

УДК 550.424,628.4

## МЕТОДОЛОГИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ ЖИЗНЕННОГО ЦИКЛА ТВЕРДЫХ КОММУНАЛЬНЫХ ОТХОДОВ. ОСНОВНЫЕ ПОЛОЖЕНИЯ И ПРИМЕРЫ ПРИМЕНЕНИЯ

© 2020 г. Т. И. Юганова\*

*Институт геоэкологии им. Е. М. Сергеева РАН,  
Уланский пер., 13, стр. 2, Москва, 101000 Россия*

*\*E-mail: tigryu@gmail.com*

Поступила в редакцию 22.05.2020 г.

После доработки 25.05.2020 г.

Принята к публикации 25.05.2020 г.

В обзоре рассмотрена методология оценки жизненного цикла твердых коммунальных отходов (ОЖЦО) с позиций охраны окружающей среды, широко используемая во многих странах, но практически не применяемая в России. Представлены основные понятия методологии – сценарий жизненного цикла и его этапы, стадии оценки, категории воздействия и их индикаторы, функциональная единица и др. Отдельно рассмотрена проблема взвешивания категорий, его субъективности. Представлен пример использования ОЖЦО в России при оценке потенциального воздействия на окружающую среду разработанных сценариев утилизации отходов для г. Иркутска. Среди зарубежных исследований отмечено несколько обзоров применений ОЖЦО. Указаны часто используемые программные продукты. Приведен ряд доступных публикаций о конкретном опыте применения методологии ОЖЦО, где изучены более или менее полные сценарии, с указанием рассмотренных этапов, категорий воздействия и детальности результатов. Описаны некоторые из этих исследований. Отдельно рассмотрен один из последних этапов жизненного цикла отходов – воздействие на окружающую среду закрытого полигона ТКО, в частности, продолжительность такого воздействия, которую рекомендуется учитывать в ОЖЦО. Представлено исследование, моделирующее поступление загрязняющих веществ с фильтратом в течение 10000 лет при различных сценариях обслуживания полигона с ОЖЦО по категориям токсичности и эвтрофикации, и показано преимущество такого подхода перед обычной оценкой риска загрязнения подземных вод.

**Ключевые слова:** *твердые коммунальные отходы (ТКО), жизненный цикл отходов (ЖЦО), оценка жизненного цикла отходов (ОЖЦО), сценарий, стадии ОЖЦО, инвентаризация, оценка воздействия, категории воздействия, индикатор категории воздействия, характеристика, взвешивание, субъективность, функциональная единица, закрытый полигон ТКО*

**DOI:** 10.31857/S0869780920050094

### 1. ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время в России назрела необходимость создания практически новой отрасли производства, которая включала бы территориально рассредоточенную инфраструктуру для индустриального сбора, сортировки, временного хранения, переработки и захоронения не утилизируемой части отходов [1]. Для решения этой важнейшей междисциплинарной проблемы необходимо привлечь современные технологии управления отходами, где на первом плане стоят вопросы защиты окружающей среды. Наиболее распространен в настоящее время подход оценки жизненного цикла отходов (ОЖЦО), который является частью известной научно обоснованной методологии оценки жизненного цикла продукции – ОЖЦ (LCA). Для рассматриваемой терри-

тории на основе местных особенностей состава отходов и доступности тех или иных технологий составляются возможные *сценарии обращения с отходами* – от их образования до получения полезных продуктов и энергии, окончательного захоронения на полигоне или сжигания. Методология ОЖЦ позволяет всесторонне оценить и сравнить различные сценарии с позиций охраны окружающей среды. В сфере обращения с отходами в России эта методология почти не известна, тогда как за рубежом она давно и широко применяется.

Цель настоящей публикации – дать представление об основных компонентах ОЖЦО и опыте ее использования для решения конкретных задач управления ТКО на определенной территории. Рассмотрены основные стадии ОЖЦО, этапы

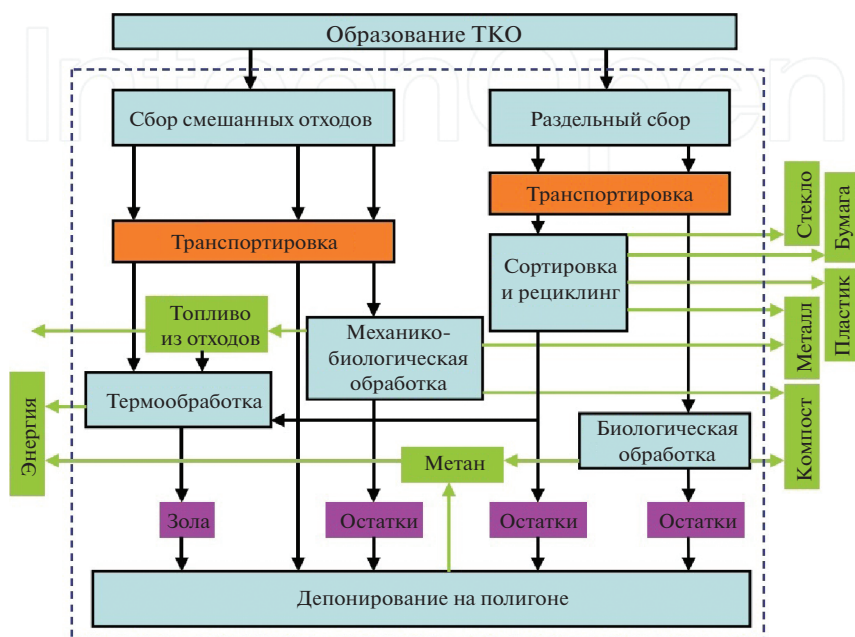


Рис. 1. Полный жизненный цикл ТКО [6].

жизненного цикла и объекты обращения с отходами, категории воздействий на окружающую среду и их индикаторы. Представлены примеры применения методологии ОЖЦО в России и за рубежом. Отдельно обсуждается проблема взвешивания различных категорий воздействия для получения единой оценки сценария обращения с отходами, а также проблема продолжительности поступления загрязняющих веществ (ЗВ) в окружающую среду с фильтратом полигона ТКО, осложняющая оценку воздействий.

## 2. МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ ЖИЗНЕННОГО ЦИКЛА (ОЖЦ)

### 2.1. Жизненный цикл отходов

ОЖЦ – целостный подход, который количественно описывает все воздействия на окружающую среду в течение жизненного цикла продуктов или процессов. В России действует ГОСТ Р ИСО 14040-2010 “Экологический менеджмент. Оценка жизненного цикла. Принципы и структура”<sup>1</sup>, определяющий требования к процедуре ОЖЦ *продукции* (включая услуги). Это почти дословный (очень плохой, иногда с потерей смысла и терминов) перевод международного стандарта ISO 14040:2006 “Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework” [22]. Метод ОЖЦ предназначен для оценки воздействий на окружающую среду в системах производства продукции и утилизации отходов на всех этапах жиз-

ненного цикла: приобретение сырья, производство продукции, ее использование, вывод из обращения, переработка, утилизация и захоронение отходов. Этот метод в настоящее время находит применение в большинстве отраслей промышленности [5]. Как правило, ОЖЦ не касается экономических и социальных аспектов продукции, но подход и методологии на основе ОЖЦ часто применяются и к этим аспектам, которые на практике необходимо учитывать при сравнении различных сценариев. Начиная с 1995 г., ОЖЦ все чаще используется для систем управления твердыми коммунальными отходами (ТКО). Очевидно, жизненный цикл отходов (ЖЦО) – конечная часть жизненного цикла продукции, начинающаяся с этапа вывода из обращения, т.е. от образования отходов. Сложностью ОЖЦ отходов в основном определяется изменчивостью их состава, что требует различной обработки. Схема возможного сценария жизненного цикла ТКО показана на рис. 1. Конец ЖЦО – это депонирование отходов на полигоне, сжигание, получение полезных продуктов, а также выбросы и сбросы в окружающую среду на всех этапах [6].

В России ЖЦО определен в Санитарно-эпидемиологических правилах и нормативах “Гигиенические требования к размещению и обезвреживанию отходов производства и потребления” СанПиН 2.1.7.1322-03<sup>2</sup>, где приведен перечень

<sup>1</sup> URL: <https://files.stroyinf.ru/Data1/58/58831/>

<sup>2</sup> СанПиН 2.1.7.1322-03. Гигиенические требования к размещению и обезвреживанию отходов производства и потребления: Утверждены Главным государственным санитарным врачом Российской Федерации 30 апреля 2003 г. URL: <http://docs.cntd.ru/document/901862232>

этапов обращения с отходами. Фактически содержание ЖЦО отражено также в новом определении понятия “обращение с отходами” в Федеральном законе № 89-ФЗ<sup>3</sup> “Об отходах производства и потребления” (статья 1). ГОСТ Р 53692-2009 “Ресурсосбережение. Обращение с отходами. Этапы технологического цикла отходов”<sup>4</sup> также указывает рекомендуемые стадии ЖЦО. Объединяя перечни, представленные в этих документах, можно выделить следующие этапы: 1) образование, 2) сбор, 3) накопление и временное хранение, 4) идентификация, 5) первичная обработка (сортировка, очистка, дегидратация, нейтрализация, прессование, тарирование и др.), 6) паспортизация, 7) упаковка и маркировка, 8) транспортировка, 9) вторичная переработка (обезвреживание, модификация, утилизация, использование в качестве вторичного сырья), 10) хранение, 11) захоронение, 12) сжигание. ЖЦО заканчивается, когда отходы превращаются в полезный продукт, в том числе в энергию, сжигаются или депонируются на полигоне. В литературе по применению ОЖЦО обычно рассматриваются укрупненные этапы обращения с отходами: предварительный сбор (например в уличные контейнеры), сбор и транспортировка, предварительная обработка (сортировка), переработка (рециклинг), биологическая обработка (компостирование, сбраживание, утилизация биогаза), депонирование, сжигание.

Инфраструктура обращения с отходами включает комплекс объектов, использующихся на различных стадиях ЖЦО: пункты сбора вторсырья и площадки сбора отходов, мусоросортировочные комплексы, мусороперерабатывающие заводы, мусоросжигательные заводы и полигоны захоронения отходов, а также маршруты транспортировки отходов от источников образования до мест сортировки и переработки и далее до мусорных полигонов. Каждый отдельный объект по обращению с отходами требует землеотвода (большая площадь в случае свалок), потребляет невозобновляемые природные ресурсы для своей работы (например, топливо) и выделяет ряд загрязнителей воздуха и фильтраты. Таким образом, объекты по обращению с отходами сами наносят ущерб окружающей среде и с социальных позиций относятся к так называемым *нежелательным объектам*.

С другой стороны, объекты управления твердыми отходами имеют и положительный эффект для окружающей среды за счет замещения первичных материалов и экономии топлива, при производстве которых происходили бы нежелательные эмиссии.

<sup>3</sup> URL: [http://www.consultant.ru/document/cons\\_doc\\_LAW\\_19109/](http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_19109/)

<sup>4</sup> URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200081740>

## 2.2. Стадии ОЖЦ

Приняты четыре основных стадии ОЖЦ, обычно разрабатываемые итеративно: определение целей и области исследования; инвентаризационный анализ; оценка воздействия; интерпретация (см. ГОСТ Р ИСО 14040-2010).

*Цель и область исследования ОЖЦ*, включая границы системы (временные и пространственные) и уровень детализации, зависят от лиц, принимающих решение (ЛПР), и других заинтересованных сторон и предполагаемого использования результатов. Необходимо описать и обосновать источники данных и методы экологической оценки. Определяются предполагаемое применение, причины проведения исследований, потребители (кого информировать о результатах исследования).

*Инвентаризационный анализ* сценария жизненного цикла (ИАЖЦ, LCI) представляет собой определение входных (материальные и энергетические ресурсы) и выходных (выбросы в атмосферу, сбросы в воды, почвы и недра, выработка полезных продуктов) потоков изучаемой системы и включает сбор необходимых данных на всем протяжении жизненного цикла продукции. При этом следует учитывать все сопутствующие транспортные перевозки. Детальное и наглядное описание инвентаризационного анализа для различных этапов ЖЦО приводится в [6].

*Цель оценки воздействий (ОВЖЦ, LCIA)*, методологически самого сложного этапа ОЖЦ, — охарактеризовать и рассчитать величину и значимость возможных воздействий на окружающую среду на всем протяжении жизненного цикла и обеспечить дополнительную информацию для оценки результатов предыдущей стадии с экологических позиций.

ОВЖЦ определяет результаты ИАЖЦ по *категориям воздействий (impact category)*, каждая из которых может объединять несколько видов воздействий. Для каждой категории определяется общий *индикатор категории воздействия (impact category indicator)* и рассчитывается его результирующее значение для каждого рассматриваемого сценария жизненного цикла.

Выделяются следующие этапы ОВЖЦ (ГОСТ Р ИСО 14040-2010, [4]):

— *определение категорий воздействия* (изменение климата; токсичность для человека; образование фотооксидантов; подкисление; эвтрофикация и др.), наиболее полно отражающих воздействие анализируемой системы в соответствии с целями оценки;

— *классификация* — распределение результатов инвентаризационного анализа по различным категориям воздействия, вклад в которые они вносят. Например, выбросы парниковых газов CO<sub>2</sub>,

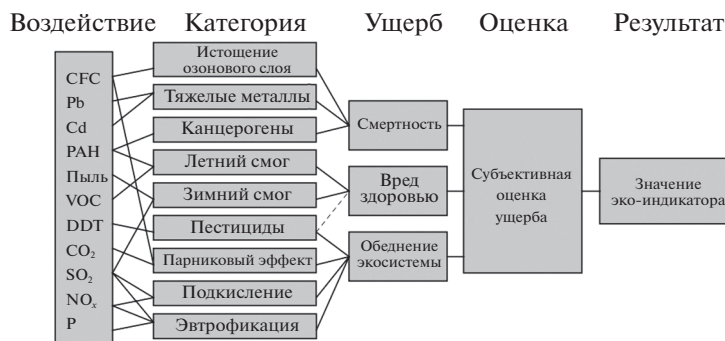


Рис 2. Эко-индикатор [16].

CH<sub>4</sub> и N<sub>2</sub>O относятся к категории “изменение климата”, а углеводороды C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>6</sub> учитываются в категории “образование фотооксидантов”;

– *характеризация* – расчет доли воздействия каждого ЗВ в рамках определенной категории воздействия (*характеристические коэффициенты*);

– *нормализация* значений индикаторов категорий воздействия по отношению к имеющейся справочной информации относительно существующей нагрузки на окружающую среду в данном регионе или в целом по стране (эквивалент воздействия от одного человека, PE) или по отношению к нормативному значению. Нормализация позволяет провести сравнение интенсивности различных категорий воздействий, выявляя относительно важные категории в изучаемом регионе в зависимости от сложившейся экологической обстановки;

– *взвешивание* – оценка значимости каждой категории воздействия для объединения значений всех категорий в единую величину, экологически характеризующую исследуемую систему. Взвешивание выражает относительную значимость категорий в соответствии с целью исследования и позволяет облегчить сравнение альтернативных сценариев на основании одного значения экологической характеристики. Проблемы взвешивания обсуждаются в разделе 2.3.

Согласно ГОСТ Р ИСО 14040-2010 и [22], два последних этапа не являются обязательными при выполнении ОЖЦ.

Для проведения ОВЖЦ разработано более десятка методологических подходов [4]. Почти все они основаны на предположении, что должен быть проанализирован весь жизненный цикл продукта. Основные различия между методами: полнота анализа, охватываемые категории, степень количественного определения результата, метод интерпретации (взвешивания) выявленных воздействий на окружающую среду. Например, разработанный в Нидерландах в 1995 г. и продолжающийся использоваться на практике ме-

тод “Эко-индикатор 95” [16], который является расширением ОВЖЦ, обеспечивает систематическую инвентаризацию всех поступлений ЗВ в окружающую среду и всех потребляемых ресурсов в течение жизненного цикла продукта (рис. 2). *Рассматриваются только такие воздействия, которые наносят ущерб экосистемам или здоровью человека в европейском масштабе.*

В расчетах можно использовать 100 индикаторов для важных материалов и процессов, из них 31 относится к обращению с отходами. Метод [17] ориентируется на более детальный анализ видов ущерба и может применяться совместно с [16].

*Интерпретация* жизненного цикла – конечная стадия ОЖЦ, в рамках которой результаты предыдущих стадий суммируются и обсуждаются в качестве основы для выводов, рекомендаций и принятия решений по минимизации вредных воздействий на окружающую среду в соответствии с заданными целями, объемом исследования и уровнем детализации. На стадии интерпретации жизненного цикла должны быть получены результаты, отвечающие цели и области исследования, сделаны выводы, объяснены ограничения и представлены рекомендации. Этап интерпретации может включать в себя итеративный процесс пересмотра и обновления области исследования ОЖЦ, характера и качества данных, собранных в соответствии с установленной целью (ГОСТ Р ИСО 14040-2010, [4]), а также взвешивания, проведенного на стадии ОВЖЦ.

ОЖЦ продукции отличается от многих других методов (например оценок экологической эффективности, воздействия на окружающую среду и риска), поскольку использует относительный подход, основанный на *функциональной единице*. Это количественный показатель системы – эталон для сравнений результатов ОЖЦ. Для отходов в качестве функциональной единицы часто используется 1 т отходов или количество отходов, образующихся на территории и попадающих в систему управления отходами в течение определенного времени. При проведении ОЖЦ можно

использовать информацию, собранную другими методами.

### 2.3. Проблема субъективности взвешивания

Один из этапов ОВЖЦ – взвешивание категорий воздействия, т.е. сравнительная оценка их значимости – имеет субъективный характер, что, по мнению авторов [4], приводит к потере части информации и ее упрощению. Этот упрек не совсем справедлив, поскольку к такой потере ведет любая формализация, а без нее невозможны никакие расчеты. Кроме того, практически нереально объективно количественно сравнить важность для конкретной территории, например, загрязнения воздуха и выделения парниковых газов. Поскольку в ГОСТ Р ИСО 14040-2010 и [22] декларируется, что “в настоящее время не существует научной основы для сведения результатов ОЖЦ к единому общему баллу или числу”, при проведении ОВЖЦ чаще всего ограничиваются сравнением сценариев по отдельным категориям, без взвешивания и объединения оценок в единый показатель. Так, в описании программного продукта LCA-IWM [10] отмечается, что взвешивание социальных и экономических воздействий не являются частью инструмента: это сильно зависит от системы ценностей пользователя и поэтому оставлено на его усмотрение.

Но если все же требуется интегрированная оценка, то проблему субъективности целесообразно рассматривать с позиций прозрачности: выбор должен быть обоснован в явном виде (лучше количественно). Это позволит в случае неудовлетворенности результатом проанализировать ее причины и пересмотреть или уточнить исходные субъективные оценки.

В обзоре [13] приводится пример исследования, где сравниваются результаты трех методов взвешивания, каждый из которых использует экономическую основу. Хотя эти три метода приводят к существенным различиям в оценках абсолютных затрат, относительные затраты, связанные с изучаемыми экологическими аспектами, аналогичны.

В работе [7] рассмотрены различные методы взвешивания, монетарные и немонетарные. К последним отнесены так называемые прокси-методы, методы расстояния до цели и панельные методы. *Прокси-метод* состоит в выборе одной или нескольких наиболее важных переменных, которые считаются прокси-показателем воздействия на окружающую среду, после чего строятся уравнения регрессии данных переменных от исходных переменных. Иногда, например, оценивается совокупная потребность в энергии, полученной от ископаемых видов топлива, и общая потребность в материалах. *Экологические следы* (footprints) представляют собой меру того, сколь-

ко земли и акватории требуется населению для производства ресурсов, которые оно потребляет, и для поглощения своих отходов с использованием преобладающих технологий. Взвешивание самих прокси-показателей не производится. *Методы расстояния до цели* оценивают различные категории воздействия на окружающую среду в зависимости от “расстояния” между текущим уровнем загрязнения и будущим целевым значением. Когда цели установлены, они могут быть неодинаково важны, т.е. необходимо провести некоторое взвешивание между воздействиями. Тем не менее, во многих приложениях предполагается, что цели имеют одинаковый вес. Применение *панельных методов* взвешивания для выявления предпочтений и суждений может быть реализовано разными способами: с использованием экспертных оценок, мнений заинтересованных сторон и т.п., а также многокритериального анализа.

Рассмотрим как решается проблема взвешивания в методе эко-индикаторов [16]. Прежде всего, проводится “объективное” взвешивание, основанное на степени превышения в регионе (по которому проводится нормализация, в данном случае ЕС) целевого уровня (расстоянии до цели): чем больше отношение текущего воздействия на окружающую среду в регионе к целевому уровню (*коэффициент снижения*), тем выше вес серьезности воздействия. Приводятся приблизительно оцененные значения коэффициента снижения для всех категорий воздействия, например 100 для истощения озонового слоя, 25 для пестицидов, 10 для подкисления и канцерогенных веществ, 5 для тяжелых металлов в воздухе и воде и т.д. Отмечается, что целевые значения должны основываться на научных данных, а не на политических соображениях, однако на практике цели представляют собой компромисс между научными, экономическими и социальными аспектами. При использовании научного подхода возможны три варианта целевого значения: нулевое воздействие, безвредное воздействие, воздействие с приемлемым низким ущербом.

Далее выполняется умножение на “субъективный” вес рассматриваемого вида воздействия (см. рис. 2). *Субъективный весовой коэффициент* служит для внесения поправок в случае, если принцип расстояния до цели недостаточно отражает серьезность эффекта. Когда вводится такой коэффициент, этот принцип, по-видимому, теряет значительную часть своей ценности, поскольку возможна неограниченная степень субъективности. По существу в [16] субъективно *оценивается не воздействие, а вызванный им ущерб*. Предположение, что три класса ущерба (смертность, вред здоровью и обеднение экосистем) сопоставимы, является наиболее важным субъективным моментом в методе, при этом такая субъек-

ективность может быть четко определена, в отличие от оценки экспертами или ЛПР. Сопоставимые показатели ущерба для трех групп воздействий таковы: смертность — одна внезапная смерть на 1 млн жителей в год, вред здоровью — число несмертельных заболеваний и неудобств, обеднение экосистем — обеднение экосистемы на 5% (в долгосрочной перспективе). Выбор указанных значений показателей субъективен, хотя и основан на анализе литературы, однако эта субъективность сформулирована в явном виде.

Затем можно провести еще одно взвешивание — с помощью *коэффициентов важности* каждого класса ущерба. В [16] принимается, что все эти коэффициенты равны 1. Однако на практике при выборе сценария обращения с ТКО, чтобы избежать необоснованного волевого решения, необходимо учитывать не всегда формализуемые предпочтения ЛПР (и других заинтересованных лиц), которые могут быть обусловлены факторами, по тем или иным причинам остающимися за рамками построенной модели. Кроме того, доверие к сделанному выбору обычно выше, если к оценке вариантов сценария ЖЦО привлекаются квалифицированные эксперты.

Для систематического выявления и формализованной обработки субъективных предпочтений хорошо подходит построение *матриц попарных сравнений* согласно многокритериальной методологии Т.Л. Саати “анализ иерархий” (АНР) [2]. В этом подходе на одной ступени иерархической модели задачи каждый из рассматриваемых факторов сравнивается с каждым в виде условной числовой оценки, после чего рассчитываются интегрированные веса факторов. Это делает процедуру присвоения весов прозрачной и позволяет в случае необходимости пересмотреть исходные оценки.

Если в оценку сценариев обращения с ТКО необходимо включить экономические, социальные, технические и/или другие факторы, то для их интегрирования можно применить полную процедуру АНР (доступное программное обеспечение [36]). Важность факторов оценивается ЛПР или другими заинтересованными сторонами путем попарных сравнений. Например, для правильной оценки социального воздействия необходимо решить, какая из групп параметров более значима: экологическая устойчивость или удобство для населения [4].

Для оценки по методу АНР сценариев обращения с ТКО строится набор критериев-факторов, один из которых — воздействие на окружающую среду и человека, которое рассчитывается по методу ОВЖЦ для каждого из альтернативных сценариев. Например, в качестве рейтинга сценария по этому критерию вычисляется значение экоиндикатора. Рейтинги сценариев по другим факторам-критериям на основе структуры их под-

критериев рассчитываются по методу АНР для суммы всех этапов ЖЦО. Далее ЛПР или эксперту потребуется построить матрицу сравнений факторов по важности, после чего рассчитываются их веса. Затем для каждого из альтернативных сценариев полученный рейтинг по каждому фактору умножается на вес фактора, и сумма этих произведений дает значение приоритета сценария.

### 3. ПРИМЕНЕНИЕ МЕТОДОЛОГИИ ОЖЦ ОТХОДОВ (ОЖЦО)

Применение методологии ОЖЦО в России пока ограничено. Для зарубежных систем управления ТКО популярность подхода ОЖЦ иллюстрируется значительным количеством программных продуктов для проведения ОЖЦ (LCA) ТКО: SimaPro [23] (Голландия); GaBi [21], CML [14] (Германия); EASEWASTE [9] (Дания); Ecoinvent [18] (Швейцария); IWM LCA [10] (ЕС) и др. Большинство из этих моделей были разработаны независимо друг от друга и часто с особенностями специфическими для времени и страны, когда и где они были созданы. Сравнительный анализ использования различных моделей представлен в [27].

#### 3.1. Применение ОЖЦО в России

В России в настоящее время в ряде проектов комплексной переработки отходов рассматриваются основные компоненты анализа ЖЦО, хотя это понятие явно не используется. Полноценные исследования по методологии ОЖЦО в России пока проводились только в Иркутском национальном исследовательском техническом университете. В монографии [4] рассмотрены основы интегрированной системы управления ТКО на базе методологии ОЖЦО продукции. Главной целью работы являлся анализ и оценка потенциального воздействия на окружающую среду разработанных сценариев обращения с отходами для г. Иркутска с учетом экологических, экономических и социальных аспектов. Описываются 4 сценария, отражающие различные варианты комплексного управления отходами.

Сценарий № 1. Сбор отходов осуществляется без предварительного разделения. Отходы вывозятся на городской полигон.

Сценарий № 2. Предусматривается отдельный сбор отходов (два потока) в специализированные контейнеры в местах образования. “Сухие” отходы — это вторичные материальные ресурсы (ВМР), пригодные для промышленной переработки (пластмассы, стекло, макулатура, металлы), составляющие около 45% от общей массы ТКО; они вывозятся раздельно на мусоросортировочный комплекс (МСК). Там эти отходы подвергаются покомпонентной сортировке (13 фракций) с извлечением ценных компонен-

тов, последующему их прессованию и коммерческой реализации. Доля остаточных отходов после сортировки принята равной 10%. “Влажные” отходы – это, в основном, биоразлагаемые отходы для компостирования (пищевые, садовые) – 33%. Остаточные отходы, не подвергающиеся вторичной переработке, подлежат депонированию на полигоне ТКО.

Сценарий № 3. Весь объем отходов разделяется на три потока (в контейнеры различного типа): ВМР, органические (влажные) отходы, прочие неперерабатываемые отходы. “Сухие” отходы, как и в сценарии № 2, направляются на МСК. Органические отходы подвергаются аэробному компостированию в специализированных установках с предварительным удалением загрязняющих материалов (10%) путем механической обработки. Компостирование проводится в два этапа: интенсивное компостирование в компостирующих реакторах и созревание штабелями в компостных туннелях. Оба этапа сопровождаются эмиссиями в воздух и воду. Выделяющиеся ЗВ предварительно очищаются перед сбросом или выбросом. Полученный компост и осадок после очистки сточных вод размещаются на сельскохозяйственных землях. Принимается, что это заменяет использование искусственных удобрений. Остаточные отходы размещаются на полигоне.

Сценарий № 4. Весь поток отходов разделяется на четыре фракции ценных компонентов (стекло, металлы, пластики, бумага) и фракцию остаточных отходов. Раздельно собранные отходы направляются для предварительной обработки (сортировка, прессование), после чего ВМР вывозятся раздельно на специализированные предприятия, а остаточные отходы – на предприятие по аэробной *механико-биологической обработке* (МБО) отходов. Это альтернативный сжиганию метод, представляющий собой обработку смешанных или остаточных отходов перед захоронением, аналогичную компостированию. Выбранная технология полностью герметизирована и состоит из механической обработки отходов с выделением высококалорийной легкой фракции и биологической обработки оставшихся отходов перед размещением на полигоне. Цель МБО – обезвреживание, стабилизация и уменьшение объема потока отходов перед захоронением, дополнительное выделение ВМР.

Для оценки представленных альтернативных сценариев в [4] использована методология и программное обеспечение LCA-IWM [10], где границы оценки включают экологические, экономические и социальные аспекты для всех стадий управления отходами. Оценка начинается, как только отходы попадают в систему временного размещения (пакеты, контейнеры). Помимо потоков отходов при оценке рассматриваются также

потоки продуктов, полученных при обращении с отходами: компоненты, пригодные для переработки; вторичное сырье; компост, получаемый из органических отходов; энергия. Производство этих продуктов рассматривается как позитивные эффекты. Оценка экологичности учитывает эмиссию загрязняющих веществ и потребление ресурсов всей системой управления отходами, а также воздействие на окружающую среду при производстве емкостей для сбора отходов.

Представлена методика расчета индикаторов для всех исследованных категорий воздействия. Приведены значения индикаторов для каждого сценария по всем категориям и отдельно по всем этапам жизненного цикла. Это позволило выявить наиболее “проблемные” этапы ЖЦО, проследить каким образом вводимые оптимизационные мероприятия влияют на воздействие того или иного процесса на рассматриваемую категорию воздействия. Например, наибольший вклад в снижение нагрузки на окружающую среду оказывает переработка пластиковых отходов – за счет предотвращения размещения в окружающей среде и замещения использования первичных ресурсов. Извлечение органических отходов с последующим компостированием в сценарии № 3 позволяет почти втрое снизить образование парниковых газов (категория Глобальное потепление), также значительно снижается общее влияние на человека выделяющихся токсичных веществ (Токсичность для человека) и количество образующихся фотооксидантов (Фотоокисление). При этом практически неизменным остается количество ресурсов, вовлеченных во вторичный оборот, позволяющий предотвратить добычу первичного сырья. Однако почти вдвое увеличивается воздействие ЗВ, содержащих биогенные элементы (фосфор и азот), за счет их выделения при процессах разложения в ходе компостирования (Эвтрофикация).

Наибольшим положительным экологическим эффектом обладает сценарий № 4. Он позволяет извлечь большее количество ценных компонентов при механической обработке отходов с разделением металлов и пластика и использовать высококалорийную легкую фракцию отходов в виде топливных энергетических брикетов. Эти мероприятия позволяют понизить воздействие в категории Истощение абиотических ресурсов до 10% по сравнению со сценариями № 2 и № 3. Стабилизация органической составляющей отходов в сценарии № 4 снижает образование парниковых газов более чем на 30% по сравнению с компостированием органических отходов в сценарии № 3. Образование углеводородов, источников фотооксидантов, снижается до 20%. Наибольшее воздействие данный сценарий оказывает на категорию Эвтрофикация. Снижение образования соединений фосфора, аммиака, нитратов составило примерно 100% в результате стабилизации отходов и

предотвращения образования этих ЗВ при производстве источников энергии, замещаемых топливными брикетами. Незначительно в сценарии № 4 повышается выделение ЗВ, способствующих Подкислению, и увеличивается общая Токсичность для человека, что в первую очередь, связано с большими объемами отходов, подвергающихся биологической обработке.

Функциональная единица принятого метода оценки – это количество отходов, образующихся в г. Иркутске и попадающих в систему управления отходами в течение 1 года. Используемая методика разработана для оценки систем управления отходами в городах и регионах Европы с развивающейся экономикой, т.е. на территориях с неразвитой, неэффективной системой управления отходами, близкой к российским условиям. Для оценки используются имеющиеся для этих регионов базы данных об эффективности процессов обращения с отходами, издержках, потреблении ресурсов и эмиссиях. Показатели не реализованных в регионе до настоящего времени технологий обращения с ТКО приняты по данным, полученным из стран, где рассматриваемая технология успешно применяется.

*Распределение потоков и продуктов* требует учитывать выгоду от использования отходов. Критерии оценки *экологической устойчивости* систем управления отходами на муниципальном уровне, предложенные в рамках методологии, основываются на сохранении источников сырья и окружающей среды как места стока загрязнений: уровень поступления ЗВ не должен превышать ассимиляционную способность природы, а скорость использования невозобновляемых ресурсов должна соответствовать их возмещению за счет замены возобновляемыми компонентами. *Экономическая устойчивость* относится к конкретной технико-организационной системе, конкретному периоду времени и оценивается с точки зрения конкретной заинтересованной стороны. *Социальная устойчивость*, в частности, означает, что планирование и управление муниципальными отходами должно производиться со всей ответственностью перед населением.

Повышение экологичности и снижение социального воздействия системы управления отходами приводит к повышению стоимости утилизации отходов. Наилучшим сценарием относительно экологических и социальных аспектов является сценарий № 4, но он в 3.6 раза дороже существующей системы. Сбор двух отдельных фракций (сценарий № 2) увеличивает расходы на систему сбора (временное размещение, сбор и транспортировка) почти на 50% (12% от повышения стоимости эксплуатации всей системы). Дальнейшее внедрение разделения каждой дополнительной фракции повышает затраты на

сбор и транспортировку на 5% и временное размещение – на 10%. Как отмечалось выше, для правильной оценки социального воздействия необходимо (субъективно) решить, какая из групп параметров более значима: экологическая устойчивость или удобство для населения [4].

### 3.2. Обзоры зарубежных публикаций

В зарубежной литературе чаще всего встречаются следующие обозначения категорий воздействия: AD – истощение абиотических ресурсов (индикатор: кг Sb экв на 1 т отходов), AP – подкисление ( $\text{SO}_2$ ), CA – канцерогены ( $\text{C}_2\text{H}_3\text{Cl}$ ), EP – эвтрофикация ( $\text{PO}_4$ ), ET – экотоксичность (1,4-DB), GW – глобальное потепление ( $\text{CO}_2$ ), HT – токсичность для человека (1,4-DB), NE – перенасыщение питательными веществами ( $\text{NO}_3$ ), OD – истощение озонового слоя (CFC-11), PO – образование фотооксидантов ( $\text{C}_2\text{H}_4$ ), NEU – суммарное расходование энергии (ГДж/т). Среди рассматриваемых категорий воздействия чаще всего встречаются GW и AP. В работе [34] приводятся коэффициенты пересчета массы различных химических видов в эквиваленты для индикаторов различных категорий.

Подробные обзоры применений ОЖЦО приведены, например, в [4, 6, 13], где рассматриваются различия в подходах на разных стадиях оценки, сравниваются отдельные этапы альтернативных сценариев, делаются выводы о преимуществах и недостатках тех или иных технологий обращения с отходами. Наиболее представительный обзор исследований по ОЖЦО дан в [25]. Проанализированы 153 публикации во всем мире. Обобщено применение ОЖЦО, вариантов управления ТКО, рассмотрено влияние доходов населения. Наиболее используемой компьютерной моделью ОЖЦО была SimaPro.

Следует отметить, что результаты ОЖЦО в значительной степени обусловлены местными особенностями, в частности, уже используемыми и доступными новыми технологиями, т.е. сделанные в рассмотренных публикациях выводы о преимуществах тех или иных сценариев или этапов нельзя переносить на другие территории, но можно рассматривать как примеры возможных подходов.

Приведем сводную табл. 1 публикаций о конкретном опыте применения методологии ОЖЦО, где представлено несколько более или менее *полных сценариев*, рассмотрено и оценено несколько категорий воздействия. Далее в разделе 3.3 приведены более подробные описания некоторых из этих исследований.



Таблица 1. Публикации об опыте применения ОЖЦО

Ссылка	[4]	[8]	[11]	[12]	[15]	[24]	[28]	[30]	[31]	[32]	[33]	[34]	[35]	[38]	[39]
Страна	Россия	Турция	Испания	Велико-Британия	Италия, Великобритания	Германия, Испания	Финляндия, Бразилия	Нигерия	Турция	Велико-Британия	Италия, Китай	Швеция	Испания	Турция	Китай, Дания
Программное обеспечение, модели, базы данных	IWM, CML	SimaPro, CML <sup>4</sup>	IWM, SimaPro, EcoInvent	STRIVE	Gabi, CML	IWM	Gabi, CML	SimaPro	IWM	Gabi, CML, EcoInvent	EcoInvent, ReCiPe	Gabi, TRACI, CML	IWM, Eco-Indicator 95	SimaPro, CML, ReCiPe	EASEWASTE
Количество сценариев	4	5	25	5	4	8	8	4	5	30	6	2	20	5	3
Предварительный сбор	+	+	+	++	+	+	+	+	+	+	+	++	+	++	+
Сбор, транспортировка	+	+	+	+++	++	+	+	+	+	+	+	++	+	++	+
Предварительная обработка, сортировка	+	+	+	+++	++	+	+	+	+	+	+	++	+	++	+
Рециклинг	+	+	+	++	++	+	+	+	+	+	++	++	+	+	++
Компостирование, биообработка, МБО	+	+	+	++	++	+	+	+	+	+	++	++	+	++	++
Депонирование	+	+	+	+++	+	+	+++	+	+	+	++	++	+	++	++
Сжигание, термообработка	+	+	+	++	+	+	+	+	+	+	++	++	+	++	++
Категории	AD, AP, EP, GW, NT, PO	AD, AP, EP, GW, NT, PO	AP, EP, GW, OD, PO	AP, ET, GW, PO	AP, EP, GW, NT, PO	AD, AP, EP, GW, NT, PO	AP, EP, GW	AP, CA, EP, ET, GW	AP, EP, GW, HT <sup>5</sup>	AD, AP, EP, GW	AD <sup>6</sup> , AP, EP <sup>7</sup> , ET, GW, HT, PO	AP, EP, ET <sup>8</sup> , GW, HT, OD	AP, CA, EP, GW <sup>9</sup>	AD <sup>10</sup> , AP, GW, OD, HT, EP, ET <sup>8</sup> , PO	AP, GW, NE, OD, OD, PO
Оценка <sup>2</sup>	++	+	++	++	+	++	++	+	+	++	++	+	+	+	++
Анализ чувствительности		+ <sup>4</sup>	+	+		+	+			+	+	+		+	+
Нормализация, взвешивание <sup>3</sup>				++		+					+			+	+
Экономический анализ	+										+	+			

1 Описан этап (+), приводятся данные по расходу и регенерации ресурсов (++) , по эмиссии на этапе (+++).

2 Приведены результаты расчетов по категориям (+), в том числе по этапам (++) .

3 Проводится нормализация (+) и приводятся веса (++) .

4 Проведен анализ чувствительности к методу оценки воздействия: Eco-Indicator 95, Eco-Indicator 99 и EPS 00.

5 Представлены также категории: потенциал истощения невозобновляемых источников энергии, конечные опасные твердые отходы, конечные опасные твердые отходы.

6 Представлено двумя категориями: потребление металлов и топлива.

7 Представлено только эвтрофикацией пресных вод.

8 Представлено тремя категориями: экотоксичность пресных вод, морских вод и территории.

9 Также рассмотрены категории: тяжелые металлы, летний смог, зимний смог.

10 Эта категория представлена двумя индикаторами: эквивалент Sb и расход топлива.

### 3.3. Примеры зарубежных исследований ОЖЦО

#### 3.3.1. Сценарии обращения с отходами в гг. Ханты-Мансийск и Сургут

Исследователи из Германии и Испании провели анализ сценариев обращения с ТКО для двух городов России (Ханты-Мансийска и Сургута), рассмотрев практически все этапы ЖЦО [24]. Ключевые задачи исследования – снизить объем депонируемых отходов, получить топливо из отходов (RDF), использовать вторичные материалы для регенерации энергии и сравнить существующий вариант обращения с ТКО с предлагаемыми сценариями. Всего изучено 8 сценариев, полученных путем комбинации следующих альтернатив (использование/не использование): отдельный сбор и рециклинг сухих отходов, аэробная или анаэробная МБО с получением и применением RDF, рециклинг металлов, сжигание.

Для сравнения результатов между категориями воздействия полученные оценки были нормализованы по “эквиваленту жителя мира”. Сравнение нормализованных результатов показало, что ключевое влияние на оценки для каждого сценария, предложенного для Ханты-Мансийска и Сургута, оказывают категории AD, GW и AP. В частности, AD очень существенно во всех предлагаемых сценариях (кроме действующего – “свалка”). NT, PO и ET значительно меньше влияют на оценку сценария. Индикатор GW представляет положительное воздействие для тех сценариев, в которых используется регенерация энергии (при сжигании и МБО). При включении рециклинга негативное влияние сценариев на окружающую среду значительно уменьшается. Сценарий “анаэробная МБО + отдельный сбор и рециклинг сухих отходов” дает существенное снижение нагрузки по сравнению со сценарием “анаэробная МБО”. Сравнение результатов ОВЖЦ показывает, что исходный сценарий “свалка” представляет наибольшую нагрузку на окружающую среду для всех категорий воздействия. Все остальные сценарии дают одинаковое ранжирование для Ханты-Мансийска и Сургута. В обоих городах варианты “сжигание + рециклинг сухих отходов и металлов” и “анаэробная МБО + рециклинг сухих отходов и металлов” оказали бы наименьшее негативное воздействие на окружающую среду. Тем не менее, при разработке плана устойчивого управления отходами должны быть учтены особые социально-культурные условия и местоположение каждого города. Анализ чувствительности выявил влияние состава отходов и транспортных маршрутов на результаты ОЖЦО.

#### 3.3.2. Оценка сценариев обращения с отходами для различных вариантов застройки Лондонского Олимпийского парка

В статье [32] демонстрируется применение методологии ОЖЦО в процессе планирования вариантов обработки отходов для большого проекта – освоения территории Олимпийского парка после проведения игр в Лондоне в 2012 г. Целью исследования ОЖЦ является оценка прямых и косвенных нагрузок на окружающую среду, которые будут возникать при различных вариантах обработки ТКО, ежегодно образующихся на объекте, наряду с предотвращением поступления ЗВ в результате регенерации энергии, рециклинга материалов и получения удобрений. Необходимо выбрать наилучший вариант застройки и наилучший сценарий обращения с отходами с позиций охраны окружающей среды.

Общая площадь Олимпийского парка составляет 2,5 км<sup>2</sup>. Три проекта застройки были разработаны на основе последних городских стратегий, направленных на необходимость увеличения жилой и коммерческой площади в центре Лондона. Первый проект – *невысокая жилая застройка*, 90000 м<sup>2</sup> офисных площадей. Второй проект – в основном офисы и небольшие коммерческие предприятия (*бизнес-застройка*), 3000000 м<sup>2</sup>. Третий проект – *высотная застройка*, жилая площадь 900000 м<sup>2</sup>, коммерческая 2000000 м<sup>2</sup>. Для всех трех вариантов подготовлены оценочные данные по объему и составу отходов, генерируемых за год в жилых и нежилых помещениях. Функциональная единица ОЖЦО – общее количество отходов за год, по проектам – 15 847, 37 679 и 54 939 т/год соответственно.

Различные этапы обработки отходов – анаэробное сбраживание, компостирование, сортировка и рециклинг материалов, механико-биологическая обработка, получение энергии из отходов при сжигании, усовершенствованная термическая обработка и депонирование на полигоне – образуют систему “переднего плана” и обуславливают связанные с ними выбросы и сбросы в окружающую среду (эмиссии, или нагрузки). Эмиссии, возникающие при транспортировке ТКО на перегрузочную станцию и с нее на перерабатывающие предприятия и при транспортировке компоста и остатков от сбраживания на пахотные земли, также включены в систему переднего плана. Эмиссии из этой системы называются *прямыми нагрузками*. “Фоновая система” реализует подачу в систему переднего плана электроэнергии, дизельного топлива и других материалов (производство которых создает *косвенные нагрузки*), а также производство энергии, минеральных удобрений и вторичных материалов (обеспечивая *предотвращенные нагрузки*).



Рис. 3. Схема 10 сценариев обращения с отходами [32].

В статье рассматривается ОЖЦО по 10 сценариям обращения с отходами (S1–S10). В эти сценарии в разных сочетаниях входят указанные выше этапы (рис. 3). Для каждого из них описаны прямые, косвенные и предотвращенные нагрузки на окружающую среду и указаны источники соответствующих данных и методик. Все 10 сценариев рассматриваются для каждого варианта застройки, т.е. в общей сложности оценивается 30 сценариев ЖЦО.

**Компостирование отходов.** Прямые нагрузки включают выбросы в атмосферу из-за деградации органических веществ, сбросы в землю, грунтовые и поверхностные воды. Косвенные нагрузки обусловлены потребностями в дизельном топливе и электроэнергии для транспортировки и предварительной обработки органической фракции и размещения компоста на пахотных землях. Косвенные нагрузки также включают выбросы в результате внесения компоста. Предотвращенные нагрузки объясняются заменой минеральных удобрений, а также количеством углерода, который остается связанным в почве.

**Сортировка и рециклинг материалов.** Предполагается переработка четырех потоков отходов: стекло, смешанные пластмассы, смешанная бумага и металлы. Остаточные отходы составляют 10% для каждого потока. Учтено количество используемых электроэнергии, природного газа и дизельного топлива.

**Депонирование на полигоне.** Моделируется обычный британский полигон с обработкой фильтрата и свалочного газа. Распределение свалочного газа: 22% сжигаются, 28% используются для производства электроэнергии и 49% — выбросы в атмосферу. Модель учитывает топливо, необходимое для работ на участке (косвенные нагрузки), а также электрическую и тепловую энергию, которая будет использоваться на месте (предотвращенные нагрузки). Предотвращенные выбросы рассчитываются на основе замещения

сетового электроснабжения электроэнергией, произведенной из свалочного газа.

**Сжигание с производством энергии из отходов.** Суммарная электрическая эффективность установки для сжигания составляет 16%, а термическая эффективность — 43%. При сжигании 1 т ТКО образуется около 220 кг донной золы и 28 кг остатков от очистки воздуха. После извлечения черных металлов из донной золы оба остатка отправляются на полигон. Оценены выбросы  $\text{CO}_2$ .

**Анаэробное сбраживание.** Образующийся биогаз сжигается для выработки энергии. Предполагается, что электрический КПД составляет 33%, а тепловой КПД — 52%. Продукт сбраживания может использоваться вместо минеральных удобрений. Коэффициенты замещения для Р и К составляют 100%, а для органического N — 40%. Прямые нагрузки включают выбросы от процесса сбраживания (включая сжигание биогаза) и транспортировку отходов и остатка. Косвенные нагрузки — выбросы, связанные с размещением остатка.

**Современная термообработка (ТО).** Современные процессы термообработки, такие как утилизация газа и пиролиз, имеют несколько потенциальных преимуществ по сравнению с традиционным сжиганием твердых отходов. ТО может уменьшить объем отходов, предотвратить образование диоксинов и уменьшить тепловое образование  $\text{NO}_x$ . Другое преимущество ТО — лучшая эффективность выработки электроэнергии по сравнению со сжиганием. Однако термический КПД процессов ТО, как правило, значительно ниже, чем при сжигании, и зависит от технологии. Суммарная электрическая и термическая эффективность процесса утилизации газа принята равной 27% и 24% соответственно.

**Механико-биологическая обработка (МБО).** Процесс, промоделированный в этом исследовании, состоит из двух типов установок по переработке: биологическая установка для обработки

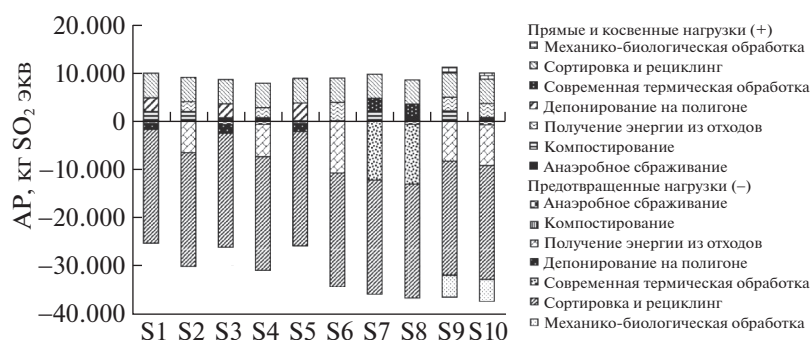


Рис. 4. Потенциал подкисления для сценариев проекта бизнес-застройки [32].

органических отходов и установка сортировки и рециклинга для сухой вторичной переработки. Предполагается, что при МБО будет извлечено 15% каждой фракции отходов. В Великобритании компосты МБО не подлежат сертификации и, следовательно, не могут применяться в качестве удобрения на пахотных землях. Предполагается, что остатки МБО используются для ремедиации свалок, и не учитывается предотвращенная нагрузка от извлечения питательных веществ.

Рассмотрены следующие категории воздействия на окружающую среду: GW, AP, EP, AD (ископаемое топливо). Воздействия рассчитаны с использованием программного обеспечения GaVi и метода характеристики CML. На рис. 4 представлена типичная для исследований по ОВЖЦ диаграмма оценки воздействий в категории AP для проекта бизнес-застройки с выделением вклада каждого этапа, как положительного (прямого и косвенного воздействия), так и отрицательного (предотвращенного воздействия).

Все сценарии имеют отрицательные общие значения из-за высоких предотвращенных нагрузок, особенно из-за замещения первичных материалов восстановленными и регенерации электроэнергии. Оценки сделаны на основе баз данных Ecoinvent и GaVi. Сценарии S10 и S8 показывают наибольшие предотвращенные нагрузки, далее следуют S9 и S7. Сценарии S1, S3 и S5 показывают самые низкие предотвращенные нагрузки.

В целом, сценарии, использующие термообработку или сжигание с регенерацией энергии, оказались наилучшими вариантами в отношении общей эффективности во всех категориях воздействия. Сценарии с депонированием (S1, S3, S5) показывают наибольшую нагрузку на окружающую среду во всех категориях. В статье представлены результаты ОВЖЦ по всем 4 категориям, всем 10 сценариям и всем 3 проектам застройки. Согласно этим результатам проект бизнес-застройки показывает наименьшую нагрузку на окружающую среду во всех рассмотренных категориях воздействия. Это может быть объяснено

тем фактом, что ТКО, образующиеся в коммерческих зданиях и коммунальном хозяйстве, содержат большее количество перерабатываемых материалов. Степень рециклинга отходов для коммерческих зданий также выше, чем для жилых домов, т.е. на этапе сортировки и рециклинга регенерируется больше материалов, а на сжигание и депонирование направляется меньше отходов. Это, в свою очередь, приводит к более высокой предотвращенной нагрузке и меньшим воздействиям на окружающую среду.

Чтобы понять, как изменения некоторых параметров влияют на общие результаты модели, были проведены анализы чувствительности для проекта бизнес-застройки. Так, рассматриваются изменения в степени рециклинга в сценарии S1. Это один из трех сценариев (включая S3 и S5), которые показали наибольшую общую нагрузку на окружающую среду. Увеличение степени рециклинга приводит к улучшению экологических показателей во всех категориях воздействия. Для всех исследованных материалов энергопотребление для производства первичных материалов оказалось значительно выше, чем для рециклинга. Наименьшая нагрузка на окружающую среду достигается благодаря переработке алюминия (8860 кг CO<sub>2</sub> экв/т), за которой следуют пластмассы (1920) и стекло (730). Следовательно, повышение степени рециклинга значительно снижает потенциал GW. Категории AD и EP демонстрируют сходные тенденции, и их показатели тоже улучшаются с повышением степени рециклинга. Категория AP меньше зависит от степени рециклинга.

Результаты исследования показали, что проект коммерческой застройки демонстрирует минимальное воздействие на окружающую среду при обработке 1 т ТКО. Это обусловлено наименьшей нагрузкой на окружающую среду во всех категориях воздействия для всех рассмотренных сценариев обращения с отходами.

### 3.3.3. Анализ сценариев обращения с отходами для г. Сан-Паулу

До недавнего времени депонирование на свалках было основным методом обработки ТКО по всей Бразилии, включая г. Сан-Паулу. Постоянно растущее производство отходов поставило задачу одновременной модернизации системы управления ТКО [28]. Рассмотренные категории воздействия – GW, AP и EP, так как для них были доступны необходимые данные инвентаризации жизненного цикла. Моделирование проводилось с помощью программного обеспечения GaBi, а CML использовалось для оценки воздействия. Функциональная единица – количество собранных смешанных ТКО в г. Сан-Паулу за один год (2015) – 3.8 млн т. Исследуется весь жизненный цикл ТКО, причем учитываются и прямые, и предотвращенные нагрузки, рассчитанные на основе замещения энергии и материалов (производство топлива и электроэнергии, рециклинг металлов, удобрения из компоста и дигестата). Предполагается, что произведенная электроэнергия пропорционально замещает генерацию из следующих источников: гидроэнергетика (75.2%), природный газ (8.5%), биомасса (6.3%), мазут (3.5%) и атомная энергия (2.9%).

Принято, что собираются и обрабатываются только смешанные ТКО, поскольку для этих отходов есть доступная информация, и они составляют большую часть общего объема произведенных ТКО. Преобладают органические отходы (49%). Предложено 5 основных сценариев (S0–S4). Кроме того, в сценариях S2–S4 предусмотрены дополнительные варианты. В них указывается метод обработки раздельно собранных органических отходов: компостирование (Sn.1) или анаэробное сбраживание (Sn.2). В базовом сценарии S0 100% собранных ТКО депонируется на полигонах. В сценарии S1 5% органических отходов (т.е. 2.5% от общего объема ТКО) компостируется в домашних условиях, а остальные ТКО депонируются. В сценарии S2 домашнее компостирование дополняется раздельным сбором и переработкой органических отходов: 20% (9.8% всех ТКО) либо компостируется (S2.1), либо анаэробно сбраживается (S2.2), а остаточные ТКО депонируются. В сценариях S3 и S4 20% остаточных ТКО (17.6% всех ТКО) обрабатываются на установках МБО, остальная часть ТКО депонируется на полигонах. Сценарии S3 и S4 отличаются утилизацией RDF. Оно либо сжигается на предприятиях по переработке отходов (S3), либо применяется при производстве цемента в качестве заменителя угля (S4). Продукты компостирования и анаэробного сбраживания используются в качестве удобрения.

Детально проанализированы результаты ОВЖЦ по всем категориям. Так для AP сценарии

S4.2 и S4.1 имели самые низкие показатели (наименьшие воздействия), а S3.1 и S3.2 – самые высокие. Следует отметить, что оценки AP всех сценариев, кроме S3.1 и S3.2, были отрицательными, т.е. предотвращаемые нагрузки превышали прямые, главным образом, из-за замещения электроэнергии. Результаты показали, что МБО и сжигание RDF не выгодны в этой категории воздействия из-за низкого количества предотвращенных выбросов в результате замещения электроэнергии и большого количества прямых выбросов при сжигании отходов соответственно. Таким образом, сжигание в цементной печи является лучшим вариантом утилизации RDF, чем сжигание отходов для производства электроэнергии. Воздействие сценария S0 также было в целом отрицательным, т.е. благоприятным для окружающей среды: процессы депонирования отходов вызывали значительно меньше прямых выбросов (бульдозеры) по сравнению с предотвращенными выбросами, достигнутыми при производстве электроэнергии из свалочного газа. Анаэробное сбраживание оказалось выгоднее, чем компостирование.

В целом результаты показали, что наиболее эффективно можно снизить воздействие обращения с ТКО в г. Сан-Паулу на окружающую среду с помощью анаэробного сбраживания органических отходов и остаточных ТКО при условии, что полученное RDF используется при производстве цемента. Компостирование органических отходов в домашних условиях было полезным с позиций GW, но имело противоположный эффект в категориях AP и EP, что указывает на необходимость дальнейшего анализа результатов, например, путем взвешивания или многокритериального анализа. Тем не менее, домашнее компостирование может снизить затраты на управление ТКО, поскольку уменьшается частота сбора отходов, которая является существенным фактором затрат.

## 4. ПРИМЕНЕНИЕ ОЖЦО ДЛЯ ОЦЕНКИ ДОЛГОСРОЧНОГО ПОВЕДЕНИЯ ПОЛИГОНОВ ТКО

### 4.1. Проблема продолжительности поступления загрязняющих веществ из свалочного тела

Метод оценки загрязнения окружающей среды в результате поступления фильтрата и свалочного газа с полигонов захоронения отходов в большинстве публикаций не освещен, представлены только результаты. Такую оценку трудно соотнести с функциональной единицей (кг поступивших отходов) из-за отдаленности воздействия во времени, сложности прогнозирования (необходимо детальное моделирование различных гидрогеологических и геохимических процессов на конкретном полигоне), многократного процесса

поступления отходов. Кроме того, нет никакого опыта в отношении среднесрочного поведения (десятилетия) для относительно новых типов полигонов, принимающих остаточные отходы после МБО или сжигания [29].

Проблема продолжительности поступления ЗВ с полигона, которую необходимо зафиксировать в расчетах ОВЖЦ, заключается в двух важных вопросах [19]: 1) какой период времени представляет интерес и 2) что происходит с депонированными отходами по окончании этого периода? Для определения продолжительности расчетного периода могут применяться различные подходы. Первый предлагает зафиксировать определенное количество лет (разные авторы используют 15, 20, 30, 100 и 500 лет). Другой подход состоит в том, чтобы зафиксировать период времени, пока концентрации не станут ниже “приемлемых” или фоновых. Однако в методологии ОЖЦ предписано учитывать все поступления ЗВ независимо от того, находятся ли они ниже или выше пороговых значений. Еще один вопрос касается обработки ситуаций, когда можно ожидать, что концентрации вновь возрастут через некоторое время, возможно, после того, как они окажутся ниже приемлемого уровня. Это может произойти, если буферная емкость израсходуется на химические или биохимические реакции, что приведет к изменению рН или окислительно-восстановительного потенциала и последующим изменениям концентраций (например, при выщелачивании сульфидных отходов или остатков от сжигания). При изучении процессов, которые могут происходить на свалке, часто трудно прогнозировать точную кинетику. Она зависит от конкретных характеристик участка и отходов, которые могут различаться и часто неизвестны в конкретном процессе ОЖЦ. С другой стороны, иногда проще определить временную перспективу в терминах процессов и событий (например окислительно-восстановительных фаз, через которые пройдут депонированные материалы), а не по годам. Автор [19] предлагает рассматривать два периода времени:

– “период наблюдения”, который определяется как время, необходимое для достижения псевдостабильного состояния на свалке, например для достижения более поздней части метановой фазы, когда образование газа уменьшается;

– “гипотетически бесконечный период времени”, который определяется полным выделением ЗВ из депонированных материалов. Он вводится для получения максимального потенциального воздействия.

Очевидно, что выбор между рассмотрением более короткого или более длительного периода может быть решающим для результатов ОВЖЦ. Поэтому предлагается, чтобы длительные перио-

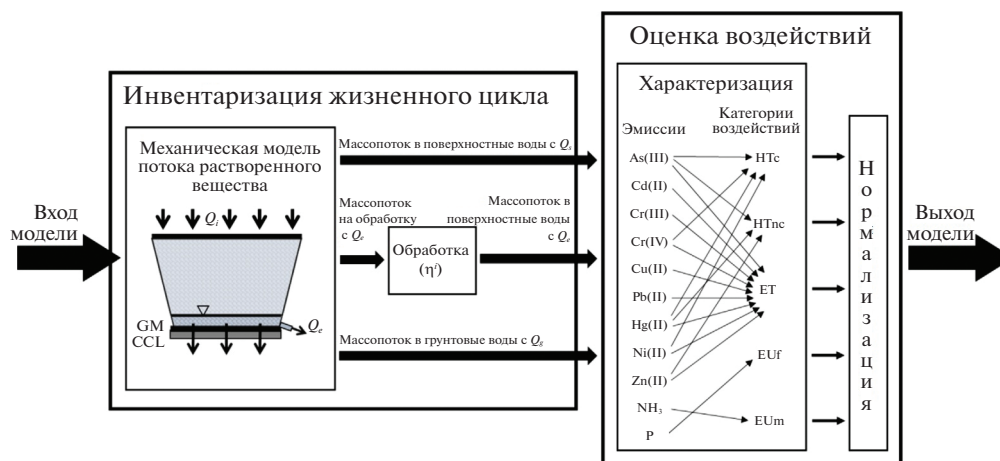
ды времени, по крайней мере, учитывались в общей ОЖЦО, чтобы не пропустить какие-либо важные воздействия.

Второй из поставленных выше вопросов касается поведения отходов после окончания выбранного периода времени. Если он короче периода, в течение которого будет происходить основное поступление ЗВ, то не следует предполагать, что оставшиеся отходы будут полностью инертны; их состав относительно неинертных компонентов необходимо будет уточнять. Через 30 лет выщелачивается менее 0.02% тяжелых металлов, депонированных на свалках [26]. Доля тяжелых металлов в ТКО, которые будут эмитированы в течение приблизительно 100 лет, может составить  $10^{-5}$ – $10^{-3}$  [19]. Таким образом, как правило, металлы выделяются на ранних этапах жизни свалки и в дальнейшем становятся в значительной степени малоподвижными из-за сорбционных процессов [26]. Однако в отдаленной перспективе, если начнут формироваться аэробные условия, металлы могут вновь стать подвижными, хотя концентрации в фильтрате, скорее всего, будут невелики. Особенно важным компонентом фильтрата считается ион аммония, который в течение длительного периода времени будет переходить в подземные воды в высоких концентрациях. Период достижения допустимой концентрации аммонийного азота составляет около 130 лет [3]. При этом аммоний является основной причиной острой токсичности фильтрата городских свалок.

В статье [29] также указывается, что поступление ЗВ с полигонов депонирования ТКО может продолжаться в течение очень долгого времени, часто тысячелетий или дольше; поэтому выбор периода расчета для инвентаризации может явно повлиять на результаты. Описаны и обсуждены различные подходы, касающиеся временного горизонта ИАЖЦ. Представлен детальный обзор литературных данных, и приведены высококачественные эмпирические данные (состав фильтрата и свалочного газа) по свалкам и полигонам различных типов в Центральной Европе для трех периодов жизни полигона: 1–5 (операционный период), 6–30 (активное обслуживание) и 31–100 лет.

#### 4.2. Моделирование воздействий на окружающую среду закрытого полигона

В статье [37] отмечается, что современные полигоны представляют собой высокотехнологичные защитные сооружения с упором на *слабопроницаемые* покрытия и многобарьерные системы искусственных изолирующих слоев, которые служат для удержания и облегчения сбора фильтрата и газа, образующихся в ходе дегградации депонированных отходов. Однако низкие скорости ин-



**Рис. 5.** Схема интегрированной механистической модели потока воды и миграции растворенного вещества и подхода ОЖЦО [37]. GM – геомембрана, CCL – уплотненный глинистый слой,  $Q_i$  – инфильтрация через покрытие,  $Q_e$  – управляемые потоки фильтрата,  $Q_s$  – перелив в поверхностные воды,  $Q_g$  – инфильтрация через изолирующий слой,  $\eta^i$  – эффективность обработки, НТс – канцерогенная токсичность для человека; НТнс – неканцерогенная токсичность для человека; ЕТ – экотоксичность; ЕUf – эвтрофикация пресной воды; ЕUm – эвтрофикация морской воды.

фильтрации осадков замедляют деградацию органического вещества и приводят к низкой скорости выноса выщелачиваемых ЗВ. Это увеличивает потребность в последующем мониторинге до сотен, если не тысяч лет. Отсутствие уверенности в финансировании столь долгосрочного обслуживания полигона приводит к увеличению риска того, что активные системы управления фильтратом и влажностью отходов будут остановлены или выйдут из строя, что может привести к потенциально значительному воздействию на окружающую среду.

Для долгосрочного управления свалками используются разнообразные подходы. Один из самых простых – не применять покрытие с низкой проницаемостью, позволяя более интенсивному потоку воды проникать в тело полигона. В Канаде с 2008 г. требуется обустройство покрытий полигонов, обеспечивающих инфильтрацию осадков > 150 мм в год. Более активные меры – добавление влаги в массу отходов, включая рециркуляцию фильтрата и/или добавление пресных или сточных вод. Повышение содержания влаги в теле полигона усиливает процессы биодegradации, способствуя стабилизации органических отходов, и лежит в основе биореакторной технологии, принятой, например, в США.

В статье исследуются потенциальные воздействия фильтрата закрытого полигона в ходе и после прекращения *активного управления* (сбор фильтрата и направления его на обработку) и *активного обслуживания* (добавление влаги в тело

полигона) в течение некоторого периода времени (до 10000 лет). Предпринят интегрированный подход, в котором оценка потенциального поступления ЗВ в окружающую среду проведена с помощью простой одномерной механистической модели потока и миграции растворенного вещества через тело гипотетического современного полигона (с учетом деградации инженерных систем), а оценка воздействия на окружающую среду (категории канцерогенной и неканцерогенной НТ, ЕТ и ЕР для пресной и морской воды) – посредством методов ОЖЦ (рис. 5). Рассматривается только один этап жизненного цикла, начинающийся с момента завершения депонирования отходов и продолжающийся до 10000 лет (принято, что этот период охватит практически всю эмиссию ЗВ с полигона).

В модели полигона вода поступает сверху (постоянный поток), проходя через покрытие и поступая в отходы. Фильтрат удерживается у основания полигона посредством гибридного изолирующего слоя, состоящего из геомембраны над уплотненным слоем глины. Изолирующий слой перекрывается дренажным слоем, который позволяет отводить фильтрат из тела полигона. Предполагается, что уровень фильтрата в отходах изменяется мгновенно в зависимости от баланса между водой, поступающей через покрытие, и фильтратом, удаляемым из дренажного слоя и/или инфильтрующимся через изолирующий слой.

В анализ включены 11 ЗВ (см. рис. 5), отобранных на основе их потенциальной опасности для

подземных и поверхностных вод. Другие важные ЗВ из свалок, такие как растворенный органический углерод и хлорид, не были включены из-за отсутствия характеристических коэффициентов для ОВЖЦ. Начальные концентрации каждого вида были получены из баз данных для Великобритании и Ирландии, содержащих концентрации видов в свежих фильтратах с полигонов опасных отходов.

Для потока через покрытие принято три периода. В ходе активного обслуживания полигона коэффициент фильтрации линейно возрастает с небольшой скоростью (предполагается, что в течение 30 лет – значение, принятое в модели по умолчанию, – оператор устраняет основные нарушения целостности покрытия). В период дальнейшей деградации покрытия (1000 лет) эта скорость тоже постоянна, но более высока. А по окончании срока службы покрытия коэффициент фильтрации стабилизируется, и поток будет равен фактическому поступлению осадков. Аналогичные предположения сделаны относительно инфильтрации через изолирующий слой: периоды относительной целостности (50 лет), постепенной деградации (200 лет) и прекращения функционирования.

Момент прекращения активного управления полигоном ( $T_F$ ), т.е. когда фильтрат больше не удаляется для обработки, может наступить через 30–1000 лет после закрытия полигона. В гипотетическом *наихудшем варианте* – прекращение активного управления сразу после закрытия полигона –  $T_F = 0$ . Продолжительность последующего периода до окончания моделирования ( $D$ ) может составить 0–10 000 лет. Гипотетическое непрекращающееся активное управление – *наилучший вариант* – моделируется установкой  $D$  в 0. Предполагается, что прекращение активного управления не наступает до момента окончания активного обслуживания ( $T_a$ , по умолчанию 30 лет), когда в тело полигона перестают добавлять влагу, т.е.  $T_F \geq T_a$ .

Для изучения влияния различных типов обслуживания закрытого полигона, сравнивались четыре гипотетических сценария:

S1. Типичное *пассивное обслуживание* – с предельно низкой проницаемостью покрытия, как в большинстве развитых стран.

S2. Ускоренное пассивное обслуживание – используется покрытие с высокой проницаемостью с фактической инфильтрацией осадков 250 мм/год.

S3. Ускоренное *активное обслуживание* в течение 30 лет – покрытие с высокой проницаемостью и добавление влаги (750 мм/год) в тело полигона (всего 1000 мм/год). После окончания этого периода поток будет равен поступлению осадков (250 мм/год).

S4. Ускоренное активное обслуживание – как S3, но влага добавляется в течение 60 лет.

На стадии инвентаризации ЖЦО (см. рис. 5) принято, что ЗВ выделяются с полигона тремя путями: *управляемые потоки* (на обработку фильтрата, сброс обработанного фильтрата в поверхностные воды, отвод из дренажного слоя в грунтовые воды) в грунтовые воды, *инфильтрация* через изолирующий слой и *разгрузка в поверхностные воды* – в результате перелива после прекращения отвода фильтрата. В модели учитывается эффективность очистки фильтрата для каждого из рассмотренных ЗВ (на основе данных по Великобритании и США). Для каждого сценария S1–S4 и каждого пути с помощью модели рассчитаны (и представлены в виде трехмерных графиков) временные зависимости *эмитируемой массы ЗВ* (доля от исходной массы) от продолжительности активного управления  $T_F$  и от продолжительности последующего обслуживания  $D$ .

При наилучшем варианте в типичном сценарии S1 (слабопроницаемое покрытие) 80% фильтрата поступают на обработку и 20% достигают грунтовых вод. В ускоренных сценариях обрабатывается почти весь фильтрат (S3 > 95%, S4 > 99%). При наихудшем варианте для сценария S1 только 7% ЗВ собираются для обработки, тогда как 13% переливаются в поверхностные воды и 80% инфильтруются через изолирующий слой в грунтовые воды. Для S2 и S3 значительная доля ЗВ попадает в поверхностные воды (46% и 20% соответственно), и сравнительно меньше достигает грунтовых вод (30% и 13% соответственно). Для S4 только около 6% и 5% ЗВ достигают грунтовых и поверхностных вод соответственно.

На стадии ОВЖЦ выбросы в окружающую среду, генерируемые моделью потока и миграции, преобразуются в потенциальное воздействие на здоровье человека и окружающую среду. Для каждой категории воздействия (см. рис. 5) на основе соответствующих методик были рассчитаны характеристические коэффициенты всех участвующих видов. Затем эти результаты для каждой категории воздействия были нормализованы путем преобразования в единицы PE (воздействие от одного человека в среднем по миру в 2010 г.). Далее по каждому сценарию для каждой категории и для их суммы (т.е. категории взвешены с равными весами) были рассчитаны зависимости *нормализованных потенциальных воздействий* от  $T_F$  и  $D$ .

В наилучшем варианте общее потенциальное воздействие для сценария S1 примерно на 30–35% больше, чем для S2–S4, причем для S1 доминирующим было поступление в грунтовые воды (54% общей разгрузки), поступление в поверхностные воды было также существенным (46%).



Далее для каждого сценария была рассчитана *продолжительность отсутствия активного управления (D)*, необходимая, чтобы общее потенциальное воздействие увеличилось на 5% по сравнению с наилучшим вариантом для S1. Для сценария S1 она составила 25 лет. Для S2–S4 – приблизительно 40, 100 и 8000 лет соответственно. Время ( $T_F$ ), после которого активное управление может быть прекращено с увеличением общего потенциального воздействия менее чем на 5% по сравнению с наилучшим вариантом *того же сценария*, составляет от 2900 лет для S1 до 3300 лет для S4. Однако, когда суммарные потенциальные воздействия для S2–S4 сравниваются с наилучшим вариантом для S1, период активного управления, необходимый для увеличения общего потенциального воздействия не более чем на 5%, оказывается значительно короче: от 280 лет для S2 до 70 лет для S4.

Было обнаружено, что типичный сценарий (S1) приводит к наибольшему суммарному воздействию по сравнению с ускоренными сценариями (S2–S4) как в наилучшем, так и в наихудшем варианте. В наилучших вариантах суммарное потенциальное воздействия для S1 примерно вдвое больше, чем для S2–S4. Это, в основном, связано с относительно высокой долей ЗВ, которые в S1 инфильтруются через изолирующий слой в грунтовые воды (~20%): лишь небольшая часть ЗВ удаляется с полигона с потоком собираемого фильтрата до того, как изолирующий слой будет существенно поврежден. S2–S4, напротив, приводят к тому, что более высокая доля ЗВ будет удалена с полигона прежде, чем изолирующий слой начинает разрушаться, и гораздо меньшая часть попадает в грунтовые воды.

Если активное управление фильтратом прекращается на ранних этапах, то более высокие скорости инфильтрации через покрытие в S2–S4 вызывают быстрое повышение уровня фильтрата и, как следствие, его перелив в поверхностные воды. Результаты ОВЖЦ показывают, что это влечет за собой значительные потенциальные воздействия, особенно в плане эвтрофикации. Однако для S2–S4 продолжительность активного управления, требующаясь чтобы потенциальные воздействия стали заметно больше, чем в наилучшем варианте для S1, велика – до 8000 лет для S4. Этот вывод показывает *значительные потенциальные воздействия сценария S1* (слабопроницаемое покрытие), даже когда активное управление поддерживается в течение неопределенно длительного времени.

Общие потенциальные воздействия для S3 и S4 в наихудшем варианте были соответственно в 2.2 и 1.6 раза выше, чем в наилучшем варианте для того же сценария, и были значительно ниже, чем

наихудший вариант для S1 и S2. Потенциальные воздействия для S4 в наихудшем варианте примерно эквивалентны воздействиям для S1 в наилучшем варианте. Добавление влаги во время активного обслуживания приводит к тому, что в течение этого периода большая часть ЗВ удаляется с полигона с управляемым потоком фильтрата. Следовательно, даже если объем потока фильтрата путем перелива или через изолирующий слой увеличивается из-за прекращения активного управления, концентрации ЗВ в фильтрате при этом настолько низки, что потенциальные воздействия сбросов фильтрата минимальны. Этот вывод указывает на то, что *принятие стратегий ускоренного обслуживания* (предусматривающих добавление влаги в тело полигона) *может привести к значительному снижению потенциальных последствий депонирования*, даже если активное управление прекращается вскоре после окончания активного обслуживания.

Обслуживание полигона после закрытия ранее оценивалось посредством методов оценки риска, в которых для оценки потенциала загрязнения использовались зависящие от участка модели миграции фильтрата, обычно с акцентом на риск загрязнения подземных вод. ОЖЦО добавляет к этому дополнительные измерения, учитывая потенциальное воздействие поступления фильтрата на окружающую среду и здоровье человека *различными путями в долгосрочной перспективе*. Использование ОВЖЦ для конкретных видов ЗВ позволяет идентифицировать виды, которые вносят наибольший вклад в экологическую нагрузку на участке. Можно предположить, что потенциально значимые экологические преимущества могут быть достигнуты за счет повышения эффективности очистки от ключевых ЗВ. Такой информации не дают стандартные подходы оценки рисков, которые обычно не учитывают последующее воздействие сбрасываемых сточных вод.

Ключевой вопрос в использовании ОЖЦО для оценки воздействий фильтрата полигона отходов связан с длительностью периода прогнозирования. Во многих предыдущих исследованиях рассматривались поступления ЗВ только в течение 100-летнего периода. Представленные результаты показывают, что выбор такого короткого временного горизонта приведет к тому, что значительная доля поступлений ЗВ не будет учтена. Если требуется информация о долгосрочных последствиях, то *необходимо моделировать не менее 1000 лет* для охвата значительной доли потенциальных воздействий полигона.

Таким образом, было установлено, что моменты прекращения активного управления фильтратом и последующего обслуживания являются потенциально важными с точки зрения общего воз-

действия депонирования отходов. В подавляющем большинстве случаев типичный сценарий последующего обслуживания (т.е. покрытие с низкой проницаемостью без добавления влаги в тело полигона) приводил к наибольшим потенциальным воздействиям по сравнению с любым из других сценариев, предусматривающих увеличение скорости инфильтрации. Даже в случае, когда активное управление поддерживается неопределенно долго, типичный сценарий привел к потенциальному воздействию примерно на 30–35% больше, чем три ускоренных сценария. Это обусловлено медленной, но длительной утечкой неочищенного фильтрата в грунтовые воды в типичном сценарии.

Авторы [37] признают, что если выбросы с фильтратом являются ключевым направлением исследования, то следует использовать более сложные модели судьбы и миграции ЗВ с фильтратом, включающие состав видов, распределение между фазами и местные физико-химические условия (например фоновые концентрации). Кроме того, необходимо разработать характеристические коэффициенты для более широкого круга ЗВ, связанных с токсичностью, включая растворенный органический углерод и хлорид.

## 5. ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Методология ОЖЦ, широко применяемая во всем мире, является мощным инструментом комплексной оценки воздействия различных видов деятельности человека на окружающую среду, охватывая более или менее полные технологические цепочки. В области обращения с отходами эта методология (ОЖЦО) позволяет рассмотреть весь цикл жизни отходов, начиная от их образования до окончательного удаления или превращения в полезные продукты. Она рассматривает как входные (материалы, топливо, электроэнергию, используемые в операциях обращения с отходами), так и выходные (выделение ЗВ, полезные продукты, RDF, тепло и электроэнергия) потоки на всех этапах ЖЦО. При этом учитываются и воздействия на окружающую среду при добыче сырья и производстве электроэнергии для входных потоков, и потенциальное уменьшение или предотвращение таких воздействий в результате использования вторичных материалов и энергии, полученной при обработке отходов. Интегрируя вклады различных ЗВ в категории воздействия (глобальное потепление, истощение озонового слоя, подкисление, эвтрофикация, образование фотооксидантов, токсичность для человека, экотоксичность, истощение абиотических ресурсов и др.), подход ОЖЦО позволяет соотнести важность разного рода последствий обращения с от-

ходами для окружающей среды при выборе сценария.

Авторы [4] отмечают, что методология ОЖЦ имеет свои ограничения. В каждом ее применении оцениваются только те категории воздействия и их индикаторы, которые определены целью и областью исследования. Специфика ОЖЦ заключается в необходимости работы с большими массивами данных, что приводит к значительным время- и трудозатратам. При этом модели категорий воздействия находятся на различных этапах разработки. Общепринятых методологий последовательной и точной увязки данных инвентаризации со специфическими потенциальными воздействиями на окружающую среду (характеристических коэффициентов) пока не существует.

Основная проблема ОЖЦО – необходимость наличия широкого спектра данных, особенно по конкретной территории. Что касается ЗВ, пробелы в данных всегда будут сохраняться до тех пор, пока вводятся в обращение тысячи новых химических продуктов при ограниченных знаниях об их использовании и судьбе [20]. Как и для всех количественных методов важной проблемой ОЖЦО являются различные типы неопределенностей, в том числе в имеющихся данных. Особый тип неопределенности связан с отсутствием знаний о реальной системе, которая будет изучаться. Это относится, например, к будущим системам. Систематический анализ различных типов сценариев может способствовать устранению такого рода неопределенностей. Неопределенность создается и процедурой взвешивания. По мнению авторов [20], важно, чтобы методы взвешивания для ОЖЦ продолжали разрабатываться и публиковаться в научной литературе.

Проведение исследований по ОЖЦО в России крайне затруднено по причине отсутствия баз качественных статистических данных о воздействиях наиболее широко применяемых технологий, отвечающих требованиям исследования, а также отечественных программных продуктов. Среди проблем сбора сведений о входных и выходных потоках в производственные системы можно выделить [4]:

- отсутствие или ограниченность доступа к экологически релевантной информации;

- нежелание предприятий и организаций раскрывать сведения о воздействии на окружающую среду и вследствие этого недостаточно высокая репрезентативность информации из-за возможного приукрашивания или сокрытия реальных данных о воздействии на окружающую среду;

– недостаточно высокую степень дифференциации и детальности имеющихся сведений об экологических воздействиях отдельных процессов.

Кроме этого, распространение исследований по ОЖЦО в России затруднено недостаточным вниманием к природоохранной деятельности со стороны как государства, так и промышленных предприятий, у которых из-за несовершенства законодательной базы в сфере охраны окружающей среды отсутствует мотивация к снижению негативного воздействия на природные объекты, а, следовательно, и интерес к его оценке и анализу.

Проблема доступности и отсутствия исчерпывающих и достоверных данных для проведения инвентаризации пока решается только применением зарубежных данных, которые не всегда будут соответствовать российской действительности из-за специфических местных условий и стандартов. Тем не менее, метод ОЖЦО имеет огромный потенциал для развития и применения в России в связи с обостряющимися проблемами управления отходами и наметившимися тенденциями к их решению.

Автор благодарит И.В. Галицкую и В.С. Путилину за внимание к работе и полезные замечания.

Статья подготовлена в рамках выполнения государственного задания и плана НИР по теме № г.р. АААА-А19-119101890052-5 и при финансовой поддержке гранта РФФИ № 20-05-00574.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Osipov V.I. *Upravleniye tverdymi kommunalnymi otkhodami kak federalnyi ekologicheskii proekt* [Management of solid municipal waste as the federal ecological project]. *Geoekologiya*, 2019, no. 3, pp. 3–11. (in Russian)
- Saati T. *Prinyatie reshenij. Metod analiza ierarxij / Per. s angl.* R.G. Vachnadze [Decision making with the analytic hierarchy process]. Moscow, “Radio i svyaz” Publ., 1993, 278 p. (in Russian)
- Slyusar N.N., Vajzman Ya.I., Korotaev V.N. *Ocenka dolgozrochnykh emissij ob'ektov zahoroneniya tverdykh kommunal'nykh otkhodov: rezul'taty polevykh issledovaniy i laboratornogo modelirovaniya* [The estimation of long-term emissions from municipal solid waste landfill-sites: the results of field studies and laboratory modeling]. *Ekologiya i promyshlennost' Rossii*, 2016, vol. 20, no. 4, pp. 32–39. (in Russian)
- Tulokhonova A.V., Ulanova O.V. *Ocenka zhiznennogo cikla integrirovannyx sistem upravleniya otkodami* [Life cycle assessment of integrated waste management systems]. Moscow, Academy of Natural Sciences, 2013. Available at: URL: <https://www.monographies.ru/ru/book/view?id=267> (accessed 19.05.2020). (in Russian)
- Ulanova O.V., Starostina V.Yu. *Kratkij obzor metoda ocenki zhiznennogo cikla produkcii i sistem upravleniya otkodami* [A brief overview of the product life cycle assessment methodology and waste management systems]. *Sovremennyye problemy nauki i obrazovaniya*, 2012, no. 4. Available at: URL: <http://www.science-education.ru/ru/article/view?id=6799> (accessed 19.05.2020). (in Russian)
- Abeliotis K. Life cycle assessment in municipal solid waste management. *Integrated Waste Management. Vol. 1.* / S. Kumar, ed. InTech, 2011, pp. 465–482. Available at: URL: <https://www.intechopen.com/books/integrated-waste-management-volume-1/life-cycle-assessment-in-municipal-solid-waste-management> (accessed 19.05.2020).
- Ahlroth S., Nilsson M., Finnveden G., Hjelm O., Hochschorner E. Weighting and valuation in selected environmental systems analysis tools – suggestions for further developments. *Journal of Cleaner Production*, 2011, vol. 19, no. 2–3, pp. 145–156.
- Banar M., Cokaygil Z., Ozkan A. Life cycle assessment of solid waste management options for Eskisehir, Turkey. *Waste Management*, 2009, vol. 29, no. 1, pp. 54–62.
- Bhander G.S., Christensen T.H., Hauschild M.Z. EASE-WASTE – life cycle modeling capabilities for waste management technologies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2010, vol. 15, no. 4, pp. 403–416.
- Boer J., Boer E., Jager J. LCA-IWM: a decision support tool for sustainability assessment of waste management systems. *Waste Management*, 2007, vol. 27, no. 8, pp. 1032–1045.
- Bovea M.D., Ibáñez-Forés V., Gallardo A., Colomer-Mendoza F.J. Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study. *Waste Management*, 2010, vol. 30, no. 11, pp. 2383–2395.
- Chen X. *Life Cycle Assessment (LCA) of Five Municipal Solid Waste Management Systems (MSWMS): A Case Study of Nanjing, China*: Thesis of Master of Science. University of East Anglia, Norwich Research Park, UK, 2012, 48 p. Available at: URL: <https://pdfs.semanticscholar.org/ff80/a0fd04868b9cd-cadca48bcc31fcb6fd3951.pdf> (accessed 19.05.2020).
- Cleary J. Life cycle assessments of municipal solid waste management systems: A comparative analysis of selected peer-reviewed literature. *Environment International*, 2009, vol. 35, no. 8, pp. 1256–1266.
- CML-IA Characterisation Factors*. Available at: URL: <https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors> (accessed 19.05.2020).
- Cremiato R., Mastellone M.L., Tagliaferri C., Zaccariello L., Lettieri P. Environmental impact of municipal solid waste management using Life Cycle Assessment: The effect of anaerobic digestion, materials recovery and secondary fuels production. *Renewable Energy*, 2018, vol. 124, pp. 180–188.
- The Eco-indicator 95. Weighting method for environmental effects that damage ecosystems or human health on a*

- European scale: Final Report / M. Goedkoop*; PRé Consultants, DUIJF Consultancy BV. Netherlands, 1995, 89 p. Available at: URL: <https://www.pre-sustainability.com/download/EI95-FinalReport.pdf> (accessed 19.05.2020).
17. *The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment: Methodology Annex*; Third edition / M. Goedkoop, R. Spriensma; PRé Consultants B.V, 2001, 87 p. Available at: URL: [https://www.pre-sustainability.com/download/EI99\\_annexe\\_v3.pdf](https://www.pre-sustainability.com/download/EI99_annexe_v3.pdf) (accessed 19.05.2020).
  18. *Ecoinvent*. Available at: URL: <https://www.ecoinvent.org/home.html> (accessed 19.05.2020).
  19. *Finnveden G.* Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation & Recycling*, 1999, vol. 26, no. 3–4, pp. 173–187.
  20. *Finnveden G., Hauschild M.Z., Ekvall T., Guinée J., Heijungs R., Hellweg S., Koehler A., Pennington D., Suh S.* Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 2009, vol. 91, no. 1, pp. 1–21.
  21. *GaBi Database & Modelling Principles*, 2017, 194 p. Available at: URL: [https://www.gabi-software.com/fileadmin/GaBi\\_Databases/GaBi\\_Modelling\\_Principles\\_2017.pdf](https://www.gabi-software.com/fileadmin/GaBi_Databases/GaBi_Modelling_Principles_2017.pdf) (accessed 19.05.2020).
  22. *International Standard ISO 14040 Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*: Second edition 2006–07–01, 2006. 26 p. Available at: <http://www.cscses.com/uploads/2016328/20160328110518251825.pdf> (accessed 19.05.2020).
  23. *Introduction to LCA with SimaPro / PRé; M. Goedkoop, M. Oele, J. Leijting, T. Ponsioen, E. Meijer.* 2016, 80 p. Available at: URL: <https://www.pre-sustainability.com/download/SimaPro8IntroductionToLCA.pdf> (accessed 19.05.2020).
  24. *Kaazke J., Meneses M., Wilke B.-M., Rotter V.S.* Environmental evaluation of waste treatment scenarios for the towns Khanty-Mansiysk and Surgut, Russia. *Waste Management & Research*, 2013, vol. 31, no. 3. pp. 315–326.
  25. *Khandelwal H., Dhar H., Thalla A.K., Kumar S.* Application of life cycle assessment in municipal solid waste management: A worldwide critical review. *Journal of Cleaner Production*, 2019, vol. 209, pp. 630–654.
  26. *Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baun A., Ledin A., Christensen T.H.* Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science & Technology*, 2002, vol. 32, no. 4, pp. 297–336.
  27. *Kulczycka J., Lelek Ł., Lewandowska A., Zarebska J.* Life cycle assessment of municipal solid waste management – comparison of results using different LCA models. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2015, vol. 24, no. 1, pp. 125–140.
  28. *Liikanen M., Havukainen J., Viana E., Horttanainen M.* Steps towards more environmentally sustainable municipal solid waste management – A life cycle assessment study of Sao Paulo, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 2018, vol. 196, pp. 150–162.
  29. *Obersteiner G., Binner E., Mostbauer P., Salhofer S.* Landfill modelling in LCA – A contribution based on empirical data. *Waste Management*, 2007, vol. 27, no. 8, pp. S58–S74.
  30. *Ogundipe F.O., Jimoh O.D.* Life Cycle Assessment of Municipal Solid Waste Management in Minna, Niger State, Nigeria. *International Journal of Environmental Research*, 2015, vol. 9, no. 4, pp. 1305–1314.
  31. *Özeler D., Yetiş Ü., Demirer G.N.* Life cycle assessment of municipal solid waste management methods: Ankara case study. *Environment International*, 2006, vol. 32, no. 3, pp. 405–411.
  32. *Parkes O., Lettieri P., Bogle I.D.L.* Life cycle assessment of integrated waste management systems for alternative legacy scenarios of the London Olympic Park. *Waste Management*, 2015, vol. 40, pp. 157–166.
  33. *Ripa M., Fiorentino G., Vacca V., Ulgiati S.* The relevance of site-specific data in Life Cycle Assessment (LCA). The case of the municipal solid waste management in the metropolitan city of Naples (Italy). *Journal of Cleaner Production*, 2017, vol. 142, Part 1, pp. 445–460.
  34. *Ripaldi G.* *Life Cycle Assessment of Waste Management System. The case of Avezzano, Italy*: Master of Science Thesis. Stockholm, 2015, 124 p. Available at: URL: <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/79534/GloriaRipaldiFialDraft.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (accessed 19.05.2020).
  35. *Rodríguez-Iglesias J., Marañón E., Castrillón L., Riestra R., Sastre H.* Life cycle analysis of municipal solid waste management possibilities in Asturias, Spain. *Waste Management & Research*, 2003, vol. 21, no. 6, pp. 535–548.
  36. *SuperDecisions / Expert Choice*. Available at: URL: <https://superdecisions.com/> (accessed 19.05.2020).
  37. *Turner D.A., Beaven R.P., Woodman N.D.* Evaluating landfill aftercare strategies: A life cycle assessment approach. *Waste Management*, 2017, vol. 63, pp. 417–431.
  38. *Yay A.S.E.* Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. *Journal of Cleaner Production*, 2015, vol. 94, pp. 284–293.
  39. *Zhao Y., Wang H.-T., Lu W.-J., Damgaard A., Christensen T.H.* Life cycle assessment of the municipal solid waste management system in Hangzhou, China (EASEWASTE). *Waste Management & Research*, 2009, vol. 27, no. 4, pp. 399–406.

# METHODOLOGY OF ASSESSING THE ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE OF MUNICIPAL SOLID WASTE. CONCEPTUAL ISSUES AND EXAMPLES OF APPLICATION

T. I. Yuganova<sup>#</sup>

*Sergeev Institute of Environmental Geoscience, Russian Academy of Sciences  
Ulanskii per. 13, str. 2, Moscow, 101000 Russia*

<sup>#</sup>*E-mail: tigryu@gmail.com*

The review considers the methodology for assessing the life cycle of solid municipal waste from the standpoint of environmental protection, which is widely used in many countries, but almost not in Russia. The basic concepts of the methodology are presented, i.e., the life cycle scenario and its steps, assessment stages, impact categories and their indicators, functional unit, etc. The problem of weighting categories and its subjectivity is separately considered. An example of the applying life-cycle assessment (LCA) in Russia to estimation of the potential environmental impact of developed waste disposal scenarios for the city of Irkutsk is presented. Among foreign studies, several reviews of LCA applications have been noted. Frequently used software products are indicated. A number of available publications are presented on the specific experience of applying the LCA methodology, where more or less complete scenarios were studied, indicating the steps considered, the categories of impact and the detail of the results. Some of these studies are described. One of the last steps of the waste life cycle is considered separately – the environmental impact of the closed MSW landfill, in particular, the duration of the impact, which is recommended to be considered in the LCA. A study simulating the ingress of pollutants with leachate over a period of 10,000 years is presented under various scenarios of servicing the landfill with LCA by toxicity and eutrophication categories is presented, and the advantage of this approach over the usual assessment of the risk of groundwater pollution is shown.

**Keywords:** *MSW, waste life cycle, waste life cycle assessment (waste LCA), scenario, LCA stage, inventory analysis, impact assessment, impact category, impact category indicator, characterization, weighting, subjectivity, functional unit, closed landfill*