

**ВЛИЯНИЕ СОЕДИНЕНИЙ РТУТИ НА
УРОВЕНЬ ПРОДУКТОВ
СВОБОДНОРАДИКАЛЬНОГО ОКИСЛЕНИЯ В
ОРГАНИЗМЕ ЖИВОТНЫХ**

¹Пустовалова Л.М., ²Милаева Е.Р., ¹Кубракова М.Е.

¹*Ростовский Государственный Медицинский
Университет, Ростов-на-Дону,*

²*Московский Государственный Университет
им. М.В. Ломоносова, Москва*

В настоящее время одной из важнейших проблем экологии стало загрязнение биосферы экотоксикантами – химическими соединениями, количество которых достигает 400000 наименований. К экотоксикантам относят соединения тяжелых металлов органической и неорганической природы, которые поступают в окружающую среду в результате производственной деятельности человека. В результате токсичные соединения попадают в организм животных и человека, всасываются в кишечнике, попадают в кровь и разносятся к различным тканям организма, оказывая влияние на метаболизм. Широко распространённым представителем группы экотоксикантов являются соединения ртути.

В связи с вышеизложенным, целью настоящего исследования было изучить влияние органической соли ртути – ацетата ртути на интенсивность свободнорадикального окисления (СРО). Материалом исследования служили плазма крови и гомогенаты ткани печени, полученные от белых беспородных крысы обоего пола. Животные были разделены на 3 группы: 2 опытные и 1 контрольную. Животным опытных групп проводили внутривенное введение ацетата ртути в концентрации, которая вызывала у них признаки ртутной интоксикации (атаксия). Взятие крови производили через 24 часа после затравки (первая опытная группа), что соответствует первому ответу организма на действие соединений ртути; и через 5 суток (вторая опытная группа), когда происходит полное распределение ртути в органах и тканях организма (по данным литературы). Интенсивность СРО оценивали по накоплению продуктов перекисного окисления липидов: первичных – диеновых конъюгатов (ДК), вторичного – малонового диальдегида (МДА) и конечных – шиффовых оснований (ШО).

В результате проведенных исследований были получены следующие результаты: в плазме крови содержание ДК, МДА и ШО на первые сутки эксперимента достоверно увеличивалось на 60% ($16,24 \pm 0,65$ нМ/мл), 43% ($31,34 \pm 1,48$ нМ/мл) и 124% ($1,57 \pm 0,08$ ед. фл./мл) соответственно. В контрольной группе животных, где эти показатели были: ДК – $10,15 \pm 0,37$ нМ/мл, МДА – $21,99 \pm 0,79$ нМ/мл, ШО – $0,7 \pm 0,05$ ед. фл./мл. На пятые сутки эксперимента содержание ДК увеличилось вдвое и составило $21,32 \pm 2,09$ нМ/мл от контрольных значений. Уровень МДА остался таким же – $31,7 \pm 1,44$ нМ/мл от показателя в контрольной группы животных, а содержание ШО снизилось до значений близких к контрольным – $0,67 \pm 0,04$ ед. фл./мл.

При определении продуктов СРО в эритроцитах, через 24 часа от начала эксперимента, так же отмечали увеличение содержания ДК, МДА и ШО на 67%

($8,08 \pm 0,65$ нМ/мг Нб), 23% ($3,57 \pm 0,33$ нМ/мг Нб) и 47% ($0,66 \pm 0,04$ ед. фл./мг Нб) соответственно. В контрольной группе животных, где эти показатели были: ДК – $4,85 \pm 0,25$ нМ/мг Нб, МДА – $2,91 \pm 0,18$ нМ/мг Нб, ШО – $0,45 \pm 0,03$ ед. фл./мг Нб. На пятые сутки содержание ДК и ШО снизилось и стало на 26% ($3,61 \pm 0,19$ нМ/мг Нб) и 20% ($0,36 \pm 0,03$ ед. фл./мг Нб) ниже, чем в контрольной группе, а содержание МДА незначительно повысилось до 25% ($3,64 \pm 0,13$ нМ/мг Нб) от показателей в контрольной группе животных.

В печени на первые сутки от начала эксперимента содержание ДК и ШО достоверно увеличилось на 53% ($8,89 \pm 0,35$ нМ/мг белка) и 229% ($2,04 \pm 0,09$ ед. фл./мг белка), а содержание МДА было достоверно ниже на 69% ($2,34 \pm 0,19$ нМ/мг белка), относительно контрольных значений. В контрольной группе животных, где эти показатели были: ДК – $5,8 \pm 0,24$ нМ/мг белка, МДА – $7,48 \pm 0,41$ нМ/мг белка, ШО – $0,62 \pm 0,04$ ед. фл./мг белка. На пятые сутки отмечали снижение содержания ДК к значениям, близким к контрольным, и ШО до $6,27 \pm 0,65$ нМ/мг белка и $1,16 \pm 0,01$ ед. фл./мг белка. Уровень МДА, так же стремился к нормальным значениям, но оставался ниже показателей в контрольной группе животных на 17% ($6,24 \pm 0,52$ нМ/мг белка).

Изменение содержания продуктов СРО, которое мы наблюдали, подтверждает активацию его под действием токсических концентраций органических соединений ртути сразу во всех исследованных биосубстратах, после всасывания из кишечника.

**РАСЧЕТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ
ВРЕДНЫМИ ВЫБРОСАМИ ТЭС**

Федосов А.А.

*Исследовательский центр проблем энергетики
Казанского научного центра РАН,
Казань*

Работа посвящена расчету распределения приземной концентрации выбросов от нескольких точечных источников загрязнений. Дымовые трубы ТЭЦ или котельных в масштабе окружающей атмосферы рассматриваются как точечные источники, при расчете принимаются допущения однородной местности и неизменных метеорологических параметров. Условия рассеяния выбрасываемых в атмосферу веществ определяются классом устойчивости, поверхность характеризуется высотой шероховатости подстилающей поверхности. Используются эффективные методики расчета приземной концентрации [1,2], позволяющие свести расчет к последовательности аналитических выражений. Рассматриваются две прямоугольные системы координат – исходная, в которой заданы координаты источников выбросов и система, связанная с источником выброса. В работах [1,2] разработана методика расчета концентрации выбросов в системе координат, связанной с источником, обозначим координаты точки в этой системе координат как X и Y. Система координат, связанная с источником выброса, выбирается так, чтобы направление оси X совпало с направлением ветра, а сам источник находился в начале координат. Расчет загрязнения произвольной

области сводится к определению концентраций выбросов в узлах регулярной сетки, связанной с исходной системой координат (x, y). В каждой точке регулярной сетки рассчитывается концентрация выбросов, в ходе расчета требуется пересчет координат, поскольку применяемые формулы для приземной концентрации записаны в системе координат, связанной с источником выброса. При расчете распространения выбросов от нескольких источников используется принцип суперпозиции: рассчитываются поля концентрации от каждого источника во всех узлах исходной системы координат, для чего необходим пересчет координат, а затем в каждой точке исходной системы координат производится суммирование соответствующих концентраций от всех источников. Результаты численного расчета поля концентраций наиболее наглядно представляются в виде изолиний (линий равных значений приземной концентрации). В случае одновременного выброса нескольких загрязняющих веществ используется понятие приведенного выброса, характеризующего их суммарное действие. Предлагаемая методика позволяет моделировать изменение приземной концентрации выбросов в зависимости от класса устойчивости атмосферы, направления и скорости ветра. Разработанная методика использовалась для исследования влияния направления и величины скорости ветра на загрязнение атмосферы г. Казани и его окрестностей выбросами Казанских ТЭЦ. Показано, что с точки зрения значений приземной концентрации выбросов в центре города самыми неблагоприятными являются случаи южного и северо-западного ветра.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Федосов А.А. Распространение выбросов тепловых электрических станций в атмосфере. – Казань: Изд. КГЭУ, 2004.
2. Федосов А.А. Моделирование распространения выбросов вредных веществ в пограничном слое атмосферы //Теплоэнергетика. – 2006 г. № 5. – С.34-40.

ДИНАМИКА ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНЫХ КОМПЛЕКСОВ БЕРЕГОВОЙ ЗОНЫ КАСПИЙСКОГО МОРЯ

Юсуфов С.К., Алиев И.А.
ДФ РГПУ им. А.И. Герцена,
Махачкала

Колебания уровня Каспийского моря и связанные с ними колебания уровня грунтовых вод, их минерализации являются сильно действующими экологическими факторами, обуславливающими динамику почвенно-растительных комплексов. Последние служат чувствительными показателями состояния природных комплексов береговой зоны.

Рассмотрим изменения ландшафтов береговой зоны, характерные для регрессивной и трансгрессивной стадий Каспийского моря.

Понижение уровня моря и грунтовых вод, повышение их минерализации, наряду с интенсивным антропогенным воздействием - развитием оросительной

сети, увеличением нагрузки на пастбища, дорожным, промышленным, жилищным строительством и т.п., привели к усилению процессов опустынивания, захвативших все ландшафты равнинного Дагестана. Следует подчеркнуть, что процессы опустынивания характерны для ПТК хвалынской террасы и в настоящее время, несмотря на повышение уровня Каспийского моря.

Одним из главных признаков опустынивания является засоление почв.

Орошение - единственный источник получения гарантированных урожаев сельскохозяйственных культур на обширных пространствах Терско-Кумской равнины. Однако, почвы Северного Прикаспия развиты на сильно минерализованных каспийских отложениях и перспективы их орошения очень сложны. Наиболее активно процесс вторичного засоления и заболачивания проявляется на Терско-Кумской равнине в приканальных полосах в радиусе 100 м и вокруг рисовых чеков. Несмотря на то, что рис очень солеустойчивая культура, через 10 лет после ввода в эксплуатацию системы пятнистое засоление проявляется более чем на третьей части орошаемых земель. Очень часто засоленные рисовые чеки забрасываются и осваиваются новые.

Четким индикатором засоления на орошаемых участках является растительность. Так, галогигофит клубнекамыш морской (*Bolboschoenus maritimus*) индицирует начальные стадии засоления на рисовых чеках. Увеличение засоления почвогрунтов коррелирует с увеличением обилия этого растения, которое постепенно вытесняет рис.

В первые годы на заброшенном чеке образуется густой разнотравно-солеросовый травостой. Проектное покрытие достигает 100%. Прогрессирующее засоление и накопление токсичных солей в корнеобитаемом слое почвы способствуют формированию на таком чеке сообщества солеросовой галофитной пустыни.

Индикатором хлоридно-натриевых солей является значительное участие солероса в тростниковом травостое. Засоленность почвы у канала отражается на высоте и изреженности тростника (*Phragmites australis*). На расстоянии 20-50 м. от канала засоленность почв достигает максимума. Содержание токсичных солей увеличивается до 94% от всей суммы солей. Травостой почти чисто солеросовый, процесс опустынивания достигает очень сильной стадии как в растительном, так и в почвенном покровах.

Для периода падения уровня моря был характерен следующий динамический ряд почвенно-растительных комплексов: тростник - приморский солончак с однолетними галофитами - лугово-солончачовые почвы с многолетними галофитами - пустынная растительность.

При наблюдающемся сейчас подъеме уровня экологическая роль моря для прибрежной растительности становится особенно значительной. На Аграханском полуострове в результате трансгрессии моря затоплен и почти совершенно исчез пояс с однолетними галофитами, имевший в 1976 г. ширину 800 м. На это расстояние расширился пояс тростников. Урез моря вплотную подошел к дюнам. Дюны