСЯ НЕПРОНИЦАЕМЫМИ ОТЛОЖЕНИЯМИ [1].

Целью данной работы является анализ условий функционирования системы наблюдательных скважин по их приемистости и оценка распространения закачиваемых стоков в водоносном горизонте в пределах горного отвода.

В рамках работы нами решаются две задачи: построение и реализация геофильтрационной модели, позволяющей получить распределение давлений в нагнетательных скважинах; построение и реализация геомиграционной модели, с помощью которой осуществляется прогнозирование распространения промышленных стоков в водоносном горизонте.

Для решения геофильтрационной задачи выбран метод [2] пространственно-временной суперпозиции аналитических решений для скважин, работающих в неограниченном изолированном пласте:

$$S = \frac{Q}{4\pi T} W(u); u = \frac{r^2}{4at},$$

где S – повышение напора подземных вод, м; Q – дебит закачки, м³/сут.; T – проводимость, м²/сут.; r – расстояние от скважины, м; a – пьезопроводность, м²/сут.; t – время, сут.; W – функция колодца или интегральная показательная функция.

Составляющие скорости фильтрации V определяются как производные по осям x и y :

$$V_x = \frac{\partial S}{\partial x} = \frac{Qx}{2\pi mr^2} e^{-u}; \quad V_y = \frac{\partial S}{\partial y} = \frac{Qy}{2\pi mr^2} e^{-u}; \quad r^2 = x^2 + y^2.$$

Таким образом, можно определить в каждой точке напор и скорость фильтрации. Для нескольких скважин (J) с постоянными во времени расходами следует применить суперпозицию по площади в виде:

$$S = \sum_{j=1}^J \frac{Q_j}{4\pi T} W\left(\frac{r_j^2}{4aT}\right); \quad r_j^2 = (x - x_j)^2 + (y - y_j)^2;$$
$$V_x = \sum_{j=1}^J \frac{Q_j(x - x_j)}{2\pi mr_j^2} e^{-\frac{r_j^2}{4at}}; \quad V_y = \sum_{j=1}^J \frac{Q_j(y - y_j)}{2\pi mr_j^2} e^{-\frac{r_j^2}{4at}},$$

где x_j, y_j – координаты нагнетательных скважин; m – мощность пласта, м.

Для аппроксимации временной зависимости расходов скважин принималась ступенчатая функция, как более соответствующая существующим данным [1].

Построение геофильтрационной модели для участка закачки промышленных стоков производится с целью получения поля скоростей фильтрации, необходимых для решения задачи распространения промышленных стоков в старооскольском водоносном горизонте.

Для создания модели миграции загрязнения природная обстановка представлена в виде двух изолированных неограниченных в плане пластов. Параметры фильтрации и массопереноса одинаковы и изотропны для каждого пласта. Порода представлена гомогенной средой. Гидродинамическая дисперсия в песчаных породах, вследствие малости параметра микродисперсии, принята незначительной. Разность плотностей пластовой воды и закачиваемых промышленных стоков практически несущественна. Следовательно, массоперенос определяется только вынужденной конвекцией.

Для моделирования массопереноса принят метод блуждающих частиц [2, 3]. Предполагается, что в каждый интервал времени, соответствующий шагу по времени решения задачи, из действующих источников загрязнения – скважин выделяются частицы массы загрязнения. Количество частиц пропорционально массовому расходу источника. Масса всех частиц одинакова. Если источник прекратил свое действие, то вклад этого источника в общее поле скоростей исчезает. Однако его частицы движутся под влиянием других источников, вносящих и свои частицы в общее загрязнение. Движение частицы, в течение каждого шага по времени, рассматривается как сумма конвективного перемещения по линии тока,

проходящей через точку исходного положения частицы, и случайного блуждания, вызванного гидродинамической дисперсией.

С помощью геоинформационной системы ArcInfo 8.0.2 создана пространственная модель предприятия, включающая в себя отображение рельефа местности Тамбовского промышленного узла, расположение промышленных объектов различного назначения, природных объектов (озер, участка реки и ее притоков), прудов-отстойников и т.д. Она предоставляет возможность проследить путь загрязнений от источников образования до места их закачки в глубокие подземные горизонты. Реализация геофильтрационной и геомиграционной моделей с помощью той же системы и включение их в пространственную модель промышленного узла позволят получить объективное представление о процессах распространения загрязнений для рассматриваемого класса производств.

1. Оценка загрязнений подземных вод в районе АО "Пигмент" (г. Тамбов). М.: АОЗТ "Проектпромстрой", 1995.
2. Шестаков В. М. Гидрогеодинамика. М.: МГУ, 1995.
3. Fitter C. W. Contaminant Hydrogeology. MPC, 1994.

**К ВОПРОСУ СИНТЕЗА СХЕМ РАЦИОНАЛЬНОГО
ВОДОПОТРЕБЛЕНИЯ
КВИТКА А. А., ШАХНОВСКИЙ А. М.
НАЦИОНАЛЬНЫЙ ТЕХНИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ "КПИ", Г. КИЕВ**

Практика показывает, что одной из основных задач оптимизации технологического процесса является организация оптимального водопотребления. Для отечественных промышленных предприятий характерно, как правило, недостаточное внедрение ресурсосберегающих технологий, в том числе недостаточная экономия воды. В условиях ограниченных водных ресурсов рост объема промышленного производства неминуемо приведет к ужесточению норм отпуска и резкому удорожанию чистой воды уже в ближайшие годы. Актуальной в связи с этим является и проблема промышленных сточных вод.

Водное хозяйство промышленного предприятия может быть рассмотрено как система взаимодействующих звеньев: схем водозабора-водоподготовки, потребления воды технологическим процессом и водоочистки. При проектировании и модернизации систем водного хозяйства предприятия расчет схем водозабора-водоподготовки и водоочистки обычно осуществляется независимо. Объемы водопотребления и образования сточных вод химико-технологической схемой считаются заданными заранее (входят в проектное задание). Поскольку нормы потребления воды промышленными предприятиями являются завышенными, такой подход не обеспечивает снижения водных затрат в достаточной мере. Представляется логичным первоочередное внимание уделить снижению потребления воды технологической схемой.

В настоящей работе рассмотрена оптимизация схемы водопотребления содового производства. Целью является разработка эффективной схемы водопотребления, т.е. максимальное сокращение потребления свежей воды химико-технологической схемой. Одновременно снижаются объемы образования сточных вод. Задача решается путем перераспределения водных потоков, применения рециклов и локальной регенерации воды без внесения дорогостоящих технологических изменений (смены оборудования).

Традиционные методики проектирования оптимизации базируются на одном из следующих подходов: а) оптимизация путем решения задачи математического программирования (ЗМП) [1]. Задача может быть записана в алгоритмической форме и запрограммирована. Сложность состоит в достижении глобального оптимума ЗМП большой размерности; б) методы, использующие эвристические правила. Отличаются большей скоростью и меньшей трудоемкостью по сравнению с оптимизационно-комбинаторными. Подход с использованием так называемого Пинч-анализа [2] позволяет сначала определить критерий оптимизации (минимальный расход свежей воды). Особенность методов – сложность формализации стадии синтеза схем.

Таблица 1

Баланс водопотребления ХТС

Процесс/аппарат	Расход воды, м ³ /ч	Входная концентрация $C_{вх}$, г/л	Выходная концентрация $C_{вых}$, г/л	Массовая нагрузка, кг/ч
1 Промыватель газа содовых печей	7	3	20	0,119
2 Вакуум-фильтр	25	3,6	25	0,535

3	Холодильник газа дистилляции	50	$5 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$	0
Σ		82			

Примененная в работе комбинированная методика [3] включает три этапа:

1) Подготовка исходных данных. На этом этапе элементы технологической схемы анализируют с точки зрения водопотребления, выясняют, какой расход воды необходим для каждого из процессов (аппаратов), какие загрязняющие примеси и в каком количестве переходят в воду.

2) Пинч-анализ.

3) Итерационный процесс синтеза оптимальной схемы путем решения задачи нелинейного программирования (ЗНЛП). Для снижения размерности задачи и исключения локальных оптимумов ЗНЛП используются критерии, полученные на этапе 2.

Изучение существующей технологической схемы показало наличие прямоточного водоснабжения у трех элементов схемы (табл. 1).

В данном случае методики оказалось что по сравнению с (82 м³/ч) дает 67,6 %

1. Takama N. et al. Optimal Eng. 1980. No. 4.
2. Wang Y. P., Smith R. No. 7.
3. Статюха Г. А. и др. Материалы МНТК Астропринт, 2001.

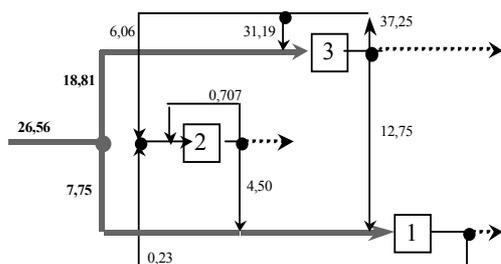


Рис. 1. Схема водопотребления ХТС

применение упомянутой комбинированной достаточно эффективным. В оптимизированной (рис. 1) расход свежей воды составляет 26,56 м³/ч, исходной прямоточной схемой экономии.

water allocation in a petroleum refinery. Comput. Chem. Wastewater minimization. Chem. Eng. Sci. 1994. V. 49.

Проектирование схем рационального водопользования... // "Современные проблемы хим. технол... Т. 2. Одесса:

МЕТОДИКА РАСЧЕТА НОРМАТИВОВ ОБРАЗОВАНИЯ ОТХОДОВ НЕФТЕДОБЫЧИ

Ручкинова О. И., Тагилова О. А.

Пермский государственный технический университет

ВАЖНЕЙШИМ НАПРАВЛЕНИЕМ МИНИМИЗАЦИИ НЕФТЕОТХОДОВ ЯВЛЯЕТСЯ РАЗРАБОТКА И ВНЕДРЕНИЕ НАУЧНО ОБОСНОВАННЫХ НОРМ ОБРАЗОВАНИЯ НЕФТЯНЫХ ОТХОДОВ НА ВСЕХ СТАДИЯХ ЖИЗНЕННОГО ЦИКЛА ДОБЫЧИ НЕФТИ. ОТСУТСТВИЕ МЕТОДИК НОРМИРОВАНИЯ ОБРАЗОВАНИЯ НЕФТЕОТХОДОВ НА НЕФТЕДОБЫВАЮЩЕМ ПРЕДПРИЯТИИ ПРЕПЯТСТВУЕТ ОПРЕДЕЛЕНИЮ И СОКРАЩЕНИЮ ОБЪЕМОВ НЕФТЕОТХОДОВ В ПРОЦЕССАХ НЕФТЕПРОМЫСЛОВОГО ПРОИЗВОДСТВА И ТРАНСПОРТИРОВАНИЯ НЕФТИ ПО НЕФТЕПРОВОДАМ. НАМИ РАЗРАБОТАНА МЕТОДИКА ТЕКУЩЕГО НОРМИРОВАНИЯ ОБРАЗОВАНИЯ НЕФТЕОТХОДОВ. В КАЧЕСТВЕ ОСНОВНОГО МЕТОДА РАСЧЕТА ИНДИВИДУАЛЬНОЙ ТЕКУЩЕЙ НОРМЫ ПРИНЯТ РАСЧЕТНО-АНАЛИТИЧЕСКИЙ МЕТОД, ОСНОВАННЫЙ НА ФУНКЦИОНАЛЬНЫХ ЗАВИСИМОСТЯХ НОРМЫ НЕФТЕОТХОДОВ ОТ ДЕЙСТВУЮЩИХ ФАКТОРОВ.

РАСЧЕТ КОЛИЧЕСТВА НЕФТЕОТХОДОВ ПРОВОДИТСЯ РАЗДЕЛЬНО ДЛЯ ТВЕРДЫХ И ЖИДКИХ ОТХОДОВ.

ОСНОВНЫМИ ИСТОЧНИКАМИ ОБРАЗОВАНИЯ ТВЕРДЫХ НЕФТЕОТХОДОВ ЯВЛЯЮТСЯ: ПОДЗЕМНЫЕ И КАПИТАЛЬНЫЕ РЕМОНТЫ СКВАЖИН (ПРС И КРС), ПОРЫВЫ ТРУБОПРОВОДОВ В ЛЕТНЕЕ ВРЕМЯ С ПОПАДАНИЕМ НЕФТИ НА ОТКРЫТЫЙ ГРУНТ, ЗАЧИСТКИ РЕЗЕРВУАРОВ ХРАНЕНИЯ НЕФТИ, УТЕЧКИ НЕФТИ ЧЕРЕЗ УПЛОТНЕНИЯ НАСОСОВ, ФЛАНЦЕВЫЕ СОЕДИНЕНИЯ, САЛЬНИКОВЫЕ УПЛОТНЕНИЯ ЗАПОРНОЙ АРМАТУРЫ. ОБЩЕЕ КОЛИЧЕСТВО ОБРАЗУЮЩИХСЯ ТВЕРДЫХ НЕФТЕОТХОДОВ ($Q_{н.о.т.}$, М³) ОПРЕДЕЛЯЕТСЯ ПО ФОРМУЛЕ: $Q_{н.о.т.} = Q_{рем} + Q_{рез} + Q_{пор} + Q_{пот}$, ГДЕ $Q_{рем}$ – КОЛИЧЕСТВО НЕФТЕОТХОДОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ РЕМОНТОВ СКВАЖИН, М³; $Q_{рез}$ – КОЛИЧЕСТВО НЕФТЕОТХОДОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ ЗАЧИСТОК РЕЗЕРВУАРОВ ХРАНЕНИЯ НЕФТИ, М³; $Q_{пор}$ – КОЛИЧЕСТВО НЕФТЕОТХОДОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ ПОРЫВОВ ТРУБОПРОВОДОВ В ЛЕТНЕЕ ВРЕМЯ, М³; $Q_{пот}$ – КОЛИЧЕСТВО НЕФТЕОТХОДОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ ПРОТЕЧЕК НЕФТИ ЧЕРЕЗ САЛЬНИКОВЫЕ УПЛОТНЕНИЯ, М³.

ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ КОЛИЧЕСТВА НЕФТЕОТХОДОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ ЕЖЕГОДНО В РЕЗУЛЬТАТЕ РЕМОНТОВ ($Q_{рем}$, М³), ПРЕДЛАГАЕТСЯ ИСПОЛЬЗОВАТЬ ФОРМУЛУ: $Q_{рем} = k_{скв} q_{скв} V_{рем}$, ГДЕ $k_{скв}$ – КОЭФФИЦИЕНТ РЕМОНТОПОТРЕБНОСТИ СКВАЖИН; $q_{скв}$ – КОЛИЧЕСТВО ЭКСПЛУАТИРУЕМЫХ СКВАЖИН, ШТ.; $V_{рем}$ – КОЛИЧЕСТВО ТВЕРДЫХ НЕФТЕОТХОДОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ ОТ ОДНОГО РЕМОНТА, М³.

ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ КОЛИЧЕСТВА НЕФТЕОТХОДОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ ЗАЧИСТОК РЕЗЕРВУАРОВ ХРАНЕНИЯ НЕФТИ ($Q_{рез}$, М³) ПРЕДЛАГАЕТСЯ ИСПОЛЬЗОВАТЬ ФОРМУЛУ: $Q_{рез} = k_n \sum n_j V_{резj}$,

ГДЕ k_n – КОЭФФИЦИЕНТ СОСТАВА НЕФТИ; n_i – КОЛИЧЕСТВО ЗАЩИЩЕННЫХ РЕЗЕРВУАРОВ ОПРЕДЕЛЕННОЙ ЕМКОСТИ ЗА 1 ГОД, ШТ.; $V_{резj}$ – ЕМКОСТЬ РЕЗЕРВУАРА, М³.

ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СУММАРНОГО СРЕДНЕГОДОВОВОГО КОЛИЧЕСТВА НЕФТЕ-ГРУНТА И НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННОГО СНЕГА, ОБРАЗУЮЩЕГОСЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ ПОРЫВОВ ТРУБОПРОВОДОВ ($Q_{пор}^{сум}$, М³), ПРЕДЛАГАЕТСЯ ИСПОЛЬЗОВАТЬ ФОРМУЛУ: $Q_{пор}^{сум} = k_{пор} V_{пор}$, ГДЕ $k_{пор}$ – КОЭФФИЦИЕНТ СОСТОЯНИЯ ТРУБОПРОВОДОВ, 1/КМ; l – ОБЩАЯ ДЛИНА ТРУБОПРОВОДОВ, КМ; $V_{пор}$ – КОЛИЧЕСТВО НЕФТЕОТХОДА, ОБРАЗУЮЩЕГОСЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ ОДНОГО ПОРЫВА, М³.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ КОЛИЧЕСТВА НЕФТЕОТХОДОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ УТЕЧЕК НЕФТИ ЧЕРЕЗ УПЛОТНЕНИЯ НАСОСОВ, ФЛАНЦЕВЫЕ СОЕДИНЕНИЯ, САЛЬНИКОВЫЕ УПЛОТНЕНИЯ ПРОИЗВОДИТСЯ СОГЛАСНО [1]. В СЛУЧАЕ ОТСУТСТВИЯ ИНФОРМАЦИИ, НЕОБХОДИМОЙ ДЛЯ РАСЧЕТА НЕФТЕОТХОДОВ В РЕЗУЛЬТАТЕ УТЕЧЕК, РЕКОМЕНДУЕТСЯ ИСПОЛЬЗОВАТЬ СТАТИСТИЧЕСКУЮ ВЕЛИЧИНУ ЭТИХ ПОТЕРЬ, С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ДАННЫХ ОТРАСЛЕВОГО ИНСТИТУТА ДЛЯ АНАЛОГИЧНЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ.

ОБЩЕЕ КОЛИЧЕСТВО ЖИДКИХ НЕФТЕОТХОДОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ НА КАЖДОМ УЧАСТКЕ ($Q_{н.о.ж}$, М³) ПРЕДЛАГАЕТСЯ ОПРЕДЕЛЯТЬ ПО ФОРМУЛЕ: $Q_{н.о.ж} = Q_{уППН} + Q_{пор}^{nc} + Q_{лив} + Q_{АО}$, ГДЕ $Q_{уППН}$ – КОЛИЧЕСТВО ЖИДКИХ НЕФТЕОТХОДОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ ПРИ ПОДГОТОВКЕ НЕФТИ, М³; $Q_{пор}^{nc}$ – КОЛИЧЕСТВО ЖИДКИХ НЕФТЕОТХОДОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ ПОРЫВОВ ТРУБОПРОВОДОВ В ЗИМНЕЕ ВРЕМЯ, М³; $Q_{лив}$ – КОЛИЧЕСТВО ЖИДКИХ НЕФТЕОТХОДОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ СБОРА ЛИВНЕВЫХ ВОД С ТЕРРИТОРИЙ УЧАСТКА; $Q_{АО}$ – КОЛИЧЕСТВО ЖИДКИХ НЕФТЕОТХОДОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ ПОПАДАНИЯ АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКОВ В МЕСТА РАЗМЕЩЕНИЯ ОТХОДОВ, М³.

РАСЧЕТ СРЕДНЕГОДОВОВОГО УВЕЛИЧЕНИЯ ОБЪЕМА ЖИДКИХ НЕФТЕОТХОДОВ В РЕЗУЛЬТАТЕ ВЫПАДЕНИЯ ОСАДКОВ ($Q_{АО}$, М³) ПРЕДЛОЖЕНО РАССЧИТЫВАТЬ ПО ФОРМУЛЕ: $Q_{АО} = NS$, ГДЕ N – ГОДОВОЙ СЛОЙ ОСАДКОВ, ХАРАКТЕРНЫЙ ДЛЯ ДАННОГО РАЙОНА РАЗМЕЩЕНИЯ НЕФТЕОТХОДОВ, М/ГОД·М²; S – ОБЩАЯ ПЛОЩАДЬ ОБЪЕКТОВ РАЗМЕЩЕНИЯ НЕФТЕОТХОДОВ РАССМАТРИВАЕМОГО РАЙОНА, М².

ПРЕДЛОЖЕННАЯ МЕТОДИКА ИСПОЛЬЗОВАНА НАМИ ДЛЯ РАЗРАБОТКИ НОРМАТИВОВ И ОЦЕНКИ ДЕЙСТВУЮЩИХ НОРМ ОБРАЗОВАНИЯ НЕФТЕОТХОДОВ КРУПНЫХ НЕФТЕДОБЫВАЮЩИХ КОМПАНИЙ ПЕРМСКОГО РЕГИОНА. ПРИМЕНЕНИЕ МЕТОДИКИ ПОЗВОЛИЛО ПОЛУЧИТЬ ВЫСОКУЮ СХОДИМОСТЬ РАСЧЕТНЫХ ДАННЫХ С ЭМПИРИЧЕСКИМИ И ОБОСНОВАТЬ ПРОГНОЗ ОБРАЗОВАНИЯ НЕФТЕОТХОДОВ НА ПЕРСПЕКТИВУ.

1. РД 153-39-019-97. МЕТОДИЧЕСКИЕ УКАЗАНИЯ ПО ОПРЕДЕЛЕНИЮ ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ ПОТЕРЬ НЕФТИ НА ПРЕДПРИЯТИЯХ НЕФТЯНЫХ КОМПАНИЙ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ.

АНАЛИЗ СТРУКТУРНОЙ УСТОЙЧИВОСТИ ОПТИМАЛЬНОЙ СХЕМЫ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД

Зиятдинов Н. Н., Лаптева Т. В.

Казанский государственный технологический университет

Одной из актуальных задач биологической очистки сточных вод промышленных предприятий является оптимальное функционирование системы биоочистки в условиях изменяющихся расходов и составов сточных вод. При выполнении условий структурной гибкости [1] системы биологической очистки сточных вод (БОСВ) данная задача может рассматриваться как задача структурно-параметрической оптимизации. В формализованном виде эта задача формулируется как задача дискретно-непрерывного программирования

$$\min_{d, u \in U} F(x, d, u),$$

где $U = \{u: f(x, u) = 0; g_i(x, d, u) \leq 0; i \in I\}$; x – вектор входных переменных; d – вектор дискретных и непрерывных структурных переменных; u – вектор управляющих переменных; $f(x, u) = 0$ – уравнения, представляющие математические модели аппаратов технологической схемы; $g_i(x, d, u) \leq 0$ – технологические и конструктивные ограничения; I – число ограничений.

В [2] предлагается эффективный метод решения задачи (1).

Данная задача должна решаться при каждом существенном изменении нагрузок и состава поступающих на очистку сточных вод для адаптации структуры системы к изменившимся внешним условиям. При этом важным является поиск ответа на вопрос – в каких пределах изменения нагрузки по расходу и составу сточных вод найденная оптимальная структура технологической системы БОСВ обеспечит заданное качество очистки.

Для этого необходимо определить максимальные нагрузки и концентрации загрязнений в сточной воде, дальнейшее увеличение которых не позволяет системе обеспечить требуемое качество очистки по каким-либо из показателей, которые носят название лимитирующих показателей качества (ЛПК). Разность между найденной нагрузкой (либо концентрацией загрязнения) на систему БОСВ и номинальной, при которой решалась исходная задача (1), показывает предел структурной устойчивости системы БОСВ по нагрузке или концентрации загрязнения. Дальнейшее обеспечение качества очистки возможно путем изменения структуры системы и режимов ее работы.

Поставленная задача (1) является задачей нелинейного программирования

$$\min_{x, u \in U} F(x, d^*, u)$$

при выполнении условия $\max_x \min_{u \in U} \max_{i \in I} g_i(x, d^*, u) \leq 0$, где d^* – значение вектора структурных параметров, найденных в результате решения задачи (1).

Задача (1) решена для гибкой технологической схемы БОСВ нефтехимического предприятия. Полученная в результате структурно-параметрической оптимизации по критерию минимума эксплуатационных затрат оптимальная схема состоит из двух блоков биологической очистки, включающих аэротенки, регенераторы и вторичные отстойники, и блока переработки избыточного ила, представленного аэробным стабилизатором. Для полученной оптимальной схемы проведен анализ на структурную устойчивость. Для этого решались следующие задачи:

Задача 1. Исследование структурной устойчивости оптимальной технологической схемы при изменении расхода поступающей на очистку сточной воды и неизменном ее качественном составе.

Задача 2. Исследование структурной устойчивости оптимальной технологической схемы при изменении качественного состава поступающей на очистку сточной воды и заданном расходе.

В качестве поисковых переменных для каждой задачи выбирались параметры, характеризующие режим работы технологической схемы (расходы воздуха в аэротенки, регенераторы, аэробный стабилизатор и доля потока, рециркулируемого в систему уплотненного ила), а также расход или концентрации загрязнений сточных вод.

Проведенный анализ показал, что при увеличении расхода сточной воды происходит в первую очередь нарушение предельно-допустимой концентрации (ПДК) по взвешенным веществам. При дальнейшем увеличении нагрузки происходит нарушение ПДК по фенолу и далее – по ХПК. Следовательно, концентрация по взвешенным веществам выступает как лимитирующий показатель качества. Полученная оптимальная технологическая схема БОСВ структурно устойчива к увеличению нагрузки по промышленным сточным водам в пределах 15,8 % от номинальной нагрузки.

При увеличении концентрации фенола в промышленной сточной воде предельно-допустимые концентрации нарушаются одновременно по ХПК и фенолу. Технологическая схема структурно устойчива к увеличению степени загрязнения по фенолу в пределах 14,5 % от номинального значения. Аналогичные расчеты выполнены при варьировании концентраций СПАВ и гликолей.

Таким образом, проведенный вычислительный эксперимент показал, что полученная оптимальная схема обладает структурной устойчивостью при изменении нагрузок по расходу и концентрациям загрязнений в сточной воде в пределах 15 – 18 % от номинальных.

1. Островский Г. М., Волин Ю. М. Анализ гибкости химико-технологических процессов и многоэкстремальность // Теор. основы хим. технол. 1998. Т. 32, № 4. С. 459 – 469.

2. Островский Г. М., Зиятдинов Н. Н., Борисевич Т. В. Синтез химико-технологических систем модифицированным методом структурных параметров // Теор. основы хим. технол. 1997. Т. 31, № 1. С. 100 – 109.

МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССА АЭРОБНОЙ ОЧИСТКИ ПРОМЫШЛЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД

Лаптева Т. В., Зиятдинов Н. Н.

Казанский государственный технологический университет

При разработке модели кинетики биоочистки необходимо учитывать многокомпонентность субстрата, поскольку требования к качеству очищенных стоков, сбрасываемых в водоем, накладываются не только на обобщенные показатели (химическое и биохимическое потребление кислорода – ХПК и БПК), но и на концентрации и массовый сброс конкретных компонентов сточных вод. Также важным моментом при составлении модели кинетики является необходимость учета образования и окисления неактивной биомассы – мертвых клеток и продуктов автолиза, что является необходимым для замыкания математической модели системы аэротенк – вторичный отстойник – регенератор.

В предлагаемой математической модели аэротенка учтены эти требования. В результате исследования гидродинамической структуры потока в промышленном трехкоридорном аэротенке выбрана ячеечная модель, в которой учтены неоднородности обратным перемешиванием и застойными зонами. Математическая модель аэротенка имеет вид:

– уравнение материального баланса по биомассе

$$v_{i-1}x_{i-1} - v_i x_i + v^r(x_{i+1} - x_i) + v^z(x_z - x_i) = (k_1 x_i - \mu_1^1 x_i) V_i; \quad (1)$$

– уравнение материального баланса по субстрату

$$l_i v_{ct} s_{ct} + v_{i-1} s_{i-1} - v_i s_i + v^r (s_{i+1} - s_i) + v^z (s_z - s_i) = \alpha_1 \bar{\mu}_i \frac{c_i}{K_C + c_i} \frac{x_i V_i}{1 + d y_i}; \quad (2)$$

$$l_i v_{ct} s_{ct}^j + v_{i-1} s_{i-1}^j - v_i s_i^j + v^r (s_{i+1}^j - s_i^j) + v^z (s_z^j - s_i^j) = \alpha_1 \bar{\mu}_i^j \frac{c_i}{K_C + c_i} \frac{x_i V_i}{1 + d y_i}; \quad (3)$$

– уравнение материального баланса по неактивной биомассе

$$v_{i-1} y_{i-1} - v_i y_i + v^r (y_{i+1} - y_i) + v^z (y_z - y_i) = (k_2 x_i y_i - k_1 x_i) V_i; \quad (4)$$

– уравнение материального баланса по растворенному кислороду

$$v_{i-1} c_{i-1} - v_i c_i + v^r (c_{i+1} - c_i) + v^z (c_z - c_i) = K_L a_i (H P z_i - c_i) V_i - \alpha_{O_2} \bar{\mu}_i^1 x_i V_i; \quad (5)$$

– уравнение материального баланса по кислороду в газовой фазе

$$G_i \rho_r (z_0 - z_i) = K_L a_i (H P z_i - c_i) V_i \cdot 10^{-3}, \quad (6)$$

где α_j – стехиометрический коэффициент по j -му компоненту, $j = 2$ (фенолы), 3 (СПАВы), 4 (гликоли); α_1 – стехиометрический коэффициент по ХПК; x – концентрация активной биомассы; s, s^j – концентрации ХПК и j -го компонента загрязнений; y – концентрация неактивной биомассы; c, z – концентрация растворенного кислорода и в воздухе; k_1, k_2 – скорости образования и окисления неактивной биомассы; V – объем i -й ячейки; индексы: i – ячейка; z – застойная зона; r – зона обратного перемешивания, ст – сточная вода; j – компонент загрязнений; v – расход потока; l – доля потока сточной воды; H – растворимость кислорода; P – давление воздуха, подаваемого в аппарат; $\bar{\mu}^j$ – субстратная составляющая удельной скорости окисления j -го компонента, рассчитываемая по степенной модели $\bar{\mu}^j = k s^n$; $\bar{\mu}^1$ – субстратная составляющая удельной скорости роста биомассы, рассчитывается по модели Мозера $\bar{\mu}^1 = k (s/S_L)^m / (1 + (s/S_L)^n)$.

В уравнениях (5), (6) коэффициент K_L рассчитывался по модели Хигби, а удельная поверхность контакта фаз a по формуле Кальдербанка.

Предложенная модель идентифицирована по результатам лабораторного и промышленного экспериментов.

Для полученной распределения сточной вычислительного распределения сточной сосредоточенная в начало 5 – неравномерная.

Из анализа благоприятный режим наблюдался при коридора аэрации. незначительно сосредоточенной подачи концентрация ХПК в превышала 500 мгО₂/л,

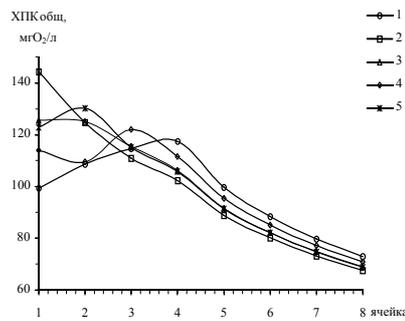


Рис. 1. Влияние распределения сточной воды по длине коридора на качество очистки сточной воды

модели проведено исследование влияния воды по длине первого коридора. При проведении эксперимента рассматривались пять вариантов воды: 1 – равномерная подача, 2 – коридора, 3 – убывающая, 4 и

результатов (рис. 1) следует, что наиболее окисления субстрата и роста активного ила сосредоточенной подаче стока в начало первого Режимы 4 и 5 также дают результаты, отличающиеся от результатов, полученных для стока. Это можно объяснить тем, что рассматриваемом потоке сточной воды не г.е. сток является низкоконцентрированным, и в случае сосредоточенной подачи стока в начало коридора обеспечивался хороший прирост активного ила по длине первого и второго коридоров без ингибирования процесса роста высокой концентрацией субстрата.

При распределенной подаче стока субстрата, подаваемого в каждую из частей аэротенка, недостаточно для значительного прироста биомассы.

Таким образом, можно сделать вывод, что для низкоконцентрированного стока желательна сосредоточенная подача стока в начало первого коридора аэрации.

Также изучалось влияние объемов застойных зон в коридорах аэротенка на качество очистки сточной воды. Моделирование проводилось для аэротенка, состоящего из двух коридоров аэрации, при равномерно-распределенной подаче стока по длине первого коридора. В процессе вычислительного эксперимента варьировались объемы застойных зон в коридорах и объемные расходы потоков в застойные зоны. Анализ результатов показал, что наибольшее влияние на качество очистки оказывает застойная зона в последнем коридоре. Это можно объяснить высокой концентрацией трудноокисляемых компонентов в третьем коридоре относительно легкоокисляемых, что требует увеличения времени пребывания потока сточных вод. Однако малый поток в застойную зону и значительный объем зоны уменьшает общий объем коридора аэрации, а, следовательно, и время пребывания загрязнений в аэротенке.

Воробьев О. Г., Бахов Ж. К., Исакова С. А.

Санкт-Петербургский государственный морской технический университет

ПРИ РЕШЕНИИ ТЕОРЕТИЧЕСКИХ И ПРИКЛАДНЫХ ЗАДАЧ ИССЛЕДОВАНИЯ СИСТЕМЫ "ПРОМЫШЛЕННОЕ ПРЕДПРИЯТИЕ – ОКРУЖАЮЩАЯ СРЕДА" ДЛЯ ПОЛУЧЕНИЯ БОЛЕЕ ДОСТОВЕРНОГО ПРИБЛИЖЕНИЯ НАРЯДУ С БАЛАНСОВЫМИ УРАВНЕНИЯМИ ЦЕЛЕСООБРАЗНО ИСПОЛЬЗОВАТЬ МОДЕЛИ, ОСНОВАННЫЕ НА УРАВНЕНИИ ДИФФУЗИИ. РАССМАТРИВАЯ ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ КАК ХИМИЧЕСКИЙ РЕАКТОР, В КОТОРОМ ПРОТЕКАЮТ РЕАКЦИИ ПРЕОБРАЗОВАНИЯ ВЕЩЕСТВЕННОЙ И ЭНЕРГЕТИЧЕСКОЙ СОСТАВЛЯЮЩЕЙ ПОЛЛЮТАНТОВ, ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ МОЖНО ПРЕДСТАВИТЬ КАК РЕАКТОР С РАСПРЕДЕЛЕННЫМИ ПАРАМЕТРАМИ И ЯЧЕЕЧНОЙ СТРУКТУРОЙ. СЧИТАЯ ЧТО, ВЫПАДАЮЩИЕ АТМОСФЕРНЫЕ ОСАДКИ, ВОЗДЕЙСТВУЮТ НА ПРОМЫШЛЕННУЮ ПЛОЩАДКУ И ХРАНИЛИЩА ОТХОДОВ, ЗАГРЯЗНЯЮТ ВЕРХНИЕ ГОРИЗОНТЫ ПОДЗЕМНЫХ ВОД, РАССМОТРИМ ЗАДАЧУ МИГРАЦИИ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В ПОРИСТОЙ СРЕДЕ ПОЧВОГРУНТОВ. ПРИ ЭТОМ ДЛЯ ПОСТРОЕНИЯ МАТЕМАТИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ МИГРАЦИИ ПОЛЛЮТАНТОВ ПРИНИМАЕМ ДОПУЩЕНИЯ: ОСНОВНАЯ ФОРМА ДВИЖЕНИЯ ЖИДКОЙ ФАЗЫ – ФИЛЬТРАЦИЯ; ГЛАВНУЮ РОЛЬ В ПРОЦЕССАХ МАССОПЕРЕНОСА ИГРАЕТ КОНВЕКТИВНАЯ ДИФФУЗИЯ; ТВЕРДАЯ ФАЗА ПРЕДСТАВЛЕНА ДВУМЯ ЗОНАМИ: ДИФФУЗИОННОЙ И ЗАСТОЙНОЙ; МЕЖДУ ЗОНАМИ ИМЕЕТ МЕСТО ОБМЕН ВЕЩЕСТВОМ, А ПРОЦЕСС МАССОПЕРЕДАЧИ ПРОИСХОДИТ ПРЕИМУЩЕСТВЕННО В ПРОТОЧНЫХ КАПИЛЛЯРАХ; В КОНВЕКТИВНОЙ СОСТАВЛЯЮЩЕЙ ДИФФУЗИОННОЙ МОДЕЛИ УЧИТЫВАЕТСЯ СКОРОСТЬ ФИЛЬТРАЦИИ.

Уравнения материального баланса для такой модели имеют вид:

$$H \frac{\partial C_i}{\partial t} + HV \frac{\partial C_i}{\partial z} = HD_i \frac{\partial^2 C_i}{\partial z^2} - \beta(C_i - C_i^*) - W(C_i - C_{li}); \quad h_3 \frac{\partial C_{li}}{\partial t} = W(C_i - C_{li}). \quad (1)$$

Начальные и граничные условия:

а) при $t=0$: $c=0$, $C_i = C_{i(0)}$;

б) при $z=0$: $D_i \left(\frac{\partial C_i}{\partial z} \right)_{z=0} = M_{i(0)} \exp(-k_2 \tau)$;

в) $D_i \left(\frac{\partial C_i}{\partial z} \right)_{z \rightarrow \infty} = 0$, (2)

где H – высота диффузионной зоны; h_3 – высота застойной зоны; V – скорость фильтрации; W – скорость обмена между диффузионной и застойной зонами; C_i – концентрация компонента; β – коэффициент массоотдачи.

Принимая $C_i^* \approx 0$ и начальные условия (2) и используя преобразование Лапласа-Карсона, получим:

$$H \left[\rho C_i - C_{ш(0)} \right] + HV \frac{dC_i}{dz} = HD_i \frac{d^2 C_i}{dz^2} - \beta C_i - W(C_i - C_{li}),$$

$$h_3 \rho C_{li} = W(C_i - C_{li}). \quad (3)$$

ПОСЛЕ ПРЕОБРАЗОВАНИЯ ГРАНИЧНЫЕ УСЛОВИЯ ИМЕЮТ ВИД:

а) при $z=0$: $D_i \left(\frac{d\bar{C}_i}{dz} \right)_{z=0} = M_{i(0)} \frac{\rho}{\rho + k_2}$;

б) $D_i \left(\frac{d\bar{C}_i}{dz} \right)_{z \rightarrow \infty} = 0$. (4)

Из второго выражения (3) найдем $C_{li} = W\bar{C}_i / h_3(\rho + a_1)$, где $a_1 = W/h_3$.

Подставив (4) в первое уравнение (3), получаем

$$-HD_i \frac{d^2 \bar{C}_i}{dz^2} + HV \frac{d\bar{C}_i}{dz} + \bar{C}_i \left[\rho H + \beta + W - \frac{W^2}{h_3(\rho + a_1)} \right] = Hc_{i(0)}. \quad (5)$$

Упростим (5) с учетом, что $W/h_3 \rightarrow 0$, и будем искать решение в виде:
 $\bar{C}_i = A_1 \exp(k^1_2 z) + A_2 \exp(k^{11}_2 z) + Hc_{i(0)} / (\rho H + \beta + W)$.

Корни k^1_2 и k^{11}_2 можно найти, решая характеристическое уравнение

$$-Dk^2_2 + Vk_2 + a_2 = 0, \quad \text{где } D = HD_i, \quad a_2 = \rho H + \beta + W,$$

откуда $k^{1,11}_2 = \frac{HV \pm \sqrt{(HV)^2 + 4HD_i(\rho H + \beta + W)}}{-2HD_i}$.

Анализ этого выражения показывает, что характеристическое уравнение имеет действительные корни. Подставим корни в \bar{c}_i

$$c_i = A_1 \exp \frac{VZ}{2D_i} \exp Z \sqrt{\alpha(\rho+I)} + A_2 \exp \frac{VZ}{2D_i} \exp(-Z \sqrt{\alpha(\rho+I)}) + \frac{c_{i(0)}}{\rho+b}, \quad \text{здесь}$$

$\alpha = 1/D_i$; $I = (4D_i\beta H + 4D_iWH + (HV)^2)/4D_iH^2$; $b = (\beta+W)/H$; A_1, A_2 – постоянные интегрирования, которые находятся из граничных условий.

Из условия (4 б) следует $A_1 = 0$, значит с учетом $\sqrt{\alpha(\rho+I)} \gg V/2D_i$ получим

$$c_i = A_2 \exp \frac{VZ}{2D_i} \exp(-Z \sqrt{\alpha(\rho+I)}) + \frac{c_{i(0)}}{\rho+b}.$$

Из граничного условия (4 а) находим коэффициент A_2

$$-D_i \left[-\frac{HV}{2D_i} + \sqrt{\alpha(\rho+I)} \right] A_2 = \frac{M_{i(0)}\rho}{\rho+k_2},$$

откуда

$$A_2 = -\frac{M_{i(0)}\rho}{\sqrt{\alpha(\rho+k_2)}(b_1 + \sqrt{\rho+I})D_i}, \quad b_1 = -\frac{HV}{2D_i\sqrt{\alpha}},$$

$$\bar{c}_i = \frac{c_{i(0)}}{\rho+b} - \frac{M_{i(0)} \exp\left(\frac{VZ}{2D_i}\right) \rho \exp(-Z \sqrt{\alpha(\rho+I)})}{\sqrt{\alpha(\rho+k_2)}(b_1 + \sqrt{\rho+I})D_i}. \quad (6)$$

Из выражения (6) можно определить скорость передачи массы на глубине L_1 от поверхности в единицу времени через единицу поверхности

$$\bar{r}_i = D_i \left(\frac{d\bar{c}_i}{dz} \right)_{z=L_1} = \frac{\rho M_{i(0)} \exp\{VL_1/2D_i\} \exp(-L_1 \sqrt{\alpha(\rho+I)})}{\rho+k_2}.$$

Далее, рассматривая движение жидкости в капилляре радиусом r и длиной z , определим среднее значение скорости фильтрации

$$V_{cp} = \frac{1}{r} \int_0^r \frac{\Delta P}{4\mu Z} (r^2 - x^2) dx = \frac{\Delta P}{4\mu Z r} \left[r^2 x \Big|_0^r - \frac{x^3}{3} \Big|_0^r \right] = \frac{\Delta P}{4\mu Z} \left(\frac{2r^2}{3} \right) = \frac{\Delta P}{6\mu Z} r^2,$$

где ΔP – падение давления на участке капилляра длиной z .

Заменяя радиус капилляра на эквивалентный диаметр d_3 , можно связать скорость фильтрации с пористостью твердой фазы: $d_3 = 4\epsilon/S(1-\epsilon)$, где ϵ – пористость слоя, а S – удельная поверхность слоя.

В этом случае средняя скорость фильтрации может быть найдена на основе характерных гидрогеологических условий, определяемых экспериментально

$$V_{cp} = \frac{2}{3} \frac{\Delta P}{\mu Z} \frac{\epsilon}{S^2(1-\epsilon)^2}.$$

Полученная модель позволит оценить миграцию загрязняющих веществ в пористой среде почвогрунтов и может быть полезна при решении прогнозных задач в системе "промышленное предприятие – окружающая среда".

ОБРАБОТКА ПЕНООБРАЗУЮЩИХ СРЕД В ЦЕНТРОБЕЖНОМ ПОЛЕ

Баранов Д. А., Голоушин С. Ю., Магера Я., Коморович Т.
МГУИЭ, Политехнический университет, Краков

Эффективность проведения многих технологических процессов в химической и смежных с ней отраслях промышленности связана с решением проблемы пенообразования, пенорегулирования и пеногашения. При этом процессы, протекающие с участием таких дисперсных систем, как пены, можно разделить на две основные группы. Первую группу составляют технологические процессы, в которых пенообразование является их неотъемлемой частью: флотационное обогащение, адсорбционное концентрирование, очистка промышленных и бытовых стоков и др. Вторую группу составляют процессы, в которых образование пены является негативным явлением. Необходимость предотвращения подобного пенообразования и пеногашения обусловлены снижением выхода конечного продукта, особенно при получении его в малых количествах, строгими технологическими требованиями, предъявляемыми к участвующим в процессе средам, а также к соблюдению режимов самого процесса.

Существует большое число способов борьбы с пенообразованием. К основным методам предотвращения вспенивания и разрушения пен можно отнести физические, химические, механические и комбинированные способы и устройства.

Рядом очевидных преимуществ по сравнению с другими видами оборудования центробежного принципа действия обладают такие многоцелевые, многофункциональные устройства, как гидроциклоны. Случаи их практического использования при решении проблем предотвращения пенообразования и пеногашения единичны, что не имеет сколько-нибудь убедительных и объективных оснований. Напротив, невостребованность аппаратов гидроциклонного типа в рассматриваемых процессах обусловлена, в основном, рядом чисто субъективных методологических аспектов и стереотипным подходом к организации технологического процесса.

Так, в некоторых производственных процессах получение целевого продукта из исходной среды связано с необходимостью ее смешения с кислотой. В свою очередь, смешение в обычных условиях сопровождается выделением газа и пенообразованием. Возможность гидроциклона влиять на пенообразование на его начальной стадии, полностью подавляя его в дальнейшем, в сочетании с низкой стоимостью и высокой надежностью (отсутствие движущихся частей) позволяет считать его перспективным оборудованием для осуществления данных процессов.

Нами рассмотрены стадии пенообразования и пеногашения в центробежном поле, динамика образования и разрушения газовых пузырей в пленке жидкости, определены условия работы пеногасителя.

Показано, что исходя из основных закономерностей теории локальной изотропной турбулентности, максимальный устойчивый размер пузырей в жидкости в гидроциклоне может определяться по формуле

$$d = k \left(\frac{\sigma}{\rho_{ж}} \right)^{0.3} \left(\frac{\rho_{ж}}{\rho_{г}} \right)^{0.2} \varepsilon_0^{-0.4},$$

где σ – межфазное поверхностное натяжение; $\rho_{ж}$, $\rho_{г}$ – плотности жидкости и газа, соответственно; ε_0 – диссипация энергии в единице объема; k – параметр.

Предложена математическая модель процесса пеногашения в цилиндрическом циклонном аппарате.

Подтверждена зависимость для определения относительной скорости газовых пузырей в случае одномерного установившегося движения по радиусу гидроциклона

$$V = R_0^2 \rho V_{\phi}^2 / 12 A \mu r,$$

где R_0 – эквивалентный радиус пузыря; V_{ϕ} – тангенциальная скорость жидкости в гидроциклоне; A – коэффициент формы пузыря; μ – вязкость жидкости; r – текущий радиус.

Показано, что аппараты гидроциклонного принципа действия могут эффективно использоваться для обработки пенообразующих жидкостей.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССА РАЗДЕЛЕНИЯ ГЕТЕРОГЕННЫХ СИСТЕМ В ЦИЛИНДРИЧЕСКОМ ПРЯМОТОЧНОМ ГИДРОЦИКЛОНЕ

Лагуткин М. Г., Бульчев С. Ю.

Московский государственный университет инженерной экологии

Цилиндрические прямоточные гидроциклоны с разгрузкой продуктов разделения по нескольким радиусам могут использоваться для разделения как суспензий, так и эмульсий, но наиболее эффективны они при проведении процесса многопродуктовой классификации (рис. 1).

Общая объемная производительность

где $V_{вх}$ – скорость потока в питающем патрубке,

патрубка. В свою очередь, $V_{вх} = [2P_{вх} / (\rho \xi)]^{0.5}$, где

ξ – коэффициент гидравлического

зависимостям: $\xi = 1,22 \cdot 10^5 (\text{ReFr})^{-0.57} (F_{вх} / F_{вых})^{0.05}$

$\xi = 0,78 \cdot 10^3 (\text{ReFr})^{-0.57} (F_{вх} / F_{вых})^{0.95}$ при

Рейнольдса, Fr – критерий Фруда, $F_{вх}$ – площадь

суммарная площадь разгрузочных отверстий,

зависимости $(F_{вх} / F_{вых})_{\text{lim}} = 150 (\text{ReFr})^{-0.27}$.

определяться как $Q_i = Q_0 d_i^2 / (d_1^2 + d_2^2 + \dots + d_i^2)$,

для всех зон.

где $V_{вх}$ – скорость потока в питающем патрубке,

патрубка. В свою очередь, $V_{вх} = [2P_{вх} / (\rho \xi)]^{0.5}$, где

ξ – коэффициент гидравлического

зависимостям: $\xi = 1,22 \cdot 10^5 (\text{ReFr})^{-0.57} (F_{вх} / F_{вых})^{0.05}$

$\xi = 0,78 \cdot 10^3 (\text{ReFr})^{-0.57} (F_{вх} / F_{вых})^{0.95}$ при

Рейнольдса, Fr – критерий Фруда, $F_{вх}$ – площадь

суммарная площадь разгрузочных отверстий,

зависимости $(F_{вх} / F_{вых})_{\text{lim}} = 150 (\text{ReFr})^{-0.27}$.

определяться как $Q_i = Q_0 d_i^2 / (d_1^2 + d_2^2 + \dots + d_i^2)$,

для всех зон.

где $V_{вх}$ – скорость потока в питающем патрубке,

патрубка. В свою очередь, $V_{вх} = [2P_{вх} / (\rho \xi)]^{0.5}$, где

ξ – коэффициент гидравлического

зависимостям: $\xi = 1,22 \cdot 10^5 (\text{ReFr})^{-0.57} (F_{вх} / F_{вых})^{0.05}$

$\xi = 0,78 \cdot 10^3 (\text{ReFr})^{-0.57} (F_{вх} / F_{вых})^{0.95}$ при

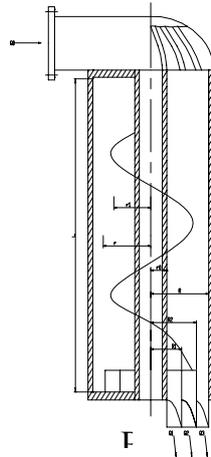
Рейнольдса, Fr – критерий Фруда, $F_{вх}$ – площадь

суммарная площадь разгрузочных отверстий,

зависимости $(F_{вх} / F_{вых})_{\text{lim}} = 150 (\text{ReFr})^{-0.27}$.

определяться как $Q_i = Q_0 d_i^2 / (d_1^2 + d_2^2 + \dots + d_i^2)$,

для всех зон.



и эмульсий, но наиболее эффективны они при классификации (рис. 1).

аппарата может быть определена как $Q_0 = V_{вх} F_{вх}$,

$F_{вх}$ – площадь поперечного сечения питающего

патрубка, $P_{вх}$ – абсолютное давление в питающем патрубке,

сопротивления, определяемый по эмпирическим

при $F_{вх} / F_{вых} \leq (F_{вх} / F_{вых})_{\text{lim}}$;

$F_{вх} / F_{вых} > (F_{вх} / F_{вых})_{\text{lim}}$, где Re – критерий

поперечного сечения питающего патрубка, $F_{вых}$ –

предельное отношение $F_{вх} / F_{вых}$ определяется по

Расходы через разгрузочные патрубки могут

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

где d_1, d_2, \dots, d_i – диаметры разгрузочных насадок

составит: $C^x = C_0^x (r_1 / r)$. Среднее время пребывания частиц в аппарате $t_1 = V_0 / Q_0$ (V_0 – полезный объем гидроциклона).

Тогда для гидроциклона, представленного на рис. 1, выражение (2) примет вид: $t_1 = (r^2 - r_0^2) / (2A) - (m / \beta) \ln(r / r_0)$, откуда находится r . Извлечение дисперсной фазы через соответствующие разгрузочные зоны составит: $S_1 = 2r_0(R_1 - r) / (R^2 - r_0^2)$, при $r > R_1$, $S_1 = 0$; $S_2 = 2r_0(R_2 - r) / (R^2 - r_0^2)$, при $r > R_2$, $S_2 = 0$; $S_3 = 2r_0(R_3 - r) / (R^2 - r_0^2)$, при $r > R_2$, $S_3 = 1$.

Процесс может быть интенсифицирован за счет подачи в поток диспергированного газа. В этом случае необходимо проанализировать условие связи частицы с пузырьком газа. Из условия равенства силы, связывающей частицу с пузырьком, и сил, стремящихся разрушить комплекс частица-пузырек, а также, используя уравнение радиального движения системы частица-пузырек, получим зависимость для расчета радиуса, при меньших значениях которого произойдет отрыв частицы от пузырька

$$r \geq [V_\phi^2 (d_n^3 \rho_c - d_\phi^3 \rho_\phi - 1,5a^2 \rho_c) \pm \beta A' / \pi] / [a \sigma_{жг} (\sin \theta - a / d_n)],$$

где d_n , d_ϕ – диаметры пузырька и частицы; $\sigma_{жг}$ – поверхностное натяжение на разделе жидкость-газ; a – диаметр окружности, по которой пузырек прикрепляется к поверхности частицы; θ – краевой угол смачивания; $A' = [\pi / (6\beta)] V_\phi^2 (\pm d_\phi^3 \rho_\phi \mp d_\phi^3 \rho_c \mp d_n^3 \rho_c)$ (верхние знаки "+" относятся к случаю движения системы к стенке, а нижние – к оси гидроциклона). Частицы с диаметром большим $d_\phi = d_n [\rho_c / (\rho_\phi - \rho_c)]^{1/3}$ будут двигаться к стенке аппарата, меньшим – к оси.

Уравнение для расчета времени, за которое частица определенного класса крупности, связанная с пузырьком газа, переместится с радиуса r_1 на некоторый радиус r , аналогично зависимости (2), но вместо A надо подставить коэффициент A' .

Таким образом, рассматривая радиальное движение частиц или системы частица-пузырек газа в цилиндрическом прямоточном гидроциклоне с разгрузкой продуктов разделения по нескольким радиусам под действием определенных сил, мы без проведения предварительных экспериментов рассчитываем как концентрацию дисперсных материалов, так и гранулометрический состав частиц в продуктах разделения. Интенсивность процесса классификации повышается при подаче в поток диспергированного газа, что подтверждается расчетами по приведенным методикам.

ИССЛЕДОВАНИЕ ПОЛЯ КОНЦЕНТРАЦИЙ В ГИДРОЦИКЛОНЕ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МАТЕМАТИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ

Яблонский В. О., Рябчук Г. В.

Волгоградский государственный технический университет

Гидроциклоны используют для разделения неоднородных гетерогенных систем в химической и других отраслях промышленности. Проведение процессов разделения неоднородных гетерогенных систем в центробежном поле позволяет добиться их значительной интенсификации. На современном этапе необходима разработка математических моделей процессов разделения в центробежном поле, чтобы теоретически обосновать наиболее оптимальные режимы их проведения. Моделирование поля концентраций в гидроциклоне для получения теоретически обоснованных и практически проверенных результатов должно выполняться с привлечением для расчета гидродинамики течения полных уравнений Навье-Стокса или уравнений реодинамики неньютоновской жидкости. Моделирование гидродинамики течения пленки неньютоновской суспензии в цилиндрическом прямоточном гидроциклоне с привлечением полных уравнений реодинамики выполнено нами

в [1, 2]. Для описания реологических свойств суспензии использовано степенное реологическое уравнение Оствальда де Вилля. В [3] приведена математическая модель поля концентрации твердой фазы в гидроциклоне. В основу уравнения положены дифференциальные уравнения конвективной диффузии для частиц твердой фазы и пузырьков газа.

В настоящей работе выполнен анализ результатов моделирования поля концентраций твердой фазы при разделении суспензии в цилиндрическом прямоточном гидроциклоне напорной флотацией на основании аппроксимации результатов моделирования гидродинамики течения неньютоновской суспензии в гидроциклоне [1, 2] с использованием модели [3]. Моделирование заключалось в численном решении дифференциальных уравнений модели при соответствующих граничных условиях [3] для различных значений определяющих критериев подобия при изменении их в широком диапазоне. Течение суспензии в гидроциклоне характеризовалось [1, 2] центробежным критерием Фруда (фактором разделения Fr , аналогом критерия Рейнольдса для степенных жидкостей Re_n), а также безразмерным расходом \bar{Q} .

Из анализа полученных расчетных данных следует, что концентрация частиц твердой фазы в разделяемой суспензии снижается вдоль оси аппарата с увеличением расстояния от входного патрубка, причем наиболее интенсивное снижение концентрации наблюдается вблизи стенки аппарата (это объясняется наиболее полным извлечением частиц встречно движущимися в поле центробежных сил пузырьками воздуха). Вдоль свободной поверхности пленки суспензии концентрация частиц твердой фазы также снижается с увеличением расстояния от входного патрубка, но менее интенсивно. В радиальном направлении происходит также снижение концентрации частиц твердой фазы от свободной поверхности к стенке корпуса аппарата, что объясняется захватом частиц пузырьками воздуха с образованием флотокомплексов и последующей транспортировкой их к свободной поверхности. Эти закономерности сохраняются при всех значениях определяющих критериев подобия.

С возрастанием критерия Fr , сопровождающимся увеличением толщины пленки суспензии [1, 2], концентрация частиц твердой фазы в пленке суспензии повышается. Это вызвано увеличением количества частиц твердой фазы, приходящихся на

единицу длины пленки в осевом направлении вследствие увеличения толщины пленки, что обусловлено ростом производительности при возрастании средней скорости суспензии во входном патрубке. Возрастание критерия Fr вызывает одновременное увеличение скорости радиального осаждения частиц твердой фазы вследствие увеличения действующей на них центробежной силы инерции. Увеличение скорости радиального осаждения частиц твердой фазы приводит к возрастанию пути, пройденного ими в дисперсионной среде в единицу времени, что вызывает рост количества столкновений частиц с пузырьками воздуха и числа образующихся флотокомплексов и соответствующее увеличение количества частиц твердой фазы, извлекаемых из суспензии. Взаимодействие этих двух противоположных факторов обуславливает незначительное изменение концентраций частиц твердой фазы в суспензии на нижней границе расчетного участка течения и степени извлечения при изменении фактора разделения. Повышая фактор разделения в гидроциклоне путем увеличения скорости ввода суспензии в аппарат, можно добиться повышения расхода разделяемой суспензии и производительности гидроциклона при проведении в нем процесса напорной флотации при незначительном уменьшении степени извлечения частиц твердой фазы на нижней границе расчетного участка течения. Повышая фактор разделения путем уменьшения радиуса корпуса гидроциклона, можно добиться уменьшения габаритов аппарата при незначительном уменьшении степени извлечения.

При возрастании критерия Re_n , сопровождающимся уменьшением толщины пленки суспензии [1, 2] и соответствующим возрастанием осевой составляющей скорости течения, концентрация частиц твердой фазы в пленке суспензии на нижней границе расчетного участка течения увеличивается. Это объясняется тем, что с увеличением осевой

составляющей скорости уменьшается время пребывания частиц твердой фазы в зоне разделения, пузырьки воздуха не успевают захватывать частицы твердой фазы для транспортировки к поверхности пленки, в результате чего эти частицы уносятся потоком жидкости дальше в осевом направлении. Следовательно, при повышении эффективной вязкости разделяемых суспензий и соответствующем снижении Re_n можно добиться более высоких значений степени извлечения.

С возрастанием безразмерного расхода \bar{Q} , сопровождающимся увеличением толщины пленки суспензии [1, 2], концентрация частиц твердой фазы в суспензии возрастает. Это является следствием увеличения количества частиц твердой фазы, приходящихся на единицу длины пленки суспензии в осевом направлении вследствие увеличения толщины пленки. Как видно из расчетных данных, необходимая высота рабочей зоны корпуса гидроциклона определяется безразмерным расходом \bar{Q} , характеризующим соотношение основных геометрических размеров входного патрубка и корпуса аппарата, и заданной степенью извлечения на выходе из рабочей зоны гидроциклона, так как наиболее существенное изменение поля концентрации частиц твердой фазы в пленке суспензии наблюдается при изменении безразмерного расхода.

Полученные нами результаты моделирования распространяются на два практически важных случая, когда концентрация газовых пузырьков в суспензии существенно превышает концентрацию частиц твердой фазы и когда эти концентрации равны между собой. Для случая равенства концентраций пузырьков газа и частиц твердой фазы характерно увеличение концентрации частиц твердой фазы по сравнению с первым случаем, что объясняется меньшей концентрацией пузырьков газа в единице объема суспензии и, как следствие, образованием меньшего количества флотокомплексов в единице объема в единицу времени и извлечением меньшего количества частиц твердой фазы из суспензии, следовательно, высота рабочей зоны гидроциклона в этом случае должна быть увеличена.

Таким образом, проведен анализ влияния критериев подобия, характеризующих гидродинамику течения пленки неньютоновской суспензии в гидроциклоне на поле концентраций частиц твердой фазы. На основании выполненного анализа сформулированы рекомендации по совершенствованию конструкции гидроциклонов и оптимизации режимов их работы, направленные на улучшение основных показателей разделения. Полученные результаты являются основой для создания методики инженерного расчета гидроциклона-флотатора.

1. ЯБЛОНСКИЙ В. О. ГИДРОДИНАМИКА ТЕЧЕНИЯ НЕНЬЮТОНОВСКОЙ ЖИДКОСТИ В ГИДРОЦИКЛОНЕ // ЖУРН. ПРИКЛ. ХИМИИ. 2000. Т. 73. ВЫП. 1.
2. Яблонский В. О., Рябчук Г. В. Развитие вращательного течения пленки неньютоновской жидкости в цилиндрической трубе конечной длины // ТОХТ, 2001. Т. 35, № 5.
3. Яблонский В. О., Рябчук Г. В. Математическое моделирование поля концентраций твердой фазы в гидроциклоне // Сб. тр. МНК ММТТ-14. Т. 3. Смоленск: СФ МЭИ, 2001.

КОРРЕКТИРОВКА МОДЕЛИ ПРОЦЕССА РАЗДЕЛЕНИЯ СУСПЕНЗИЙ ВОЛОКНИСТЫХ МАТЕРИАЛОВ В ГИДРОЦИКЛОНАХ

Диков В. А.

Дзержинский филиал Нижегородского ГТУ

В последнее время в процессах разделения жидких неоднородных сред все более широкое применение находят компактные, высокопроизводительные и эффективные аппараты – гидроциклоны. Как показала практика проектирования гидроциклонных аппаратов, использование для расчета разделения суспензий с волокнистой твердой фазой математической модели для разделения суспензий со сферообразной твердой фазой приводит к значительным ошибкам ввиду резкого отличия формы волокнистых частиц от сферы.

Нами при создании гидроциклонных аппаратов для разделения волокнистых суспензий широко использовалась математическая модель разделения суспензии волокнистого материала. Сопоставление результатов расчета по этой модели с данными лабораторных и промышленных испытаний показало их хорошую сходимость.

Однако при больших длинах волокон наблюдается кризис сепарации волокнистой суспензии: при превышении волокнами определенной длины эффективность их улавливания резко снижается, при этом волокна захватываются восходящим потоком и уносятся в верхний сливной патрубок, загрязняя осветленный поток. Это отрицательно сказывается на адекватности методики расчета.

В результате анализа разработанного математического описания процесса сепарации волокнистой суспензии в гидроциклоне нами предложены следующие корректировки математической модели, позволяющие объяснить кризис сепарации.

Во-первых, в результате сравнения формы волокнистой частицы с формой других неизометрических частиц, а также анализа выражений для коэффициентов, учитывающих форму неизометрических частиц, принято, что коэффициент сферичности волокна зависит от его размеров: $\psi = f(l)$ (в то время как для неизометрических частиц обычно принимают $\psi = \text{const}$).

Во-вторых, в математическую модель, базирующуюся на детерминированном подходе к описанию движения твердой фазы в гидроциклоне, внесена корректировка, учитывающая следующую закономерность: при увеличении размера (длины) волокнистой частицы, сила ее сопротивления радиальному движению растет быстрее, чем центробежная сила. Причем до определенной, критической длины, центробежная сила больше силы сопротивления, а при длине волокон больше критической длины – центробежная сила меньше силы сопротивления.

Предложенная корректировка позволила более точно смоделировать процесс разделения волокнистой суспензии в гидроциклоне и расширить область применения разработанного математического описания.

СПОСОБ УВЕЛИЧЕНИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ ПЕРЕМЕШИВАНИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ КОМБИНИРОВАННОГО ВИХРЯ РЭНКИНА

Соловьев А. В., Борисов А. В.

Московский государственный университет инженерной экологии

Во многих случаях перемешивание является единственным фактором, создающим условия стационарного течения процесса, обеспечивающим постоянство параметров смеси, не допускающим локальных перегревов, охлаждений и прочее, но вместе с тем данный процесс требует значительных затрат энергии. Однако не вся потребляемая энергия расходуется непосредственно на перемешивание. Часть энергии расходуется на преодоление трения о стенки аппарата. Это обстоятельство усугубляется еще и тем, что в цилиндрическом сосуде при работе мешалки образуется воронка, увеличивая площадь контакта жидкости и стенок аппарата (да и образование самой воронки требует определенных затрат энергии). Значительная доля энергии расходуется на поддержание вращательного движения жидкости в аппарате, оказывающем лишь небольшое влияние на перемешивание. Гораздо больший вклад в процесс перемешивания вносят осевая и радиальная составляющая скорости, нежели окружная [1]. Именно на снижение потерь энергии, расходуемой на поддержание вращательного движения жидкости в аппарате, направлен метод, теоретические основы и одно из конструктивных решений которого описаны в данной работе.

Рассмотрим вихрь Рэнкина диаметром $2r_0$, ось которого совпадает с осью цилиндрического сосуда диаметром $2R_0$.

Поскольку ротор скорости $\bar{\omega}_1$ постоянен по модулю в области $r \leq r_0$, поток вектора $\bar{\omega}_1$ через нормальное сечение вихря Рэнкина равен $\pi r_0^2 |\bar{\omega}_1|$. Будем считать этот поток положительным, если он направлен вертикально вверх. Наряду с этим центральным вихрем введем в рассмотрение область $r_1 \leq r \leq r_2$, где $r_1 > r_0$, заполненную равномерно распределенными отрицательными вихрями, т.е. такими, что $\text{rot} \bar{V} = -\bar{\omega}_2$ направлен вертикально вниз, причем потребуем, чтобы

$$\omega_2 (r_2^2 - r_1^2) = \omega_1 r_0^2. \quad (1)$$

Согласно теореме Стокса в этом случае циркуляция в области $r_2 \leq r \leq R_0$ должна быть равна нулю, поскольку поток

Иными словами, положительный поток компенсироваться отрицательным потоком кольцевой зазор между цилиндрами r ротора скорости в этой зоне равен нулю.

Учитывая центральную симметрию прилегающей непосредственно к стенке с $r < r_2$ она движется.

Возникает вопрос, как практически Один из возможных способов создания расположенной в этой области. Данный при обтекании его жидкостью.

Для расчета циркуляции необходимо крылового профиля, исходя из трехмерной решения уравнений Навье-Стокса, многие лишь одной составляющей скорости, подобное пренебрежение не имеет При работе мешалки в тороидальных вихря, наличие которых V_z меняет знак. Центр вихря совпадает с

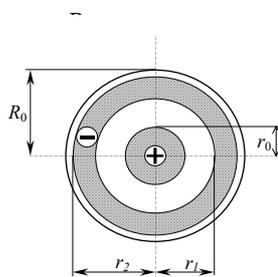


Рис. 1

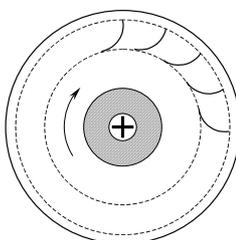


Рис. 2

лю зыводу, что сама скорость в указанной области, сть здесь неподвижна, несмотря на то, что при лющее рассмотренным теоретическим схемам. гроении решетки крыловых профилей (рис. 2), ловения циркуляции вокруг крылового профиля

определить скорость на передней кромке модели поля скоростей. Учитывая трудности исследователи ограничиваются определением пренебрегая осевой и радиальной. Очевидно, достаточных оснований. цилиндрической емкости образуются два означает, что вертикальная составляющая скорости нулем осевой составляющей, как функции радиуса.

Такое распределение по радиусу хорошо аппроксимируется цилиндрической функцией $I_0(ar)$. Наличие двух тороидальных вихрей противоположного знака определяет знак вертикальной составляющей скорости вблизи оси z в нижней части аппарата снизу вверх, а в верхней части аппарата сверху вниз, таким образом в плоскости вращения мешалки V_z меняет знак, т.е. обращается в нуль. Кроме того, и на дне, и на крышке скорость также обращается в нуль в соответствии с гипотезой прилипания. Такое изменение скорости по вертикали аппроксимируется $\sin(bz)$.

Примем первое приближение для V_z , аппроксимируя эту функцию выражением, качественно описывающем экспериментальное распределение вертикальной составляющей скорости в аппаратах с радиально-лопастной мешалкой, расположенной в центре

$$V_z = A I_0(ar) \sin(bz). \quad (2)$$

Из уравнений неразрывности и Навье-Стокса находим V_r и V_ϕ . Далее всю процедуру повторяют по описанной схеме.

Очевидно, аппарат с решеткой крыловых профилей будет иметь явные преимущества по сравнению с аппаратами, обладающими оребрением около стенок. Действительно, крыловой профиль, обтекаемый под малым углом атаки, обладает неизмеримо меньшим коэффициентом сопротивления, нежели ребро жесткости, образующее угол 90° с набегающим потоком.

1. Брагинский Л. Н., Бегачев В. И. Перемешивание в жидких средах. Л.: Химия, 1984.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССА ФИЛЬТРОВАНИЯ ЗЕРНИСТЫМИ СЛОЯМИ ВЫСОКОДИСПЕРСНЫХ АЭРОЗОЛЕЙ

Шипилова Е. А., Зотов А. П., Рязских В. И., Щеглова Л. И.
Воронежская государственная технологическая академия

В результате анализа процесса фильтрации высокодисперсных аэрозолей (ВДА) зернистыми слоями и существующих подходов к математическому моделированию технологических процессов и аппаратов нами разработана и исследована математическая модель, представляющая собой систему нелинейных дифференциальных уравнений в частных производных, описывающая процесс разделения высокодисперсных аэрозолей в стационарных зернистых слоях при постоянной скорости фильтрации, закупоривании пор и с учетом диффузионного механизма осаждения. Получено аналитическое решение системы уравнений модели, позволяющее описать кинетические закономерности и определить параметры процесса фильтрации в различные моменты времени [1].

Линейный характер связи между диффузионным осаждением и суффозией является одной из многочисленных закономерностей, имеющих место в реальных условиях фильтрации. Нами исследованы также наиболее вероятные зависимости более сложного характера (рис. 1).

Системы дифференциальных уравнений, описывающие процесс фильтрации ВДА в зернистых слоях, выраженные в безразмерных величинах, примут вид:

$$\begin{aligned} \frac{\partial N}{\partial \theta} + \frac{1}{E} \frac{\partial N}{\partial X} &= Z_N \frac{\partial E}{\partial \theta}; \\ \frac{\partial E}{\partial \theta} &= -Z_E N \frac{(E - E_{пр})^2}{(E_0 - E_{пр})^2} (1 - E), \end{aligned} \quad (1)$$

для кривой *a* и

$$\begin{aligned} \frac{\partial N}{\partial \theta} + \frac{1}{E} \frac{\partial N}{\partial X} &= Z_N \frac{\partial E}{\partial \theta}; \\ \frac{\partial E}{\partial \theta} &= -Z_E N \frac{(E_{пр} - E_0)^2 - (E - E_0)^2}{(E_{пр} - E_0)^2} (1 - E), \end{aligned} \quad (2)$$

для кривой *б*.

Для решения системы уравнений граничные условия: слой до насыщения его начального показали экспериментальные сравнению с длительностью процесса нить тем, что при $H = 0$ коэффициент лобовом слое наиболее эффективно модифицировать начальные и

Начальные и граничные условия

$$\begin{cases} N(0, \theta) = 1, \\ E(0, \theta) = E_{пр}; \end{cases}$$

В (1) и (2) $N = n/n_0$ – текущая текущее значение порозности; E_0 – значение порозности слоя; $\theta = \tau V_\phi / H$ продольная координата; $Z_N = 1/\varepsilon_0 n_0$,

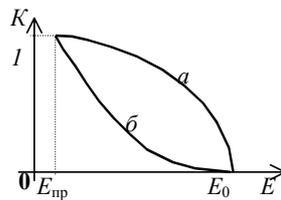


Рис. 1. Зависимость коэффициента уноса K от изменения порозности E :

$$\begin{aligned} a) K &= -\frac{(E - E_{пр})^2}{(E_0 - E_{пр})^2} + 1; \\ б) K &= -\frac{(E - E_0)^2}{(E_{пр} - E_0)^2} \end{aligned}$$

методом бегущей волны приняты следующие $E(-\infty) = E_{пр}$, $N(-\infty) = N_0$. При этом время работы участка оказалось очень велико. Однако, как исследования, время формирования фронта, по фильтрации, незначительно. Это можно объяснить массосоотдачи β имеет большое значение, и на действует механизм зацепления. Это позволяет граничные условия.

для (1) и (2) запишутся в виде:

$$\begin{cases} N(X, 0) = 0, \\ E(X, 0) = E_0. \end{cases}$$

безразмерная концентрация аэрозоля; E – начальная порозность слоя; $E_{пр}$ – минимальное – безразмерное время; $X = x/H$ – безразмерные переменные, причем $0 \leq N \leq 1$, $E_{пр} \leq E \leq E_0$.

$$0 \leq X \leq 1, \quad 0 \leq \theta \leq \tau V_{\phi} / H.$$

Сложность аналитического решения соотношений (1) и (2) привела к необходимости использования численного метода конечных разностей. Заменяя частные производные в (1), (2) конечно-разностными отношениями и используя начальные и граничные условия в конечно-разностной форме:

$$\begin{cases} N_0^j = 1, \\ E_0^j = E_{\text{np}}; \end{cases} \begin{cases} N_i^0 = 0, \\ E_i^0 = E_0; \end{cases} \quad i, j = 0, 1, \dots$$

Найдем решения разностных уравнений относительно E_i^{j+1} и N_i^{j+1} :

$$E_i^{j+1} = E_i^j - Z_E^j N_{\text{cp}}^j \frac{(E_{\text{cp}}^j - E_{\text{np}})^2}{(E_0 - E_{\text{np}})^2} (1 - E_{\text{cp}}^j);$$

$$N_i^{j+1} = \frac{N_i^j + N_{i-1}^{j+1} K^j + Z_N (E_i^{j+1} - E_i^j)}{1 + K^j} \quad (3)$$

для системы (1) и

$$E_i^{j+1} = E_i^j - Z_E^j N_{\text{cp}}^j \frac{(E_{\text{np}} - E_0)^2 - (E_{\text{cp}}^j - E_0)^2}{(E_{\text{np}} - E_0)^2} (1 - E_{\text{cp}}^j);$$

$$N_i^{j+1} = \frac{N_i^j + N_{i-1}^{j+1} K^j + Z_N (E_i^{j+1} - E_i^j)}{1 + K^j} \quad (4)$$

системы (2), где $K^j = \frac{\Delta\theta}{\Delta X} \frac{1}{E_{\text{cp}}^j}$, $E_{\text{cp}}^j = \frac{E_i^j + E_{i-1}^{j+1}}{2}$, $N_{\text{cp}}^j = \frac{N_i^j + N_{i-1}^{j+1}}{2}$,

$i = 1, 2, \dots, j = 0, 1, \dots$

Одним из основных вопросов решения разностных схем является выбор шага сетки. Принимая во внимание необходимые для расчетов затраты машинного времени, а также учитывая необходимую точность, целесообразно сетку по высоте слоя разбить на 20 участков, т.е. $\Delta x = H/20$ или $\Delta X = \Delta x/H$.

Для выбора шага по времени рассмотрим физический смысл процесса фильтрации ВДА через зернистый слой. Так как газовый поток движется в аппарате со скоростью V_{ϕ} , то путь, пройденный газовым потоком $x = V_{\phi} \tau$. Поэтому $\Delta \tau > \Delta x / V_{\phi}$ и, исходя из соотношения $\theta = \tau V_{\phi} / H$, для определения безразмерного шага изменения времени имеем: $\Delta \theta > \Delta X$.

Для систем (3) и (4) составлены программы расчета профилей изменения концентрации аэрозоля и порозности слоя от продольной координаты в различные фиксированные моменты времени. Результаты расчетов представлены на рис. 2.

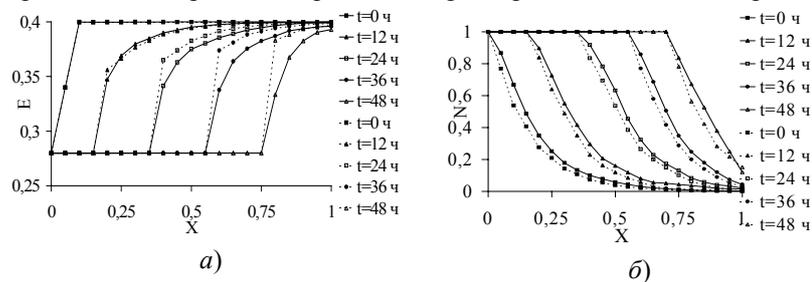


Рис. 2. Профили изменения порозности зернистого слоя (а) и концентрации аэрозоля (б):

— — система (3); - - - - система (4)

Из рис. 2 видно, что на лобовом участке фильтра порозность зернистого слоя и концентрация аэрозоля достигают своего предельного значения, а зона изменения порозности и концентрации перемещается в последующие за лобовым участком области. Такая интерпретация полученных результатов полностью отвечает современным представлениям о механизме процесса фильтрации с постепенным закупориванием пор зернистого слоя [2].

Анализ адекватности предлагаемых математических моделей проведен на основе сравнения с результатами экспериментальных исследований. Исследования проводились на зернистых слоях из полиэтиленовых гранул с эквивалентными диаметрами $d_3 = 3,0 \cdot 10^{-3}$ и $d_3 = 4,5 \cdot 10^{-3}$ м при высоте 0,1 м. В качестве аэрозоля использовалась смесь с воздухом керамического пигмента ВК-112 ($d_q = 1,0 \cdot 10^{-6}$ м $lg\sigma = 1,2$). Объемная концентрация варьировалась от $n_0 = 1,27 \cdot 10^{-7}$ м³/м³ до $n_0 = 3,12 \cdot 10^{-7}$ м³/м³. Скорость фильтрации составляла $V_{\phi} = 1,5$ м/с и $V_{\phi} = 2,0$ м/с. В качестве выходных параметров исследовалось изменение гидравлического сопротивления ΔP и коэффициента проскока K в течение процесса фильтрации. На рис. 3 представлены сравнительные результаты зависимости $\Delta P = f(\tau)$ и $K = f(\tau)$, полученные экспериментально и рассчитанные по предлагаемому методу. При сравнении полученных результатов для расчетных данных вводилась поправка на время формирования фронта.

Анализ графиков на рис. 3 позволяет сделать вывод о том, что характер полученных кривых аналогичен, начальные и конечные значения сопротивления зернистого слоя для соответствующих условий различаются незначительно. Максимальное расхождение полученных значений составляет 9 %. С достаточной степенью точности совпадают экспериментальные и рассчитанные значения скорости движения фронта осаждения ВДА, где максимальное значение расхождения составило 9 %.

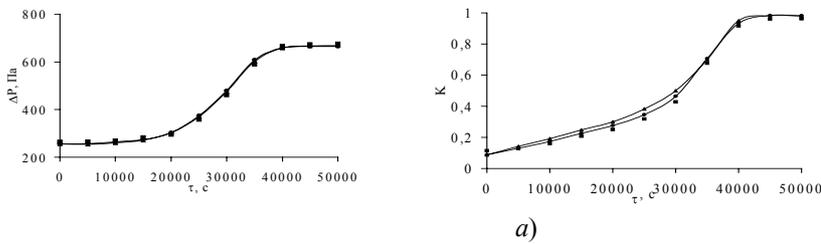


Рис. 3. Зависимость гидравлического сопротивления зернистого слоя (а) и коэффициента протоскока (б) от длительности процесса фильтрации для
 $n_0 = 1,27 \cdot 10^{-7} \text{ м}^3/\text{м}^3, d_3 = 3 \cdot 10^{-3} \text{ м}, V_\phi = 1,5 \text{ м/с}$

— ▲ — расчеты по (3); ● — расчеты по (4); ■ — результаты эксперимента

Полученные результаты качественно и количественно подтверждают адекватность разработанных математических моделей процесса фильтрации ВДА зернистыми слоями с нелинейным законом изменения порозности, а также обосновывают возможность допущений и выбранного метода, принятых нами для решения системы уравнений математической модели.

1. Шипилова Е. А. К расчету процесса разделения... // Техника и технология экологически чистых производств: Тез. докл. симпозиум молодых ученых... М., 2000.
2. Романков П. Г. Гидродинамические процессы химической технологии. Л.: Химия, 1974.

ИНЖЕНЕРНЫЕ НОМОГРАММЫ ДЛЯ АНАЛИЗА ПРОЦЕССА ФИЛЬТРОВАНИЯ АЭРОЗОЛЕЙ ЗЕРНИСТЫМИ СЛОЯМИ

Шипилова Е. А., Щеглова Л. И., Энтин С. В., Красовицкий Ю. В.
 Воронежская государственная технологическая академия

Для анализа и технических расчетов процесса фильтрации пылегазовых потоков зернистыми слоями целесообразно использовать номограммы. Весьма удобными оказались предлагаемые нами номограммы для определения режима движения потока в каналах зернистого слоя (рис. 1, а) и гидравлического сопротивления зернистого слоя (рис. 1, б).

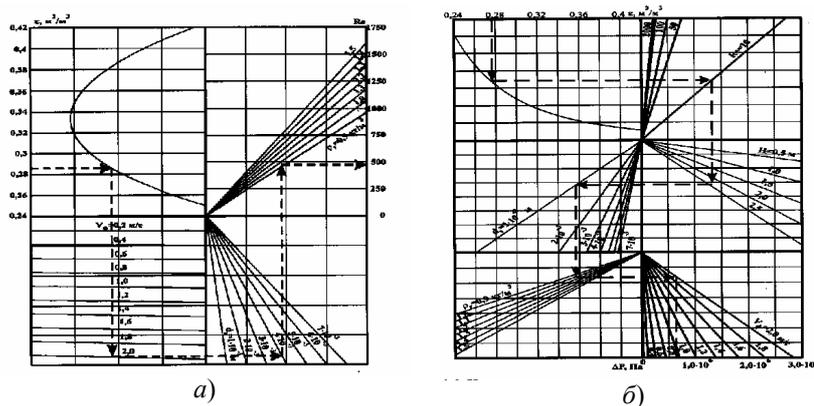


Рис. 1. Номограммы для определения режимов движения потока в каналах зернистого слоя (а) и его гидравлического сопротивления (б)

На рис. 1, а показан ход решения для следующего примера: порозность зернистого слоя – $\epsilon_{cp} = 0,286 \text{ м}^3/\text{м}^3$; скорость фильтрации – $V_\phi = 2,0 \text{ м/с}$; эквивалентный диаметр зерен слоя – $d_3 = 4 \cdot 10^{-3} \text{ м}$; плотность аэрозоля – $\rho_r = 0,98 \text{ кг/м}^3$. По номограмме определяемое значение $Re \approx 418$, по формуле

$$Re = \frac{d_r V_\phi}{v \bar{f}} = \frac{0,45}{(1 - \epsilon)^{0,5}} \frac{V_\phi d_3}{v}$$

$Re = 412$. Относительная погрешность составляет 0,9 %. В формуле (1); v – коэффициент кинематической вязкости потока; \bar{f} – коэффициент минимального живого сечения каналов.

На рис. 1, б приведено решение для следующих исходных данных: $\epsilon_{cp} = 0,278 \text{ м}^3/\text{м}^3$; $Re = 10$; $d_3 = 1 \cdot 10^{-3} \text{ м}$; $\rho_r = 1,02 \text{ кг/м}^3$; $V_\phi = 1,9 \text{ м/с}$; высота зернистого слоя – $H = 2,3 \text{ м}$; Сопротивление зернистого слоя, найденное по номограмме, составило: $\Delta P \approx 6,2 \cdot 10^5 \text{ Па}$, вычисленное по формуле

$$\Delta P = k \lambda' H \rho_r V_\phi^2 / 2 d_3 g$$

значение $\Delta P \approx 6,6 \cdot 10^5 \text{ Па}$. В этой формуле: k – коэффициент, учитывающий несферичность зерен слоя; λ – коэффициент гидравлического трения.

Особый интерес представляют номограммы для оценки общих и фракционных коэффициентов протоскока. Эти коэффициенты наиболее представительны при оценке разделяющей способности зернистых фильтровальных перегородок, так как они показывают какие фракции дисперсной фазы и в какой степени задерживаются зернистым

слоем. Для решения этой задачи нами использованы интерполяционные модели в натуральных переменных и инженерные номограммы к ним, полученные Ю. В. Красовицким и его сотрудниками (рис. 2):

$$\ln K_{<2\cdot 10^{-6} \text{ м}} = -0,312 - 0,273x_1 + 169x_2 - 35,84x_3 - 0,259 \cdot 10^{-3} x_4 - 267x_1x_2 + 26,1 \cdot 10^3 x_2x_3; \quad (1)$$

$$\ln K_{(2-5)10^{-6} \text{ м}} = -2,345 + 0,961x_1 + 1670x_2 - 40,61x_3 - 0,695 \cdot 10^{-3} x_4 - 2060x_1x_2 + 16,9 \cdot 10^3 x_2x_3; \quad (2)$$

$$\ln K_{\phi(2-3)10^{-7} \text{ м}} = -0,3080 + 0,1093w + 1541d_n - 83,2864h - 0,08H/D + 197,8wh + 288 \cdot 10^3 d_n h; \quad (3)$$

$$\ln K_{\phi(7-10)10^{-7} \text{ м}} = 0,2586 - 8,416 w - 2244 d_n - 69,6h + 49392 wd_n. \quad (4)$$

НА РИС. 2, А ПРЕДСТАВЛЕНА НОМОГРАММА К УРАВНЕНИЮ (1). ПРИМЕР ИСПОЛЬЗОВАНИЯ НОМОГРАММЫ: ПАРАМЕТРЫ ПЫЛЕГАЗОВОГО ПОТОКА И ФИЛЬТРА – $W = 0,4 \text{ М/С}$; $D_3 = 9 \cdot 10^{-4} \text{ М}$; $H = 83 \cdot 10^{-3} \text{ М}$; $\tau = 0,9 \cdot 10^3 \text{ С}$. НАДО ОПРЕДЕЛИТЬ ПРОСКОК ЧАСТИЦ РАЗМЕРОМ МЕНЬШЕ $2 \cdot 10^{-6} \text{ М}$. ХОД РЕШЕНИЯ ПОКАЗАН НА НОМОГРАММЕ, ПО КОТОРОЙ $K = 0,194$. ПО УРАВНЕНИЮ (1)

$$\text{LNK} = -0,312 - 0,273 \cdot 0,4 + 169 \cdot 9 \cdot 10^{-4} - 35,84 \cdot 83 \cdot 10^{-3} - 0,259 \cdot 10^{-3} \cdot 0,9 \cdot 10^3 - 276 \cdot 0,4 \cdot 9 \cdot 10^{-4} + 26,1 \cdot 10^3 \cdot 9 \cdot 10^{-4} \cdot 83 \cdot 10^{-3} = -1,647, \text{ СЛЕДОВАТЕЛЬНО, } K = 0,192. \text{ ОТНОСИТЕЛЬНАЯ ОШИБКА } 1 \%. \quad (1)$$

В ПРИМЕРЕ НА РИС. 2, В ПРИНЯТЫ СЛЕДУЮЩИЕ ПАРАМЕТРЫ ПЫЛЕГАЗОВОГО ПОТОКА И ФИЛЬТРА: $W = 0,4 \text{ М/С}$; $D_3 = 9 \cdot 10^{-4} \text{ М}$; $H = 83 \cdot 10^{-3} \text{ М}$; $\tau = 0,9 \cdot 10^3 \text{ М}$. ПРОСКОК ЧАСТИЦ РАЗМЕРОМ $< (2 - 5) \cdot 10^{-6} \text{ М}$, ОПРЕДЕЛЕННЫЙ ПО НОМОГРАММЕ, $K = 0,194$, ПО УРАВНЕНИЮ (2) – $K = 0,192$.

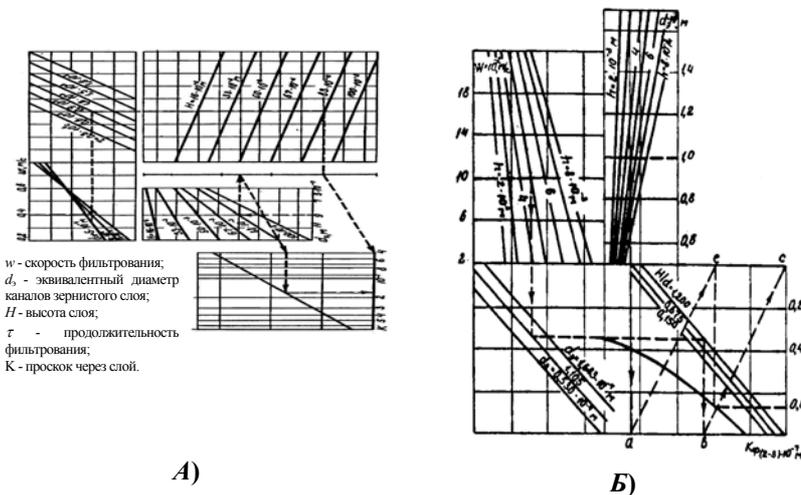
УРАВНЕНИЯ (1) И (2) И ПОСТРОЕННЫЕ ДЛЯ НИХ НОМОГРАММЫ ИСПОЛЬЗОВАНЫ ПРИ ПРОГНОЗИРОВАНИИ ЭФФЕКТИВНОСТИ ЗЕРНИСТОГО ФИЛЬТРА, ПРЕДНАЗНАЧЕННОГО ДЛЯ УСТАНОВКИ ЗА СУШИЛЬНЫМ БАРАБАНОМ д597а.

ДЛЯ АНАЛИЗА ПРОЦЕССА ФИЛЬТРОВАНИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ НОМОГРАММЫ, ПРЕДСТАВЛЕННОЙ НА РИС. 2, Б ПО ШКАЛЕ W НАХОДЯТ ЗАДАННУЮ ВЕЛИЧИНУ И ПО ИЗВЕСТНЫМ ЗНАЧЕНИЯМ H, D_3 И H/D ТОЧКУ В; ПО ШКАЛЕ D_3 И ЗНАЧЕНИЮ H – ТОЧКУ А. ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ОТРЕЗКА $CE = AB = \ln K_{\phi(2-3)10^{-7} \text{ м}}$ И ЗАТЕМ $K_{\phi(2-3)10^{-7} \text{ м}}$ СОЕДИНЯЮТ В С С И ПРОВОДЯТ АЕ ПАРАЛЛЕЛЬНО ВС.

ТОЧКА ПЕРЕСЕЧЕНИЯ СЕМЕЙСТВА ПРЯМЫХ D_3 НА РИС. 2, Г СВИДЕТЕЛЬСТВУЕТ ОБ ИНВАРИАНТНОСТИ ЭТОГО СЕМЕЙСТВА ЗНАЧЕНИЮ W , ОТВЕЧАЮЩЕМУ ОРДИНАТЕ ДАННОЙ ТОЧКИ. ЭТО ПОЗВОЛЯЕТ ИСПОЛЬЗОВАТЬ РАЗЛИЧНЫЕ ЗЕРНИСТЫЕ СЛОИ ИЗ ПОРИСТЫХ МЕТАЛЛОВ ДЛЯ ДОСТИЖЕНИЯ ТРЕБУЕМОГО ЗНАЧЕНИЯ k_{ϕ} .

В КАЧЕСТВЕ ПРИМЕРА НА НОМОГРАММЕ, ПРЕДСТАВЛЕННОЙ НА РИС. 2, Г, ПОКАЗАН ХОД РЕШЕНИЯ УРАВНЕНИЯ (4) ПРИ СЛЕДУЮЩИХ ИСХОДНЫХ ДАННЫХ: $W = 0,1 \text{ М/С}$; $D_3 = 1,1 \cdot 10^{-4} \text{ М}$; $H = 83 \cdot 10^{-3} \text{ М}$.

ПО НОМОГРАММЕ $\ln K_{\phi(7-10)10^{-7} \text{ м}} = 0,5350$. ПО УРАВНЕНИЮ (4) $\ln K_{\phi(7-10)10^{-7} \text{ м}} = 0,2586 - 8,416 \cdot 0,1 - 2244 \cdot 1,1 \cdot 10^{-4} - 69,6 \cdot 5 \cdot 10^{-3} + 49392 \cdot 0,1 \cdot 1,1 \cdot 10^{-4} = -0,6345$. СЛЕДОВАТЕЛЬНО, $K_{\phi(7-10)10^{-7} \text{ м}} = 0,5299$. ОТНОСИТЕЛЬНАЯ ОШИБКА 1 %.



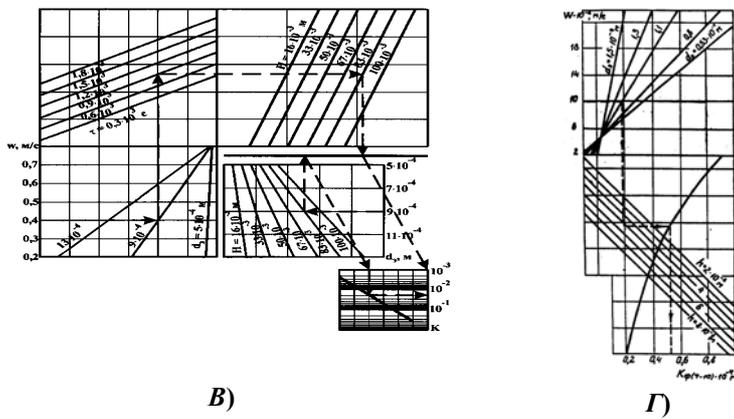


РИС. 2. НОМОГРАММЫ ДЛЯ ОЦЕНКИ ОБЩИХ И ФРАКЦИОННЫХ КОЭФФИЦИЕНТОВ

ПРОСКОКА ДЛЯ УРАВНЕНИЙ: А – (1); Б – (3); В – (2); Г – (4)

ОПИСАННЫЕ ИНТЕРПОЛЯЦИОННЫЕ МОДЕЛИ И НОМОГРАММЫ ИСПОЛЬЗОВАНЫ ДЛЯ ОЦЕНКИ И ПРОГНОЗИРОВАНИЯ ФРАКЦИОННЫХ КОЭФФИЦИЕНТОВ ПРОСКОКА ПО СЧЕТНОЙ КОНЦЕНТРАЦИИ ПРИ РАЗРАБОТКЕ ЗЕРНИСТОГО ФИЛЬТРА ИЗ ПОРИСТЫХ МЕТАЛЛОВ ДЛЯ ТОНКОЙ ОЧИСТКИ КОМПРИМИРОВАННЫХ ГАЗОВ ОТ МЕХАНИЧЕСКИХ ПРИМЕСЕЙ.

РАЗРАБОТКА И Моделирование намывногоГО фильтраА
патронного типа

АДЕЛЬШИН А. Б., ИБЯТОВ Р. И., ЛЕОНТЬЕВА С. В.

КАЗАНСКАЯ ГОСУДАРСТВЕННАЯ АРХИТЕКТУРНО-СТРОИТЕЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ

Для обеспечения эпидемической безопасности и высокого качества воды в плавательных бассейнах необходимо тщательное фильтрование. Для повышения эффективности процесса очистки перспективное фильтрование с добавлением тонкодисперсных фильтрующих материалов. Процесс реализуется на намывных фильтрах.

Рассмотрим работу намывного фильтра, который состоит из вертикального цилиндрического корпуса, внутри которого размещены фильтрующие элементы патронного типа. Патроны представляют собой металлические перфорированные трубы с надетой на нее фильтровальной тканью. В начале рабочего цикла путем предварительной подачи суспензии первичного намывного слоя на поверхности патрона создается слой осадка, являющегося фильтрующим элементом для загрязнений в исходной воде. При работе аппарата грязная вода будет фильтроваться через слой осадка, образуя второй слой переменной толщины.

Производительность аппарата лимитируется скоростью фильтрации воды через двухслойный осадок. Гидродинамическая обстановка в аппарате считается квазистационарной. Поэтому работу рассматриваемого фильтра можно моделировать с помощью стационарных уравнений фильтрации

$$\frac{\partial(rV_r)}{\partial r} = 0, V_r = -\frac{1}{\mu(\beta_0 + \beta_1\delta + \beta_2h)} \frac{\partial P}{\partial r}$$

с граничными условиями: при $r = R$: $P = P_2$; при $r = R_1 = R + \delta + h$: $P = P_1$, где P_1, P_2 – давление в фильтре и патроне; $\delta, h(t)$ – толщины нижнего и верхнего слоев осадка к моменту времени; t, R – радиус патрона; β_0 – сопротивление патрона; β_1, β_2 – удельное сопротивление нижнего и верхнего слоев, соответственно.

Толщина верхнего слоя является величиной зависящей от времени. Изменение толщины этого слоя определяется из уравнения

$$\frac{\partial h}{\partial t} = 2\pi(R + \delta + h)\alpha_2 \varepsilon_1 V_r(R_1)/(1 - \alpha_2),$$

где α_2 – концентрация включений в исходной воде; ε_1 – пористость осадка.

Производительность напорного фильтра определяется соотношением: $q = 2\pi(R + \delta + h)V_r(R_1)LN$, где L, N – длина и число патронов соответственно.

Полученные зависимости позволяют производить вычислительный эксперимент и определять геометрические размеры фильтра, обеспечивающие заданную производительность.

РЕАКТОРОВ С ОЧИСТКОЙ ОТХОДЯЩИХ ГАЗОВ

ТУР А. А.

Ангарская государственная техническая академия

Во многих отраслях промышленности получили широкое распространение барботажные реакторы с газлифтным и механическим перемешиванием для осуществления химических превращений в системах газ-жидкость. В предложенной [1] классификации газожидкостных реакторов эти типы аппаратов РБГ – реакторы барботажные газлифтные и РМ – реакторы с механическим диспергированием газа составляют основу разработанных и действующих конструкций реакторов в различных отраслях промышленности.

Главным объединяющим признаком этих реакторов является принудительный напорный ввод газа и его последующий барботаж или газораспределение по рабочему объему реактора. Процесс принудительного газоснабжения является неотъемлемой частью сорбционных установок многих производств органического и нефтехимического синтеза и, в частности, в каталитических процессах и при получении антибиотиков, пекарских и кормовых дрожжей. Однако вводимый в аппарат газ требует последующей его очистки при выходе из реактора в атмосферу. Особенно большими расходами воздуха (50 м^3 на 1 кг продукта) характеризуются барботажные реакторы для целей микробиологического синтеза, что чрезвычайно усложняет биохимическую очистку воздуха после биореактора или ферментатора. Выбросы неочищенного воздуха непосредственно в атмосферу вызывают острые респираторные заболевания обслуживающего персонала и людей, проживающих в районах, граничащих с территорией предприятий [2].

Последнее обстоятельство предопределяет одну из целей данной работы – создание эффективной конструкции аппарата газоочистки от дрожжевых клеток воздуха, отходящего из ферментаторов. В этом направлении нами разработаны новые конструкции колонных барботажных аппаратов газоочистки РБКГ с высокой степенью извлечения (до 99,8 %) дрожжевых клеток из отработанного воздуха, отходящего от биореакторов. Эти аппараты-реакторы пригодны также для использования в химической и других отраслях промышленности при комплексной очистке газов от паров кислот, щелочей, крупно и среднелдисперсных пылеобразных частиц. Конструктивно аппараты газоочистки монтируются на верхних крышках реакторов и представляют собой единый блок с основным газожидкостным реактором. Это позволило в общей классификации газожидкостных реакторов [1] предложить блоки с очисткой отходящих газов, выделенных по общему признаку напорного принудительного ввода газа в слой жидкости (рис. 1) и разработать инженерные методики их расчета.

В основу разработанных методик расчета легли результаты исследований гидродинамики и массообмена как крупномасштабных моделей (объемом до 10 м^3) различного внутреннего конструктивного оформления газожидкостных реакторов с принудительным газоснабжением, так и промышленных аппаратов таких конструкций в заводских условиях, методика расчета барботажно-эрлифтных (газлифтных) реакторов (рис. 2) базируется на использовании эмпирических

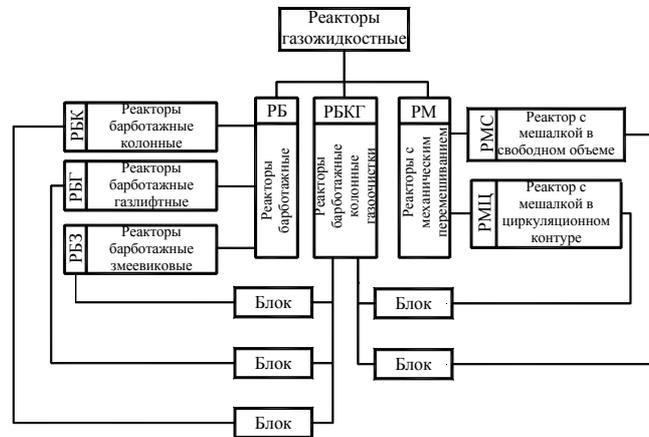


РИС. 1. БЛОКИ РЕАКТОРОВ С ОЧИСТКОЙ ОТХОДЯЩИХ ГАЗОВ В ОБЩЕЙ

классификации газожидкостных реакторов

зависимостей: $M = 4,36W_r^{0,8}$, $U_B = 3,15V_r^{0,6}$, где M – скорость сорбции кислорода, $\text{кгO}_2 = \text{м}^3\text{ч}$; W_r – приведенная скорость воздуха в циркуляционном элементе, м/с^2 , U_B – скорость восходящего газожидкостного потока, м/с .

Основной методики расчета барботажных реакторов с механическим перемешиванием (рис. 3) является математическая модель гидродинамики и массообмена в реакторе, параметры которой определены методом наименьших квадратов по экспериментальным данным.

$$K_L a = 0,8N_v^{0,53} m_a^{0,47} (d_m/D)^{1,8}; \tau_n = 167 (V_r 10^2 / n d_m^3)^{0,35} m_a^{-0,83}; \quad (2)$$

$$Q = V_r 10^2 / n d_m^3; V_p = k' d_m^3 m_a,$$

где $K_L a$ – объемный коэффициент массопередачи кислорода в жидкой фазе, с^{-1} ; N_v – общая удельная мощность перемешивания (механическая и пневматическая), кВт/м^3 ; n – частота вращения мешалок, с^{-1} ; m_a – число ярусов мешалок,

шт.; d_m – диаметр мешалок, м; D – диаметр аппарата, м; Q – критерий расхода газа; V_r – объемный расход воздуха, м³/с; τ_p – время перемешивания, с; V_p – рабочий объем, м³; $k' = 0,785d_m/D$.

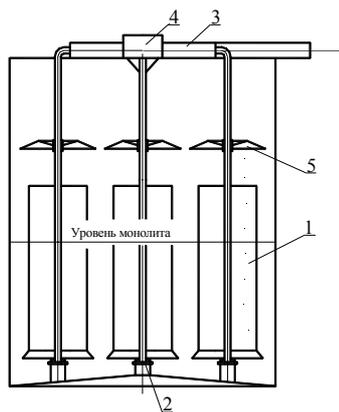


Рис. 2. Ферментатор $V = 1250$ м³ многозонный с разнесенными циркуляционными стаканами:

- 1 – теплообменно-циркуляционный стакан;
2 – воздухораспределительное устройство;
3 – воздушный коллектор;
4 – каплеотделитель; 5 – зонт

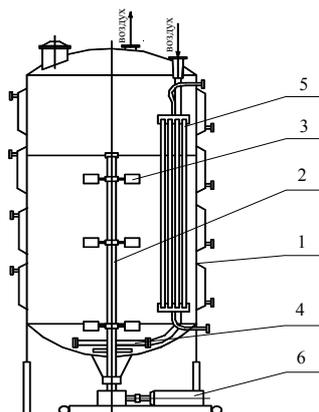


Рис. 3. Ферментатор с многоярусными мешалками и нижним приводом:

- 1 – корпус; 2 – вал; 3 – открытая турбинная мешалка;
4 – газораспределитель;
5 – теплообменник; 6 – привод перемешивающего устройства

С помощью соотношений (2) рассчитываются основные конструктивные параметры и режим работы аппарата, обеспечивающие заданную массообменную способность реактора (скорость сорбции кислорода M) при минимальных энергозатратах.

Методика расчета аппарата газоочистки (рис. 4) позволяет определить число элементов-диспергаторов газа, необходимых для очистки заданного количества отработанного газа [4].

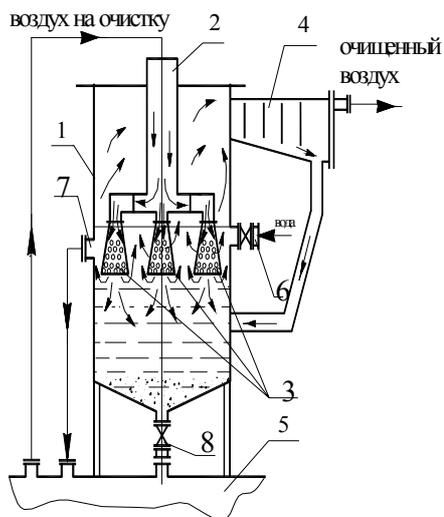


Рис. 4. Схема промышленного газоочистного аппарата:

- 1 – корпус; 2 – воздухоподводящий патрубок;
3 – элемент; 4 – каплеуловитель;
5 – ферментатор; 6 – подача промывной жидкости;
7 – слив флотируемых микроорганизмов;
8 – слив осадка

На основе методов элементного моделирования разработаны методики расчета газлифтных и барботажных реакторов с механическим перемешиванием, а также новых аппаратов газоочистки, объединенных с этими реакторами в единые конструктивные блоки с очисткой отходящих газов. Методики расчета позволяют снижать степень технического риска при проектировании таких блоков и максимально приближать расчетную производительность к реальной.

1. Соколов В. Н., Доманский И. В. Газожидкостные реакторы. Л.: Машиностроение, 1976.
2. Николаев А. Н. и др. Экологически чистое производство продуктов микробиологического синтеза в пленочных аппаратах // Хим. пром. 2000. № 4.
3. Тур А. А., Бальцежак С. В. Гидродинамические и массообменные исследования крупномасштабной модели // Хим. пром. 2001. № 2.
4. Патент 2060794 С1 RU. Бюл. 1996. № 15.

ИССЛЕДОВАНИЕ НЕСТАЦИОНАРНЫХ
ТЕМПЕРАТУРНЫХ ПОЛЕЙ В ГЕРМЕТИЗИРОВАННЫХ
ХРАНИЛИЩАХ-РЕАКТОРАХ

БИКБУЛАТОВ И. Х., СОБОЛЕВ А. В., ШУЛАЕВ Н. С.
Стерлитамакский филиал УГНТУ

Скорость разложения осадков и шламов в герметизированных хранилищах-реакторах [1] существенно возрастает при повышении температуры процесса. Для повышения эффективности хранилищ-реакторов в качестве перспективного источника энергии может использоваться солнечное излучение, проходящее через прозрачное покрытие и слой отстоявшейся воды и поглощаемое в верхнем слое осадка. Перерабатываемые осадки, как правило, характеризуются существенно изменяющейся по глубине слоя плотностью, что создает условия для формирования инверсного распределения температурных полей в верхних слоях осадка. В результате снижается интенсивность конвективного теплообмена между слоями различной плотности, что приводит к аккумуляции энергии солнечного излучения в нижнем слое осадка.

Происходящее в герметизированных хранилищах уменьшение потерь энергии на испарение воды и аккумуляция солнечной энергии, приводят к нагреву осадка и увеличению скорости его переработки.

В связи со сменой дня и ночи, значительный интерес представляет исследование нестационарных процессов теплообмена и их влияние на интенсивность переработки осадка.

В среде Mathcad нами получено численное решение для распределения температур, как в стационарных условиях, так и для нестационарной задачи при смене времени суток для граничных условий I и III рода и при следующих допущениях: солнечное излучение поглощается в тонком поверхностном слое осадка; конвективный теплообмен отсутствует, т.е. значение числа Рэлея меньше критического; коэффициент эффективной теплопроводности для слоя отстоявшейся воды меньше, чем для слоя осадка.

Полученное решение позволяет определить критерии, при которых возможна аккумуляция солнечной энергии, учесть влияние периодических климатических факторов и определить оптимальные конструктивные и технологические параметры, при которых в хранилище будет происходить наиболее интенсивное разложение осадка.

В частности, численное решение показывает, что в средней и южной полосе России в герметизированном хранилище-реакторе суточные колебания температуры осадка могут быть незначительны, а интенсивность разложения органической части осадка через 10 – 15 суток после начала аккумуляции солнечной энергии увеличивается в 2...5 раз по сравнению с негерметизированными хранилищами-отстойниками.

Таким образом, проведенные исследования нестационарных температурных полей в герметизированных хранилищах-реакторах показали, что такие реакторы способны эффективно аккумулировать солнечную энергию, несмотря на нестационарные тепловые процессы, возникающие при смене времени суток.

1. Бикбулатов И. Х., Шарипов А. К. Хранилище-реактор для избыточного активного ила, сырых осадков и шламов // Инженерная экология. № 5. 2000.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЗОНЫ ВЗРЫВООПАСНЫХ КОНЦЕНТРАЦИЙ ПРИ УТЕЧКАХ НЕФТИ

БИКБУЛАТОВ И. Х., СОБОЛЕВ А. В., ШУЛАЕВ Н. С.
Стерлитамакский филиал УГНТУ

В случае пролива нефти поражающим фактором может стать взрыв образующейся паровоздушной смеси. Так, по данным [1], взрывы при утечках нефти из трубопроводов происходят достаточно часто. В связи с этим, представляет значительный интерес расчет зоны взрывоопасных концентраций при утечках и проливах нефти. По сравнению с испарением однокомпонентных веществ, вследствие сложности состава, испарение нефти как многокомпонентного вещества имеет существенно более сложный механизм. В связи с этим, попытки его теоретического описания громоздки, обладают большой погрешностью и трудно применимы на практике.

Определение зоны взрывоопасных концентраций – достаточно сложная задача, требующая большого объема исходных данных и вычислений, что затрудняет составление оперативного прогноза при ликвидации пролива. Таким образом, для адекватного реагирования необходима простая модель, использующая минимальное количество исходных данных и достаточно точно описывающая реально происходящие процессы.

В качестве основных положений и допущений при составлении модели нами приняты следующие: известны объем и границы пролива; распространения паров нефти в горизонтальной плоскости происходит преимущественно по направлению ветра; за пределами области пролива концентрация паров нефти, как следует из экспериментальных данных, экспоненциально уменьшается; режим испарения нефти – изотермический, который достаточно хорошо описывается зависимостью вида [2]: $\sigma(t) = t / (a_1 \exp(-a_2 v) + bt)$, где $\sigma(t)$ – массовая доля испарившейся нефти; a_1 , a_2 , b – коэффициенты, зависящие от свойств нефти; v – скорость ветра; t – время испарения нефти.

В вычислительной среде Mathcad на основе предложенных допущений нами получено численное решение, показывающее распределение концентрации паров нефти, для различных конфигураций области пролива и направлений ветра. Так, на рис. 1 показано полученное численно распределение паров нефти для начального периода испарения с области пролива, ограниченной окружностью.

Как видно из полученного решения, на распределение концентрации паров нефти существенное влияние оказывает скорость ветра. Очевидно, что максимальные концентрации возникают как при малых скоростях ветра, так и при больших, последнее обуславливается повышением интенсивности испарения нефти при увеличении скорости воздушного потока [2]. Кроме того, для разлитий сложной конфигурации большое влияние оказывает направление ветра. Например, как показали расчеты, площадь зоны взрывоопасных концентраций может изменяться для различных направлений ветра в десятки раз.

Полученное решение позволяет на основе минимального количества данных рассчитать зоны взрывоопасных концентраций при проливах нефти, что необходимо для прогнозирования вариантов развития аварий с угрозой образования взрывоопасных паровоздушных смесей и обеспечения принятия адекватных мер по предупреждению взрыва.

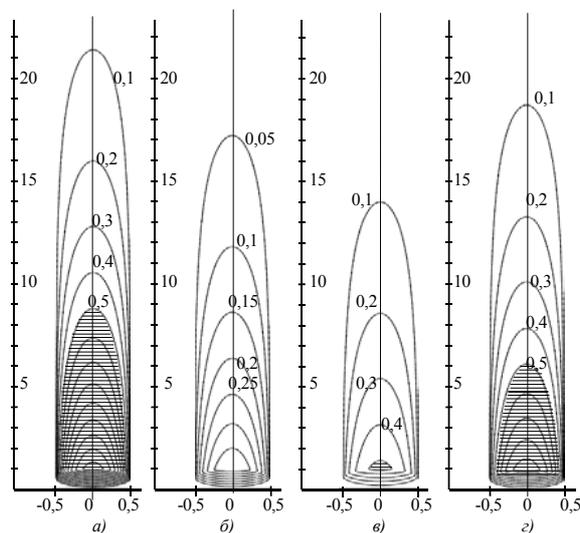


Рис. 1. Поля концентрации паров нефти в относительных координатах (по осям отложены диаметры области пролива) для разных значений скорости ветра: а - 0,2 м/с; б - 1 м/с; в - 5 м/с; з - 7 м/с. Заштрихованы области с концентрацией паров нефти свыше 0,5 %

1. Hazardous Liquid Accident Data. OPS. U.S. Department of Transportation. Washington, 1999.

2. Соболев А. В. Исследование зависимости интенсивности испарения нефти от скорости воздушного потока: Материалы III конгресса нефтегазопромышленников России. Уфа, 2001.

**ДИАГНОСТИРОВАНИЕ СОСТОЯНИЯ
КОТЛОВ-УТИЛИЗАТОРОВ В ПРОИЗВОДСТВЕ
ТЕХНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА**

**ХРОМКОВ Н. А., ЦЫГАНКОВ М. П.
ОАО "ЯРОСЛАВСКИЙ ТЕХНИЧЕСКИЙ УГЛЕРОД"**

В производстве технического углерода котлы-утилизаторы предназначены для исключения вредных выбросов в атмосферу и использования энергоресурсов отходящего газа. Управление рассматриваемыми объектами осложнено действием ряда глубоких возмущений на некоторые из материальных потоков, подаваемых в котельную. Основными из таких возмущений являются изменение нагрузки по сырью в основном производстве и колебания его состава. Кроме того, воздух, подаваемый на горение отходящего газа дутьевым вентилятором, предварительно нагревается в дополнительном подогревателе или за счет линии рециркуляции, а также меняет температуру в зависимости от температуры атмосферного воздуха.

Изменчивость материальных потоков не исчерпывает всех особенностей эксплуатации объектов рассматриваемого вида. С установкой на заводах технического углерода паровых турбин для генерирования электроэнергии потребность в водяном паре стала уже более стабильна, чем потребность рынка в техническом углероде. Поэтому можно рассматривать два основных режима работы котлов-утилизаторов.

Первый – в условиях избытка количества отходящего газа, а второй – в условиях его недостатка для получения требуемого количества пара, т.е. при необходимости использования природного газа в качестве дополнительного топлива.

Еще одной отличительной особенностью эксплуатации котлов-утилизаторов на предприятиях технического углерода является значительное, до 1,5 %, содержание в отходящем газе соединений серы, что налагает определенные требования на температурный режим по газовому тракту котла и приводит к образованию наружных отложений на "хвостовых" поверхностях нагрева. В свою очередь, отложения увеличивают тепловое сопротивление теплообменных поверхностей и уменьшают к.п.д. котла.

Таким образом, котел-утилизатор представляет собой объект с характеристиками и целевыми функциями управления, изменяющимися в зависимости от условий эксплуатации, марок и объемов выпуска основной продукции – технического углерода. Эффективность управления при ухудшении условий теплообмена снижается во всех случаях, чем обуславливается необходимость своевременного выявления и устранения причин такого ухудшения на фоне возможных глубоких изменений технологических режимов установок.

Целью диагностики котла-утилизатора является определение состояния отдельных теплообменных поверхностей и газоплотности футеровки по всему газовому тракту. Диагностика должна быть функциональной, т.е. осуществляться по данным автоматизированного контроля в режиме нормальной эксплуатации аппаратов.

Тепловое сопротивление теплообменной поверхности определяется исходя из замеров содержания кислорода в предтопке, температур и давлений (разрежений) по газовому тракту, расходов отходящего газа, природного газа, воздуха.

Состав отходящего газа оперативно оценивается по данным автоматического контроля расходов сырья, природного газа, воздуха и воды в реакторы получения технического углерода и может корректироваться на основании данных лабораторного анализа. Замерами содержания кислорода и температуры в предтопке котла, расходов отходящего газа, природного газа, воздуха, подаваемого на горение, фиксируется наличие или отсутствие кислорода в отходящем газе. Таким образом, определяются теплофизические характеристики дымовых газов, необходимые для диагностирования состояния теплообменных поверхностей и обмуровки котла-утилизатора. Процесс теплообмена для каждой поверхности представляется парой дифференциальных уравнений (индексы номеров участков газового тракта при переменных v и t опущены).

$$-\varphi V_r c_r dv/dx = k(v-t)F + Ac_b(p_0 + \Delta px)^{1/2}(v - t_b); \quad (1)$$

$$\pm Dc_m dt/dx = k(v-t)F, \quad (2)$$

где ϕ – коэффициент сохранения теплоты; V_r – объем дымовых газов перед теплообменной поверхностью (в том числе и поступивший через футеровку воздух); c_r – теплоемкость дымовых газов перед поверхностью; v – температура дымовых газов; k – коэффициент теплопередачи; t – температура нагреваемой среды (вода или пар); F – площадь теплообменной поверхности; x – текущая безразмерная координата, изменяющаяся от 0 до 1; A – коэффициент пропорциональности между разрежением и величиной подсосов воздуха; c_b – теплоемкость подсасываемого воздуха; p_0 – разрежение на входе в рассматриваемый участок теплообмена; Δp – аэродинамическое сопротивление теплообменной поверхности (принимается как перепад давления по газовому тракту на рассматриваемой поверхности); t_b – температура подсасываемого воздуха; D – расход нагреваемой среды; c_m – теплоемкость нагреваемой среды.

Второе слагаемое в правой части (1) учитывает нагрев воздуха, поступающего в газовый тракт котла через неплотности обмуровки; в (2) "+" относится к прямотоку, а "-" к противотоку.

Температуры v и t материальных потоков измеряются как на входе, так и на выходе каждой теплообменной поверхности котла-утилизатора. Кроме того, по газовому тракту котла разрежение после каждой поверхности также должно измеряться. По результатам измерений значения A и k уточняются итеративно на базе использования численного решения (1), (2) с учетом зависимости V , k и Δp от скорости движения газов, на которую, в свою очередь влияют их объемное расширение при нагреве и подсосы воздуха.

Начальные приближения A и k удобно получить по аналитическому решению (1), (2) в предположении постоянства объемных скоростей газовых потоков по x .

Значение A позволит сравнить фактические присосы воздуха с нормативными, и тем самым, оценить состояние обмуровки котла-утилизатора. Значение k необходимо для оценки степени загрязнения теплообменных поверхностей.

Таким образом, располагая данными о параметрах технологического процесса в реакторном отделении, параметрах процесса сжигания отходящего газа в предтопке котла и данными замеров температур и разрежений по газовому тракту, можно оценить не только эффективность работы котла-утилизатора, но и своевременно определить нарушение газоплотности футеровки или образование отложений на поверхностях теплообмена.

Функции диагностирования состояния поверхностей теплообмена и обмуровки предполагается встроить в АСУ утилизационным оборудованием.

ПРОЕКТИРОВАНИЕ СИСТЕМ УЛАВЛИВАНИЯ ВЫДЕЛЯЮЩИХСЯ ТОКСИЧНЫХ ПАРОВ

Сунгатуллина Г. И., Башкиров В. Н., Сафин Р. Г.

Казанский государственный технологический университет

Многие технологические процессы проводятся при повышенных температурах и давлении, что приводит к выделению паров ценных и токсичных веществ. Для исключения загрязнения воздуха и улова ценных компонентов была нами разработана инженерная методика расчета процесса улавливания вредных веществ, базирующаяся на герметизации оборудования и использовании метода конденсации. Математическая модель, основанная на совместном рассмотрении процессов испарения жидкой смеси и конденсации выделяющихся паров, включает уравнения материального и теплового балансов паровой и жидкой фаз, а также уравнение теплового баланса конденсатора [1]. Проверка на адекватность модели реальному процессу показала удовлетворительную точность (расхождение не более 15 %).

Разработанная инженерная методика позволяет рассчитывать режимные параметры процесса улавливания, характеристики оборудования и проектировать экологически безопасные процессы.

На основе предлагаемой математической модели спроектированы установка безреактивного расщепления жиров в производстве глицерина и установка извлечения жирных кислот из соапстока в производстве хозяйственного мыла. В производстве глицерина в результате достаточно продолжительного нагревания жиров при температурах 250 – 300 ° выделяются пары акролеина, достаточно ценного вещества. В течение многих лет это препятствовало улучшению экологической ситуации в воздухе рабочей и санитарно-защитной зон [2]. При извлечении жирных кислот из соапстока за счет экзотермической реакции соапстока с серной кислотой интенсивно выделяются пары серной кислоты, что кроме загрязнения окружающей среды приводит к повышению расхода серной кислоты. Основными элементами систем улавливания являются кожухотрубчатый теплообменник, теплообменник типа "труба в трубе", струйный насос и фильтр-барботер. Струйный насос служит для удаления инертного газа из зоны конденсации, а фильтр-барботер – для окончательной тонкой очистки несконденсировавшихся паров. Необходимым условием эффективной работы системы улавливания является герметичность исполнения всех ее составных элементов. Обе эти установки внедрены на ОАО "Нэфис" (Казанский химический комбинат им. Вахитова). Проведенные испытания показали, что в результате внедрения установок улучшены условия работы обслуживающего персонала и общая санитарно-гигиеническая обстановка в цехе, а также практически ликвидированы выбросы вредных веществ в атмосферу на данных технологических операциях.

1. Сафин Р. Г. и др. Тепломассоперенос процесса ступенчатой конденсации.

В кн.: Компрессорная и вакуумная техника. Казань: ГУП ПИК "ИДЕЛ-ПРЕСС", 2000.

2. МУХУТДИНОВ А. А. И ДР. УЛАВЛИВАНИЕ АКРОЛЕИНА ИЗ ОТХОДЯЩИХ ГАЗОВ ПРОИЗВОДСТВА ГЛИЦЕРИНА // ХИМ. ПРОМ... 1994. № 4.

ПРОБЛЕМЫ АВТОМАТИЗАЦИИ РАСЧЕТА И ПРОЕКТИРОВАНИЯ СРЕДСТВ ЗАЩИТЫ ЗАСТРОЙКИ ОТ ТРАНСПОРТНОГО ШУМА

Демин О. Б., Шелковников Д. Ю.

Тамбовский государственный технический университет

Основной причиной возникновения неблагоприятной экологической ситуации в городской среде является недостаточный уровень учета при проектировании и реализации проектных решений транспортного шумового режима территории как фактора, определяющего экологические параметры жилой зоны города. Проявляется это на всех стадиях проектирования из-за отсутствия надлежащей оценки уровней ожидаемых шумовых воздействий и экономической эффективности предлагаемых мер снижения шума.

Наиболее достоверные сведения о шумовой обстановке на прилегающих к транспортным магистралям территориях возможно получать на основе шумовых карт. Для их построения необходима компьютерная программа, отвечающая современному уровню автоматизированного проектирования средств шумозащиты. Предлагаемые зарубежные программные продукты не во всем соответствуют действующим в России нормам и не всегда согласуются с принятой в нашей стране системой проектной документации.

В этой связи нами разрабатывается новая программа по расчету уровней шума в городской застройке, прилегающей к транспортным магистралям, отвечающая действующим в России нормам. Программа позволяет выполнять построение и анализ шумовой карты застройки, а также проектировать архитектурно-планировочные, строительные-акустические меры снижения транспортных шумов.

Для представления полученных расчетных результатов в программе используются два способа. В первом случае строится шумовая карта застройки с возможностью просмотра в различных масштабах вплоть до отдельных участков территории вокруг здания. Во втором случае для любой выбранной расчетной точки дается подробная структура шумов от различных участков дорог. Это позволяет выделять при проектировании наиболее опасные с акустической точки зрения направления распространения шума и проектировать эффективные преграды на их пути в виде зеленых насаждений, экранов и других сооружений.

В качестве основы при расчете уровней шума и построения шумовых карт приняты положения [1, 2]. В процессе разработки компьютерной программы возник ряд проблем, связанных с достаточно упрощенной оценкой условий распределения транспортного шума в городской среде и эффективности его экранирования зданиями и сооружениями. В частности, в расчетных формулах по расчету эффективности акустических экранов конечных размеров и экранов-зданий оценивается только дифракция звуковых волн на верхней горизонтальной кромке экрана, а огибание звуковыми волнами боковых вертикальных граней остается неучтенным. Нерешенным остается также вопрос оценки эффективности снижения транспортного шума зданиями сложных геометрических форм в плане и по высоте. Проблемы оценки эффективности возникают и в случае зданий простых форм в виде прямоугольного параллелепипеда, когда здания располагаются под углом к линии дороги.

Весьма условным является использование добавки в 3 дБА [1] или табличных данных [2] для учета отраженного звука вблизи ограждений здания. Необходима более достоверная методика расчета отраженного шума на территории застройки, что особенно актуально для застройки в области акустической тени. Определенное неудобство при компьютеризации расчетов возникает при использовании зависимостей, заданных в виде графиков и таблиц. Аппроксимация таких зависимостей может приводить к дополнительным погрешностям.

Существующие методики расчета уровней транспортного шума разрабатывались для традиционного неавтоматизированного проектирования шумозащитных мероприятий. Учитывая достаточно высокую трудоемкость научных расчетов, предполагалось использование минимального количества расчетных точек, а их положение ограничивать несколькими характерными местами. Например, в центре акустической тени здания, на уровне второго этажа застройки.

При построении шумовых карт количество расчетных точек измеряется тысячами, они равномерно покрывают участок застройки и оказываются в "нехарактерных местах", например, на дороге, над лесонасаждениями, в зоне экранирования несколькими зданиями, под эстакадой, между акустическим экраном и магистралью и т.д. Методики расчета уровней звука в таких расчетных точках или отсутствуют, или недостаточно проработаны.

Ряд проблем возникает в процессе оценки шумового режима при проектировании мероприятий по снижению транспортного шума на городской территории. Например, в нормативной литературе для городских территорий устанавливаются допустимые максимальные и эквивалентные уровни звука для дневного и ночного времени. Таким образом, проектировщик обязан выполнить четыре расчета уровней звука, чтобы получить исчерпывающую информацию о шумовой ситуации и сделать достоверный вывод о ее соответствии нормам. На наш взгляд в нормативной литературе должны отражаться критерии, по которым устанавливается наиболее опасный временной интервал для оценки шума. Таким критерием может быть разность шумовых характеристик потоков транспорта в дневное и ночное время. При разности в уровнях шума более 10 дБА расчет следует производить для дневного времени, при меньшей разности – для ночного.

В соответствии с указаниями [2] необходимо производить расчет максимальных уровней шума при малой интенсивности движения транспортного потока за дневной период суток, однако граничная величина интенсивности потока не приводится. К тому же методика расчета максимальных уровней звука от потока транспортных средств в нормативной литературе отсутствует.

В целом, результаты анализа расчетных методов [1, 2] показывают, что для решения перечисленных выше проблем необходимы дополнительные исследования, связанные с оценкой эффективности снижения шума экранами, а также решение достаточно сложной задачи по учету отраженной составляющей в структуре шумового поля застройки.

1. Руководство по расчету и проектированию средств защиты застройки от транспортного шума: НИИ СФ Госстроя СССР. М.: Стройиздат, 1982.

2. Защита от шума в градостроительстве / Г. Л. Осипов и др. М.: Стройиздат, 1993.

МАТЕМАТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ РАСЧЕТА СИСТЕМ ВИБРОИЗОЛЯЦИИ ДЛЯ ТЕКСТИЛЬНЫХ МАШИН

Кочетов О. С., Сажин Б. С., Ходакова Т. Д., Кочетова Н. О.

Московский государственный текстильный университет им. А. Н. Косыгина

Повышенная вибрация на рабочих местах часто является причиной возникновения у операторов вибрационной болезни, нарушающей нормальное функционирование организма человека-оператора и снижение производительности его труда.

Для снижения динамических нагрузок от высокопроизводительного оборудования нетканых материалов и уменьшения уровня вибрации на рабочих местах вязально-прошивных машин типа "Малимо-1600". Нами разработана методика расчета системы виброизоляции. Необходимая суммарная динамическая жесткость виброизоляторов в вертикальном направлении для всей машины и отдельных ее узлов определяется, исходя из необходимого снижения уровня вибрации на рабочих местах, веса всей машины и отдельных ее частей и собственной частоты колебаний системы "машина на виброизоляторах". Моменты инерции отдельных узлов машины вычисляются при допущении, что масса узла равномерно распределена по объему условного параллелепипеда, а начало координат помещено в центре масс узла, т.е. на пересечении его диагоналей. Система уравнений для свободных колебаний виброизолированного вязально-прошивного узла машины составляется с учетом наличия осей симметрии. При расчете учитывается то обстоятельство, что для вертикального направления уравнение движения является несвязанным.

По результатам расчета на ПЭВМ для этого типа машин спроектирована система виброизоляции "ВРК-1", эффективность виброизоляции которой на рабочих местах в вязальном цехе при установке 34 машин "Малимо-1600" составляет в спектре 2 ... 80 Гц порядка 7 ... 10 Дб.

Аналогичная задача решена на Тверской прядельно-ткацкой фабрике путем установки 200 станков "Тджеттис-180 НБ" (число оборотов главного вала станка до 600 мин⁻¹) на разработанные авторами виброизолирующие системы типа "ВСК-1".

Исходными данными для расчета на ПЭВМ параметров системы виброизоляции являются инерционно-упругие свойства межэтажного перекрытия, которые получают экспериментальным методом осциллографирования и обследования межэтажного перекрытия, предусматривающими помимо взятия "шурфов" запись свободных колебаний перекрытия при неработающем цехе, а также вынужденных колебаний при различных режимах работы оборудования.

Результаты измерений среднеквадратичных значений виброскорости на рабочих местах станков "Тджеттис-180 НЖ" ($n = 560 \text{ мин}^{-1}$), установленных на втором этаже на виброизоляторах системы ВСК-1 показали уменьшение динамических нагрузок, передаваемых станками на межэтажные перекрытия в 2,8 раза.

МЕТОД ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКИ ЗНАЧИМЫХ ПАРАМЕТРОВ НЕСТАЦИОНАРНОГО ШУМА ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ЗДАНИЙ

Антонов А. И., Леденев В. И., Матвеева И. В.
Тамбовский государственный технический университет

Шум в производственных помещениях в преобладающем большинстве случаев является нестационарным, т.е. значительно изменяющимся во времени по величине уровней звукового давления. Биологическое воздействие нестационарного шума на организм человека в существенной мере отличается от воздействия стационарного шума и определяется целым рядом факторов. К ним относятся средние или эквивалентные уровни звуковой энергии, характер шума (периодический или случайный), время нарастания звуковой энергии, длительность максимальных уровней шума, величина фонового шума, соотношение максимальных и минимальных значений уровней и др. Нормирование и расчет нестационарного шума производится только по одному параметру – эквивалентному уровню звуковой энергии. В этой связи разрабатываемые мероприятия по снижению шума зачастую оказываются недостаточно эффективными, а в ряде случаев могут приводить и к отрицательным результатам.

Необходимость повышения надежности проектирования защиты от нестационарного шума требует решения задачи по разработке методов расчета характеристик нестационарных шумовых полей и определению на их основе перечисленных выше энергетических параметров шума.

Такой метод разработан нами на основе статистического энергетического подхода к оценке распределения энергии отраженных звуковых полей. При этом использована математическая модель нестационарного отраженного шумового поля в виде уравнения

$$\partial \varepsilon / \partial t - \eta \nabla^2 \varepsilon + c m_b \varepsilon = 0 \quad (1)$$

с граничными условиями $\partial \varepsilon / \partial n = \alpha_s \varepsilon / (2 - \alpha_s) l_{cp}$, где c , m_b – скорость и пространственный показатель затухания звука в воздухе; ε – плотность отраженной звуковой энергии; α_s – коэффициент звукопоглощения поверхностей; $\eta = 0,5cl_{cp}$ – коэффициент переноса отраженной энергии; l_{cp} – средняя длина пробега волн в помещении.

В качестве начальных условий принято распределение по помещению импульса отраженной звуковой энергии в начальный момент после его излучения

$$\varepsilon = P(1 - z) \left(\int_{V_{uc}} dV \right)^{-1} \text{ при } (x_1, x_2, x_3) \in V_{uc} \text{ и } \varepsilon = 0 \text{ при } (x_1, x_2, x_3) \notin V_{uc}, \quad (2)$$

где V_{uc} – достаточно малая по сравнению с объемом помещения область первоначального распределения импульса.

Модель позволяет получить достаточно полную пространственно-временную характеристику нестационарных звуковых полей производственных помещений при работе в них источников шума, излучающих импульсный, ударный или прерывистый шум. На ее основе для помещений, имеющих форму прямоугольных параллелепипедов, получено решение в виде тройного быстроходящегося ряда

$$\varepsilon = (1 - \tilde{\alpha}) \sum_m \sum_n \sum_q \frac{\varphi_m \varphi_n \varphi_q \varphi_m^0 \varphi_n^0 \varphi_q^0}{B_m B_n B_q} \int_{\tau_1}^{\tau_2} P(\tau) \exp[-U_{mnq}(t - \tau)] d\tau, \quad (3)$$

где Φ_m, Φ_n, Φ_q – система тригонометрических собственных функций; $\Phi_m^0, \Phi_n^0, \Phi_q^0$ – значения собственных функций в точке источника; t – время наблюдения импульса; U_{mnq} – показатель затухания во времени амплитуд частных решений;

$B_j = \int_0^{l_j} (\Phi_j)^2 dx_j$ – нормирующие сомножители; l_j – размер помещений в j -ом направлении.

Выражение (3) дает возможность производить анализ зависимости временных и энергетических параметров шумовых полей. В частности, оно позволяет исследовать соотношения величин пикового и фонового уровней шумов в зависимости от характеристик источника шума (периодичности действия импульсного источника шума и формы импульса) и от объемно-планировочных и акустических характеристик помещений (формы помещения, степени поглощения звука ограждениями).

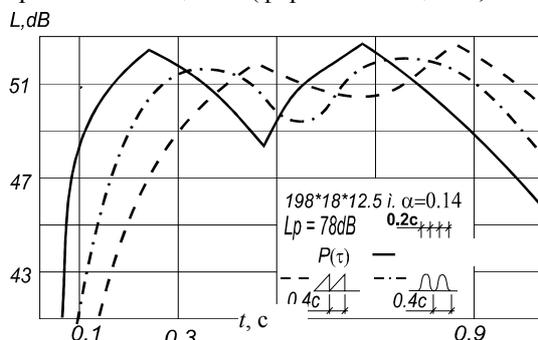


Рис. 1. Изменение уровней звукового давления в помещении размерами 198 × 15 × 12,5 м при разных формах импульсов

В качестве примера на рис. 1 приведены изменения уровней звукового давления в помещении, полученные с использованием выражения (3).

Метод реализован в виде программы расчета нестационарных шумовых полей, которая может быть использована в практике проектирования производственных помещений для качественной и количественной оценки шумовой среды и разработки экономически целесообразных комплексов шумозащитных мероприятий, обеспечивающих безопасные для здоровья рабочих условия труда.

АВТОМАТИЗАЦИЯ ПРОЕКТИРОВАНИЯ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ПОМЕЩЕНИЙ ПО УСЛОВИЯМ ЗАЩИТЫ ОТ ШУМА

Антонов А. И., Жданов А. Е.

Тамбовский государственный технический университет

Специалисты Международной организации труда (ILO) в документе "Защита трудящихся от шума и вибрации на производстве" [1] подтвердили, что "шум и вибрация являются сегодня двумя важными факторами, создающими опасность на рабочих местах". Среди различных воздействий шума на организм человека особое значение приобрели вызываемые им повреждения слуха, поскольку они носят необратимый характер. Кроме того, постоянное воздействие шума сказывается и на производительности труда, и на качестве выпускаемой продукции.

Снижение шума в производственных помещениях достигается различными методами: архитектурно-планировочными и строительно-акустическими. Их разработка, выполняемая инженерами-строителями и архитекторами, как в процессе проектирования новых зданий, так и при реконструкции существующих является не менее важной задачей, чем поиск надежных и экономичных конструктивных и объемно-планировочных решений зданий. Как показывает практика, инженерные методы расчета уровней шума, заложенные в нормативную документацию по проектированию, не обладают достаточной точностью.

В то же время предложены более точные методы расчета уровней шума в помещениях, но ориентированные на машинную реализацию.

Нами разработана программа по расчету шумовых полей производственных помещений, базирующаяся на статистическом энергетическом подходе к оценке квазидиффузных отраженных шумовых полей помещений [2]. Этот подход является в настоящее время наиболее перспективным, так как позволяет учесть при оценке распределения отраженной звуковой энергии влияние ряда факторов, не принимаемых ранее во внимание, а именно геометрическую форму помещения, наличие в нем различных предметов и т.д. Согласно этой теории в условиях стационарного звукового поля плотность отраженной энергии описывается дифференциальным уравнением

$$\frac{\partial^2 \varepsilon}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \varepsilon}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \varepsilon}{\partial z^2} - \varphi^2 \varepsilon = 0 \quad (1)$$

с граничными условиями

$$\left. \frac{\partial \varepsilon}{\partial n} \right|_s = \frac{\alpha_s}{l_{cp}(2 - \alpha_s)} \varepsilon \Big|_s, \quad (2)$$

где ε – плотность отраженной энергии; α_s – диффузный коэффициент звукопоглощения ограждения; показатель поглощения энергии в воздушной среде $\varphi = \sqrt{cm_b/l_{cp}}$; c – скорость звука; m_b – пространственный коэффициент затухания звука в воздухе; l_{cp} – средняя длина свободного пробега звуковых волн в помещении.

На основе уравнения (1) с условиями (2) разработан практический метод расчета, согласно которому

$$L_j = 10 \lg \left[\sum_{j=1}^a \Lambda_j \Pi_j e^{-m_j r_j} + \right. \\ \left. + c \sum_{j=1}^d (1 - \tilde{\alpha}) \Lambda_j \sum_{m=-k}^{m=k} \sum_{n=-k}^{n=k} \sum_{q=-k}^{q=k} \frac{\varphi_m \varphi_n \varphi_q \varphi_m^0 \varphi_n^0 \varphi_q^0}{B_m B_n B_q U_{mnq}} e^{-U_{mnq} r_j / c} \right], \quad (3)$$

где $\Lambda_j = 10^{0,1L_{pj}}$; L_{pj} – октавный уровень звуковой мощности источника; Π_j – функция распространения прямого звука; a – число работающих источников, видимых из расчетной точки; d – число одновременно работающих в помещении источников; r_{ji} – расстояние от j -го источника до i -й исследуемой точки; $\varphi_m, \varphi_n, \varphi_q$ – система тригонометрических собственных функций; $\varphi_m^0, \varphi_n^0, \varphi_q^0$ – значения собственных функций в точке источника; B_m, B_n, B_q – нормирующие множители; U_{mnq} – показатель затухания во времени амплитуд частных решений.

Программа, реализующая выражение (3), написана на языке Visual Basic 5.0 и функционирует под управлением операционных систем Windows 95/Windows NT 4/0 и выше. При разработке интерфейса задействованы все возможности языка, обеспечивающие максимальную интеграцию программы в среду Windows. Для облегчения работы пользователя в программе имеется встроенная справочная система.

В качестве исходных данных программой используются габаритные размеры помещения, коэффициенты звукопоглощения его поверхностей на среднегеометрических частотах октавных полос, температура и влажность воздуха, количество машин, станков и прочего излучающего шум оборудования, координаты их местоположения и уровни звуковых мощностей, количество экранов, их координаты и коэффициенты звукопоглощения, количество рабочих мест и их координаты.

Результаты расчета программой выдаются в виде карт шумовых полей помещения на среднегеометрических частотах октавных полос и в дБА с уровнями шума в рабочей плоскости, а также карты превышения уровней над допустимыми величинами, уровни шума на конкретных рабочих местах, статистические данные, содержащие информацию, необходимую проектировщику для выбора мероприятий по шумоглушению, например процент общей площади, где уровень шума превышает или не превышает допустимые величины.

Программой предусмотрено сохранение всех вышеперечисленных данных и графической информации на носителях в формате HTML для последующих просмотров, распечатки и использования в качестве проектной документации. Для удобства выбора при проектировании лучшего варианта шумоглушения в программе предусмотрена возможность сравнения вариантов путем наложения шумовых карт разных ситуаций друг на друга и выводом разниц уровней звукового давления между ними.

1. Internationales Arbeitsamt ILO Codes of Practice: Protection of workers against noise and vibration in the working environment, Genf, 1977.
2. Леденев В. И., Антонов А. И. Статистическая энергетическая модель отраженных шумовых ... // Архитектурная акустика: Сб. Рос. акустич. общ. Т. 3. М.: НИИСФ РААСН, 2000.

ПЕРЕРАБОТКА ОТХОДОВ ПРОЦЕССА ХЛОРИРОВАНИЯ ЛОПАРИТА: ОБРАЗОВАНИЕ ОТХОДОВ, ИХ СОСТАВ И МЕТОДЫ ПЕРЕРАБОТКИ

Кудрявский Ю. П., Рахимова О. В., Глухих С. М., Трапезников Ю. Ф.

НПФ "ЭКО-технология", г. Березники, БФ ПГТУ

Лопаритовые концентраты представляют собой сложное по составу многокомпонентное полиметаллическое минеральное сырье, содержащее, масс. %: 31 ... 33 редкоземельных элементов (РЗЭ), 22 ... 24 Ti, 5 ... 7 в сумме (Nb + Ta), 0,6 ... 0,7 Fe, 1,0 ... 1,5 Al, 0,5 ... 0,6 Th и дочерних продуктов его распада, а также примесей других металлов. Согласно принятой в РФ технологии, в промышленном масштабе их перерабатывают хлорным методом – хлорированием в расплаве при 950 ... 1050 °С с получением в качестве товарных продуктов технического $TiCl_4$, используемого для синтеза TiO_2 , и технических хлоридов Nb и Ta, поступающих на ректификационную очистку с получением товарных соединений: $NbOCl_3$, и (или) Nb_2O_5 , $TaCl_5$ и (или) Ta_2O_5 . Специфика исходного состава лопаритовых концентратов и особенности принятой технологии обуславливают образование четырех видов отходов производства, которые в связи с повышенным содержанием в них естественных радионуклидов подлежат переработке и последующему захоронению в хранилище спецотходов (ХСО):

1. Отработанный хлоридный расплав солевого оросительного фильтра (СОФ), в котором происходит очистка парогазовой смеси ($FeCl_3$, $NaCl$, $TiCl_4$) от примесей сопутствующих металлов – Fe, Al, Th, накопление дочерних продуктов распада и выносимой парогазовым потоком из хлоратора небольшой части расплава РЗЭ и пылевидной фракции исходной шихты лопаритового концентрата и углеродного восстановителя. Средний (\bar{C} более чем за 10 лет) состав отработанного расплава СОФ, масс. %: 1,5 ... 2,0 Th, 5 ... 6 РЗЭ, 3,5 ... 5,5 Fe, 3 ... 5 Al, 0,3 ... 0,6 Nb, 0,1 ... 0,3 Ti.

Отработанный расплав периодически – несколько раз в сутки сливают в воду при соотношении "расплав : вода" = 1 : (4 ... 6). В образующуюся пульпу согласно первоначально принятой технологии, вводили $BaCl_2$, H_2SO_4 , нагревали до 80 ... 95 °С и обрабатывали известковым молоком до pH 8,0 ... 9,5. Радиоактивный гидратно-сульфатный осадок (кек) отфильтровывали на фильтр-прессе, объединяли с осадком от нейтрализации и дезактивации обмывочных сточных вод и выводили на спецмашинах в ХСО. Результаты обследований и многолетних наблюдений показывают, что в результате слива расплава в воду (операция "гидроразмыва") образуется пульпа – весьма концентрированный раствор суммы хлоридов Na, K, Mg, Ca, Fe(III), Al, РЗЭ, Th, продуктов его распада и небольшого количества Ti, Nb и Ta. Твердая фаза (5...10 %) пульпы представляет собой пылевую фракцию непрохлорированного лопаритового концентрата и углеродного восстановителя, например, нефтяной или пековый кокс.

Состав жидкой фазы колеблется в весьма значительных пределах и зависит от режимов работы хлоратора и соотношения расплав : вода при гидроразмыве. По данным химического анализа, раствор от гидроразмыва отработанного расплава СОФ обычно содержит, г/дм³: 10 ... 30 Fe; 5 ... 15 Al; 10 ... 30 ΣРЗЭ; 5 ... 15 Th и до 100 ... 200 г/дм суммы хлоридов щелочных и щелочноземельных металлов (Na, K, Mg, Ca), pH = 1,5 ... 2,0, плотность пульпы 1,15 ... 1,20 г/дм³ [3]. Объем образующейся пульпы, подлежащей переработке, дезактивации и нейтрализации, главным образом зависит от объема перерабатываемых лопаритовых концентратов и составляет обычно 50 ... 250 м³/месяц (в среднем 125 ± 25 м³/месяц). Содержание тория в кеках – в радиоактивных осадках от переработки пульпы СОФ, по данным химического анализа составляет от 0,6 до 1,4 г/дм³ $\bar{C} = 1,06$ при дисперсии 0,12). Удельную радиоактивность кека определяли с использованием радиометра ДРГЗ-02 по γ -излучению Ac-228, Pb-212 и Bi-212 и рассчитывали относительным методом с применением в качестве эталонов γ -излучения радиоактивных веществ с известным содержанием природного тория, т.е. тория, находящегося в вековом радиоактивном равновесии со своими дочерними продуктами (чувствительность метода 0,02 экв. % Th). Результаты измерений и расчетов показали, что удельная активность кека, выраженная в экв. % Th, составляет 0,79...2,18 ($\bar{C} = 1,61$ экв. % Th при дисперсии 0,26).

2. Другим видом производственных отходов с повышенным содержанием естественных радионуклидов – тория и продуктов его распада, образующихся в цехе хлорирования лопаритовых концентратов, являются так называемые "обмывочные воды" – кислые (pH ≈ 1,5 ... 2,0) сточные воды, ежедневно образующиеся при промывке оборудования, промплощадок, полов, загрузочных и разгрузочных узлов и т.п. Эти стоки содержат обычно, г/дм³: Fe; 0,08...0,19 ΣРЗЭ ($\bar{C} = 0,13$); 0,0001...0,001 Al; 0,19...0,61 K ($\bar{C} = 0,30$); 0,42...1,37 Ca ($\bar{C} = 0,78$); 0,01...0,06 Th ($\bar{C} = 0,03$); по данным радиометрических определений содержания тория составляет 0,01...0,072 экв. % Th ($\bar{C} = 0,04$). Ежемесячный объем обмывочных вод в цехе достигает 5000 ... 10000 м³ и в среднем обычно составляет 7000 ± 1000 м³/месяц. В соответствии с действующей технологией в эти сточные воды перед сбросом в общезаводскую канализацию вводят ВаСl₂, H₂SO₄, затем нейтрализуют известковым молоком до pH 7,5 ... 9,0, образующуюся пульпу подают на фильтр-пресс, гидратно-сульфатный осадок (кек) отделяют от очищенного и дезактивированного раствора, который сбрасывают в канализацию, осадок непосредственно на фильтр-прессе объединяют с радиоактивным кеком – осадком от нейтрализации и дезактивации пульпы от гидроразмыва СОФ, затем объединенный осадок на спецмашинах вывозят в ХСО. Влажность объединенного осадка 50 ... 60 % ($\bar{C}_{вл} \approx 56$ %). Удельная радиоактивность объединенных кеков – 0,38 экв. % Th.

3. Третий вид промышленных отходов, образующихся на предприятии при хлорном методе переработки лопаритовых концентратов – это кирпичная кладка хлораторов, выведенных из производственного цикла по окончании его нормативного срока эксплуатации (9 ... 18 месяцев). Установлено, что кирпичная кладка хлоратора в значительной мере "пропитана" расплавом РЗЭ и содержит повышенное количество естественных радионуклидов ряда тория, в связи с чем подлежит вывозу и захоронению в ХСО. Статистический анализ различных отходов, поступающих на захоронение, показывает, что доля кирпичной кладки хлораторов в общей массе отходов составляет 10 ... 15 %.

Необходимо при этом обратить особое внимание на следующее очень важное обстоятельство. В процессе хлорирования лопаритовых концентратов, как показали исследования, происходит перераспределение радионуклидов ряда тория между расплавом РЗЭ и отработанным расплавом СОФ. Данные химических и радиохимических анализов товарных продуктов и (или) полупродуктов и результаты α - β -, γ -радиометрии свидетельствуют о том, что в расплаве РЗЭ остается до 90 % радия (Ra-224 и Ra-228) и до 10 % Th-232, а в отработанный расплав СОФ переходит лишь 10 % радия и до 90 % Th-232. Отсюда следует, что в кирпичной кладке хлораторов содержится весьма значительное количество Ra-224 и Ra-228 – по-видимому, в форме легкорастворимых хлоридов. В связи с этим необходима специальная переработка и (или) обработка кладки хлораторов с целью предотвращения выщелачивания радионуклидов из этого вида отходов непосредственно в ХСО за счет попадания туда атмосферных осадков, грунтовых и подпочвенных вод и последующего возможного дренажа образующихся радиоактивных хлоридных растворов через стенки ХСО и загрязнения Камского водного бассейна.

4. Четвертый – вид отходов, образующихся в цехе и подлежащих захоронению в ХСО, представляют собой различные бытовые отходы и производственно-технологический мусор, так или иначе имевший контакт с исходным лопаритовым концентратом, и (или) расплавом РЗЭ, и (или) отработанным расплавом СОФ, раствором и (или) пульпой от гидроразмыва, расплавом СОФ и т.д. В соответствии с действующими нормами, такие отходы также периодически выводят в ХСО для захоронения.

Захоронение всех вышеуказанных отходов с повышенным содержанием естественных радионуклидов в ХСО в значительной мере снижает их неблагоприятное воздействие на окружающую природную среду, на обслуживающий персонал и население, однако не в полной мере решает проблемы промышленной экологии, радиационной безопасности и, кроме того, создает ряд новых проблем, требующих своего решения. Это объясняется следующими причинами: неудовлетворительной степенью дезактивации растворов от гидроразмыва отработанного расплава СОФ по первоначально принятой технологии, кирпичная кладка хлоратора, пропитанная легкорастворимыми хлоридами РЗЭ и радионуклидами ряда тория, поступает в ХСО без какой-либо предварительной подготовки и обработки; высокой стоимостью строительства и эксплуатации ХСО, что отрицательно сказывается на себестоимости продукции.

В связи с этим, актуальными являются вопросы, связанные с совершенствованием технологии переработки радиоактивных отходов с целью: увеличения степени дезактивации исходных растворов и (или) пульпы; повышения степени концентрирования радионуклидов; сокращения общей массы отходов, направляемых на захоронение в ХСО; снижение затрат на сооружение и эксплуатацию ХСО; создание новых технологических процессов, обеспечивающих перевод радиоактивных кеков – отходов в отвержденное и водо-нерастворимое неплящее состояние, устойчивое к воздействию атмосферных осадков, грунтовых и подпочвенных вод, выдерживающее многоцикловые колебания температуры от – 40 до +40 °С

Работа выполняется в рамках межотраслевой программы сотрудничества Минобразования РФ и Министерства по атомной энергии "Научно-инновационное сотрудничество" в соответствии с совместными

В работе принимали участие Белкин А. В., Беккер В. Ф., Жуланов Н. К., Каржавин Б. В., Крохин В. А., Ряпосов Ю. А., Чуб А. В., Юков А. Г.

1. Крохин В. А. и др. Хлорная металлургия редких металлов: Науч. тр. ГИРЕДМЕТ. Т. XXIV. М.: Металлургия, 1969. С. 153 – 160.
2. Концентрирование хлоридных отходов переработки лопаритовых концентратов / Ю. П. Кудрявский и др. // Цветные металлы. 1986. № 12.
3. Белкин А. В., Кудрявский Ю. П. Охрана окружающей среды и ресурсосбережение: Сб. науч. тр. Института титана. М.: МЦМ СССР, 1990.

ПЕРЕРАБОТКА ОТХОДОВ ПРОЦЕССА ХЛОРИРОВАНИЯ

ЛОПАРИТА: О СОКРАЩЕНИИ МАССЫ ОТХОДОВ,

НАПРАВЛЯЕМЫХ В ХРАНИЛИЩА

Кудрявский Ю. П., Ряпосов Ю. А., Белкин А. В., Рахимова О. В.
НПФ "Эко-технология", г. Березники, БФ ПГТУ

Согласно принятой технологии гидратно-сульфатные радиоактивные кеки после дезактивации и нейтрализации пульпы от гидроразмыва отработанных расплавов солевого оросительного фильтра (СОФ) и осадки от переработки и нейтрализации обмывочных вод объединяют на фильтр-прессах и затем вывозят в хранилища спецотходов (ХСО). Статистическая обработка данных (за 20 лет) химического анализа и результатов радиометрических измерений показала, что объединенные осадки имеют следующий состав: мас. %: 0,3 ... 0,4 Ti; 4,0 ... 6,0 Fe; 2,5 ... 4,0 Al; 5,0 ... 7,0 \sum РЗЭ; 0,5 ... 1 Ti; 0,25 ... 0,50 Ni; 0,1 ... 0,2 Ta и средняя удельная радиоактивность (по γ -излучению Ac^{228}) составляет 0,4 экв. % Th.

Специально проведенные опыты показали, что состав и удельная активность осадков, образующихся непосредственно при дезактивации и нейтрализации пульпы от гидроразмыва расплава СОФ, существенно отличается от состава и активности объединенных осадков, что может свидетельствовать о "разбавлении" радиоактивных кеков от переработки расплава СОФ низкоактивными осадками от нейтрализации цеховых обмывочных сточных вод. В связи с тем, что отдельной переработки – фильтрование пульпы на отдельных фильтр-прессах и последующее определение массы осадков не проводилось, определить долю каждого из осадков не представляется возможным. Вместе с тем "вклад" каждого из осадков в общую массу радиоактивных кеков может быть рассчитан косвенным методом, в частности, путем статистической обработки данных по количеству и составу осадков в ХСО, количеству и составу переработанных обмывочных вод и растворов, пульпы от гидроразмыва расплавов СОФ. Очевидно, что между количеством осадков (кеков), вывозимых в ХСО с одной стороны и объемом переработанной пульпы и обмывочных вод с другой стороны существует тесная связь. При этом, если допустить в первом приближении, что объем перерабатываемых обмывочных вод в среднем составляет 7000 ± 1000 м³/мес., а масса осадков от нейтрализации и дезактивации слабо зависит от объема растворов (пульпы) от гидроразмыва расплавов СОФ (x , м³/мес.), то тогда зависимость общей массы осадков, направляемых в ХСО, может быть описана линейным уравнением

$$y = a + bx. \quad (1)$$

Статистическая обработка данных за несколько лет показала, что $a = 240,9$ т/мес., $b = 0,78$. Из этого следует важный вывод о том, что наибольший вклад в общую массу отходов вносят осадки, образующиеся при дезактивации и нейтрализации обмывочных вод. В частности при нормальной стабильной работе цеха и постоянной нагрузке на хлоратор обычно в среднем образуется и перерабатывается 125 ± 25 м³ растворов от гидроразмыва расплава СОФ, при этом образуется $(125 \pm 25) \cdot 0,78 = 97,5 \pm 19,5$ радиоактивного кека, что составляет: $[(97,5 \pm 19,5)/(240 + 97,5)] \cdot 100 \% = 24,5 \dots 32,8$ % от общей массы кека, направляемого в ХСО, а $72,5 \dots 67,2$ % приходится на кек, образующийся при переработке обмывочных вод. Отсюда следует, что радиоактивные кеки – осадки от переработки пульпы СОФ со средней активностью A_C , эквивалентной 1,61 экв. % Th разбавляются кеками (осадками) от переработки обмывочных вод с активностью A_B , экв. % Th, с получением смешанных кеков со средней активностью 0,38 экв. % Th.

Для определения массы m_B , активности кеков A_B от переработки обмывочных вод воспользуемся соотношением:

$$M_{\text{общ}} = \sum M_i, \quad m_O = m_C + m_B; \quad (2)$$

$$A_{\text{общ}} = \sum A_i, \quad m_O A_O = m_C A_C + m_B A_B, \quad (3)$$

где m_O , m_C , m_B – масса кеков общая, от переработки пульпы СОФ и от переработки обмывочных вод, т; A_O , A_B , A_C – активность кеков общая, от переработки пульпы СОФ и от переработки обмывочных вод, экв. % Th.

Из соотношения (3) следует, что $A_B = (A_O m_O - A_C m_C) / (m_O - m_C)$. (4)

Если учесть, что $A_B > 0$ и $m_O > m_C$, то $A_O m_O > A_C m_C$. Тогда $A_O / A_C > m_C / m_O$. Подставив в это выражение средние значения активности, получаем

$$0,236 m_O > m_C. \quad (5)$$

Из неравенства (5) следует, что масса кеков – влажных осадков от переработки пульпы СОФ, не превышает 23,6 % от общей массы кеков, вывозимых в ХСО, что хорошо согласуется с результатами, полученными при статистической обработке цеховых данных по объему переработанной пульпы СОФ и общей массы вывозимых в ХСО радиоактивных кеков (см. (1)).

Из (4) и (5) можно оценить среднюю активность кеков от переработки обмывочных вод. В частности, если принять, что масса кеков от переработки пульпы СОФ составляет, например 20 % (см. (7)) от общей массы кеков, направляемых в ХСО,

то в этом случае расчетная активность кеков от переработки обмывочных вод A_B должна быть равна 0,073 экв. % Th. Отсюда следует весьма важный вывод о том, что в связи с низкой активностью этих осадков при переводе их в непляшущее, отвержденное состояние, например, формирование в блоки с гипсовым или магнезиальным вяжущим, эти осадки должны быть направлены не в ХСО, а складированы на обычном шламохранилище. При прочих равных условиях это позволит сократить затраты на сооружение и эксплуатацию хранилищ спецотходов в 3 ... 4 раза.

В работе принимали участие Беккер В. Ф., Глухих С. М., Жуланов Н. К., Каржавин Б. В., Крохин В. А., Трапезников Ю. Ф., Чуб А. В., Юков А. Г.

Работа выполняется в рамках межотраслевой программы сотрудничества Минобразования и Минатома РФ "Научно-инновационное сотрудничество" (совместные приказы от 15.05.2000 № 1/26с и 01.09.2000 №2554/43; номер НИР – 02-18).

ПЕРЕРАБОТКА ОТХОДОВ ПРОЦЕССА ХЛОРИРОВАНИЯ

ЛОПАРИТА: ОПТИМИЗАЦИЯ ПРОЦЕССА

ДЕЗАКТИВАЦИИ РАСТВОРОВ

Кудрявский Ю. П., Юков А. Г., Рахимова О. В., Белкин А. В.
НПФ "ЭКО-технология", г. Березники, БФ ПГТУ

В соответствии с первоначально принятой технологией обезвреживания и дезактивации растворов от гидроразмыва отработанных расплавов СОФ в них последовательно вводили $BaCl_2$, H_2SO_4 , нагревали до 80 ... 95°C и затем обрабатывали известковым молоком (80 ... 120 г/дм³ CaO) до pH 8,0...9,5. Образующийся радиоактивный гидратно-сульфатный осадок – кек отделяли от маточного раствора на фильтр-прессе и вывозили затем на спецмашину в хранилище спецотходов (ХСО). В фильтрате определялась остаточная радиоактивность еманационным методом – по анализу *Rn*, выделяющегося из хлоридных растворов при барботировании воздуха. Полученные результаты сопоставлялись со стандартными образцами – растворами солей природного тория, находящегося в вековом радиоактивном равновесии с дочерними продуктами распада. Технологическими инструкциями было предусмотрено повторение операции обработки маточных растворов $BaCl_2$, H_2SO_4 и известковым молоком при наличии остаточной активности, превышающей 1 экв. мг Th/дм³.

Результаты обследования эффективности дезактивации по вышеописанной схеме в производственных условиях показали, что остаточная концентрация радионуклидов ряда тория, в частности Ra-224 и Ra-228, в маточных растворах после отделения гидратно-сульфатного остатка в сотни и тысячи раз превышает установленные нормы, а для достижения требуемой степени дезактивации требуется 5 ... 6 кратное повторение операций обработки фильтратов $BaCl_2$, H_2SO_4 и известковым молоком, что, в свою очередь, влечет за собой повышение количества бакового и фильтровального оборудования, насосов и трубопроводов в 5 ... 6 раз. Таким образом, установлено, что традиционный способ локализации радия из растворов путем его соосаждения с $BaSO_4$ весьма эффективный для так называемых "чистых" растворов, т.е. растворов солей тория, не содержащих посторонних металлов, оказался совершенно непригодным для сложных по составу, многокомпонентных солевых растворов, содержащих большое количество $CaCl_2$, $FeCl_3$, $AlCl_3$, $LnCl_3$, $NaCl$, KCl , $MgCl_2$ и др. Вероятной причиной наблюдаемого явления может быть "блокировка" поверхности частиц $BaSO_4$ осадком $CaSO_4$ при переработке растворов с высоким солевым фоном – большим содержанием $CaCl_2$ [1].

Для более подробного рассмотрения вопросов, связанных с дезактивацией кальцийсодержащих растворов и изучения процессов соосаждения Ra^{2+} с осадками $BaSO_4 - CaSO_4$ дальнейшие исследования выполнены с использованием математического планирования экспериментов.

В опытах использовали растворы, полученные от гидроразмыва отработанного расплава солевого оросительного фильтра процесса хлорирования лопаритовых концентратов ($C_{\text{Тнисх}} \approx 2\%$), последующей их нейтрализации известковым молоком (~100 г/дм³ CaO) до pH 9,0 ± 0,5 и отделения гидратного осадка. Эти растворы содержали, г/дм³: 90 ± 1 $CaCl_2$; 1,0 ± 0,5 $MgCl_2$; 40 ± 10 KCl и 10 ... 500 экв.мг Th/дм³. В качестве исходных факторов взяты: X_1 – концентрация $BaCl_2$ г/дм³ исходного раствора; X_2 – концентрация H_2SO_4 г/дм³ исходного раствора; X_3 – соотношение $H_2SO_4/BaCl_2$ г-экв/г-экв; X_4 – соотношение $H_2SO_4/\Sigma(BaCl_2, CaCl_2)$; X_5 – концентрация радия в исходном растворе, выраженная условно в экв.мг Th/дм³; функции отклика: Y_1 – радиоактивность фильтрата; Y_2 – степень дезактивации, %.

Экспериментальные данные обрабатывались на компьютере с применением программ пошагового регрессионного анализа. Анализ результатов обработки показал, что полученным данным лучше всего соответствуют следующие регрессионные модели:

$$Y_1 = -3,32 + 28,27X_4 + 0,38 \cdot 10^{-5} X_1 X_2^2; Y_2 = 1043 - 37,0X_4 - 0,35 \cdot 10^{-5} X_1 X_2^2.$$

Из полученных уравнений видно, что главным фактором в процессе соосаждения Ra с $BaSO_4$ из Ca-содержащих солевых растворов является X_4 – отношение $SO_4^{2-}/\Sigma(Ba^{2+}, Ca^{2+})$. Причем с повышением этого соотношения активность фильтрата увеличивается, а степень дезактивации падает. Особенностью фактора X_4 является то, что величина отношения $SO_4^{2-}/\Sigma(Ba^{2+}, Ca^{2+})$ определяется в основном концентрацией $CaCl_2$ в исходном растворе и количеством введенной в раствор H_2SO_4 (Na_2SO_4), так как $C_{CaCl_2} \gg C_{BaCl_2}$.

Наблюдаемые закономерности соосаждения Ra с $BaSO_4$ из кальцийсодержащих растворов, на первый взгляд противоречат традиционно-сложившимся представлениям о соосаждении микрокомпонентов, согласно которым повышение количества введенных в систему отрицательно заряженных ионов, достраивающих кристаллическую решетку коллектора,

способствует повышению степени соосаждения – переходу микрокомпонента из раствора в твердую фазу. Для рассматриваемой системы – высококонцентрированные солевые кальцийсодержащие растворы – наблюдается, как свидетельствуют результаты наших опытов и опытно-промышленных испытаний, прямопротивоположная зависимость. Столь своеобразное поведение Ra в процессах соосаждения в системе Ba-Ca-SO₄ может быть объяснено, по-видимому, следующим. При сравнительно небольших количествах H₂SO₄, введенных в раствор (при отношении SO₄²⁻/Σ (Ba²⁺, Ca²⁺) ≤ 0,2) из растворов осаждаются только лишь BaSO₄, практически вне зависимости от наличия и концентрации в растворе CaCl₂. В этих условиях, исключающих выделение в твердую фазу CaSO₄, соосаждение Ra с осадками BaSO₄ протекает весьма эффективно. С повышением количества H₂SO₄ (Na₂SO₄), вводимой в раствор (при SO₄²⁻/Σ (Ba²⁺, Ca²⁺) > 0,2) из раствора в осадок помимо BaSO₄ выделяется также CaSO₄, причем в количествах, во много раз превышающих степень осаждения в случае отсутствия в системе BaSO₄. Осаждение CaSO₄ и соосаждение CaSO₄ с BaSO₄ сопровождается существенным уменьшением степени соосаждения Ra и свидетельствует об отрицательном влиянии CaSO₄ на процесс соосаждения Ra с BaSO₄. Столь своеобразное влияние Ca²⁺ на процессы соосаждения Ra с BaSO₄ может быть объяснено изменением структуры и состава осадков BaSO₄ вследствие соосаждения CaSO₄ и, кроме того, блокировкой поверхности частиц BaSO₄ совместно осаждающихся кристаллов CaSO₄ (причем Ca >> Ba).

Для выяснения состава осадков, выделяющихся при соосаждении BaSO₄ – CaSO₄ и определения состава образующихся при этом соединений, проведены исследования с использованием методов рентгенофазового и рентгеноструктурного анализа [2]. Результаты этих работ показали, что наиболее вероятной причиной снижения степени соосаждения Ra с осадками BaSO₄ является блокировка поверхности частиц BaSO₄ сульфатом кальция и позволили сделать вывод, что для повышения эффективности соосаждения Ra с осадками BaSO₄ из кальцийсодержащих растворов необходимо создавать такие условия, при которых исключается выделение CaSO₄ в самостоятельную фазу, что, в свою очередь, может быть достигнуто регулированием соотношения Ba, Ca и SO₄ при осаждении. Показано, что для предотвращения выделения CaSO₄ в осадок и обеспечения тем самым высокой степени дезактивации растворов количество SO₄²⁻ – ионов (H₂SO₄, Na₂SO₄), вводимых в раствор, должно соответствовать соотношениям SO₄²⁻/Σ (Ba²⁺, Ca²⁺) < 0,2 и, соответственно, SO₄ / Ba < 5,4.

Дополнительными опытами установлено, что для достижения глубокой дезактивации кальций-содержащих растворов от радия найденные условия являются необходимыми, но не достаточными. Анализ и сопоставление различных способов очистки растворов от радия – после их обработки BaCl₂ и H₂SO₄ в оптимальных условиях показали, что наиболее эффективным приемом является соосаждение радия с осадками оксисульфата железа – Fe₆S₈O₃₃, образующегося при введении в раствор определенного количества FeCl₃, например, путем смешения (1 : 0,8 ... 1,2) с цеховыми обмывочными водами

Выявленные закономерности использованы при разработке, испытании и внедрении технологии обезвреживания и дезактивации пульпы от гидроразмыва отработанных расплавов СОФ на полный объем образующихся отходов производства. Опыт эксплуатации участка дезактивации по вышеописанной технологии показал, что при осуществлении процессов в оптимальных условиях обеспечивается требуемая степень очистки производственных растворов от тория и продуктов его распада Ra-224 и Ra-228.

Дальнейшие исследования по совершенствованию данной технологии показали, что даже в оптимальных условиях соосаждение Ra с BaSO₄ и Fe₆S₈O₃₃ в общей массе образующегося радиоактивного осадка – кека – до 50 % и более составляет CaSO₄ · 2H₂O, что влечет за собой увеличение общей массы радиоактивных кеков, вывозимых в ХСО и нерациональному использованию объемов спецхранилища. Для сокращения массы образующегося радиоактивного кека, направляемого в ХСО, нами предложено изменить в общей технологической схеме процесса переработки и дезактивации растворов от гидроразмыва расплава СОФ условия нейтрализации пульпы, а именно заменить известковое молоко на раствор NaOH или магниальную суспензию (80 ... 120 г/дм³ MgO) на основе брусита и (или) серпентинита и (или) магнезита. В этом случае при взаимодействии щелочных реагентов (NaOH, MgO, Mg(OH)₂) с H₂SO₄ в системе не образуется гипсового осадка, поскольку продуктами нейтрализации исходной пульпы и H₂SO₄ гидроксидом натрия и (или) магниальным молоком являются хорошо растворимые NaCl, Na₂SO₄ и (или) MgCl₂, MgSO₄. Это приводит к тому, что степень концентрирования Th и Ra увеличивается примерно в 2 раза, соответственно сокращается примерно в 2 раза масса радиоактивного кека, вывозимого в ХСО.

Важно отметить также следующее. Замена осадителя – известкового молока на NaOH и магниальную суспензию позволяет при прочих равных условиях осуществлять процесс нейтрализации и дезактивации в одном реакторе, что существенно упрощает процесс, высвобождая часть оборудования и снижая материальные потоки. Данное техническое решение в совокупности с предложением о раздельной переработке пульп СОФ и обмывочных вод позволяет в целом уменьшить массу радиоактивных кеков, направляемых в ХСО, в 6 ... 8 раз.

В работе принимали участие В. Ф. Беккер, Н. К. Жуланов, Б. В. Каржавин, В. А. Крохин, Ю. Ф. Трапезников, А. В. Чуб

Работа выполняется в рамках межотраслевой программы сотрудничества Минобразования РФ и Минатома РФ "Научно-инновационное сотрудничество" (совместные приказы от 15.05.2000 № 1/26с и 01.09.2000 № 2554/543, регистрационный номер НИР – 02-18).

1. Белкин А. В., Кудрявский Ю. П., Анферов С. А. Соосаждение радия с сульфатом бария из кальцийсодержащих растворов // Радиохимия. 1988. Т. Вып. 2. 30.
2. Кудрявский Ю. П., и др. Сб. тр. МНК ММТТ-14. Т. 1. Смоленск: СФ МЭИ, 2001. С. 148 – 152.

