

и «Нива-1». У коров племазавода «Рабитицы» содержание каротина в сыворотке крови было в пределах нормы.

Исследования показали, что наименьшее содержание мочевины в крови в стойловый период наблюдалось у коров во все фазы лактации и в сухостойный период в племазаводе «Гражданский». При физиологической норме 3,3–6,7 ммоль/л в крови обследуемых коров уровень мочевины в среднем составил 1,48 ммоль/л. Учитывая, что рационы были сбалансированы по энергии и протеину, вероятно уменьшение концентрации мочевины в крови вызвано нарушением функции печени.

У коров в племазаводах «Петровский», «Нива-1», «Лесное» высокое содержание мочевины в крови в I и II фазы лактации обусловлено избытком протеина в рационах вследствие скармливания больших количеств концентрированных кормов. В III фазу лактации и сухостойный период этот показатель был в норме. В племазаводе «Рабитицы» при оптимальных условиях кормления и сбалансированных рационах содержание мочевины в крови коров на протяжении лактации и в сухостойный период было в пределах физиологической нормы.

Мочевина в молоке дает представление о том, как животные усваивают корма и как соблюдается баланс между протеином и энергией.

В наших исследованиях концентрация мочевины в молоке в стойловый период в течение лактации была очень низкой у коров племазавода «Гражданский»; невысокой у животных в племазаводе «Рабитицы»; в пределах нормы (3,5–5,5 ммоль/л) в племазаводе «Нива-1». В племазаводе «Лесное» этот показатель был в норме у коров только в первой фазе лактации и в племазаводе «Петровский» – во II фазу лактации.

Исследования биохимического состава крови в летний период показали, что в основном азотистые и углеводные показатели у исследуемых коров не отклонялись от физиологической нормы.

В пастбищный период содержание мочевины в крови обследуемых коров было в основном в пределах физиологической нормы (3,3–6,7 ммоль/л). Только у высокопродуктивных коров в племазаводе «Гражданский» в первую

фазу лактации этот показатель несколько превышал физиологическую норму.

Содержание кальция было повышенным у животных племазавода «Рабитицы». Концентрация йода ниже физиологической нормы отмечена у коров племазавода «Лесное» ($1,84 \pm 0,14$ мг% при норме 5–9 мг%). Каротин в сыворотке крови всех высокопродуктивных коров был пониженным (0,25–0,76 мг% при норме 0,9–3,0 мг%), особенно у животных племазавода «Гражданский». Это видимо, связано с пониженным усвоением каротина из травяных кормов по причине низкого содержания сахара в рационах.

Биохимические исследования молока показали, что кетонные тела были в пределах физиологической нормы. Содержание общего йода было пониженным у коров племазавода «Лесное» (52,5 мкг/л, при норме 60–130 мкг/л). Молоко высокопродуктивных коров племазаводов «Гражданский» и «Рабитицы» по этому показателю соответствовало норме.

Концентрация мочевины в молоке в пастбищный период у коров племазаводов «Гражданский» и «Лесное» была ниже нормы (1,95–1,74 ммоль/л, при физиологической норме 3,5–5,5 ммоль/л), что указывает на проблемы с воспроизводством (1,74–1,95 ммоль/л, при норме 3,5–5,5 ммоль/л).

В племазаводе «Рабитицы» содержание мочевины в молоке коров было в норме в I и II фазы лактации. В III фазу лактации отмечено невысокое содержание мочевины в молоке. Корреляционная связь между мочевиной крови и молока носила положительный характер.

На основании проведенных исследований можно сделать предварительное заключение, что вспомогательным средством контроля за полноценностью кормления является определение мочевины в молоке и крови. Это позволит уменьшить потребление белка, уменьшит содержание азота в экскрементах животных и таким образом снизит необходимость применения дорогостоящих мероприятий в системах навозоудаления и в системах содержания животных. Оптимизация системы кормления высокопродуктивных коров снизит отрицательное воздействие на окружающую среду химически активного азота при производстве молочной продукции.

Экология и природопользование

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА Г. АЛМАТЫ МАТЕМАТИЧЕСКИМИ МЕТОДАМИ

Мынбаева Б.Н., Есиркепова А.С.

Казахский национальный педагогический университет им. Абая, Алматы,
e-mail: bmynbayeva@gmail.com

За период 2005–2009 гг. показано, что загрязнение воздуха г. Алматы Cd Си не превышало

ПДК, Pb – превышало ПДК. Отмечена большая загрязненность воздуха г. Алматы тяжелыми металлами в нижней части города, чем в верхней. Результаты математических исследований можно использовать при проведении мониторинга загрязнения воздуха г. Алматы тяжелыми металлами в работе отделов экологической информации и химико-аналитических исследований ДГП «Центр гидрометеорологического мониторинга» для оценки загрязнения природных объектов.

Общеизвестно, что ТМ в воздухе городов приводят к многочисленным проблемам медико-экологического и санитарно-гигиенического характера; последствия их присутствия достаточно опасны. Поскольку воздух г. Алматы, как и других городов [1, 2, 3 и др.], содержит определенное количество ТМ, целью наших исследований явилось: определение степени загрязнения атмосферного воздуха г. Алматы тяжелыми металлами, с составлением прогнозных моделей при помощи математических корреляционно-регрессионных и дисперсионных методов анализа.

Объекты и методы исследований

Объектом исследований служил воздух, отбираемый в определенных пунктах сети мониторинга г. Алматы с проведением совместных анализов на базе ДГП «Центр гидрометеорологического мониторинга». Отбор проб воздуха и их анализ на содержание тяжелых металлов проводили на 2 постах наблюдения за загрязнением воздуха (ПНЗ): ПНЗ 1 – ул. Амангельды, выше пр. Абая (Бостандыкский район); ПНЗ 12 – пр. Райымбека, уг. ул. Наурызбай батыра (Жетысуский район).

Определение содержания тяжелых металлов в атмосферном воздухе. Через фильтр «АВХ» пропускали 18 м³ воздуха, затем фильтр сжигали методом «мокрого озонения» в 4 мл HNO₃ (конц., ОХЧ), и выпаривали до влажных солей, приливали 0,3 мл H₂O₂ (конц.) и отстаивали 0,5 час. Затем выпаривали досуха; к сухому остатку приливали 0,2 мл HNO₃, доводили дистиллированной водой до объема 25 мл и измеряли содержание тяжелых металлов на спектрометре фирмы «Shumadzu» [4].

Полученные данные обрабатывали в программе Microsoft Excel и математическими методами корреляционно-регрессионного и дисперсионного анализов для составления прогнозных моделей загрязнения воздушного бассейна г. Алматы тяжелыми металлами с помощью программ «TotalComander 6.53-Sam» и «Mathcad».

Сроки наблюдений: 2006-2009 гг.

Результаты и обсуждение

Ранее нами были получены результаты химического анализа: содержание Cd в атмосферном воздухе г. Алматы не превышало ПДК (0,0003 мг/м³ [5]) по всем годам отбора проб воздуха. В 2006 и 2007 г. нами было показано увеличение содержания Pb зимой по сравнению с весенне-летними концентрациями: на ПНЗ 1 – 1 ПДК (0,0003 мг/м³ [5]), на ПНЗ 12 – 1,8 ПДК. Следует отметить большее загрязнение воздуха Pb в нижней части города, чем в верхней. Более значительное загрязнение Cu отмечено в нижней части города без превышения ПДК (0,002 мг/м³ [5]) на 2-х ПНЗ в течение всего анализируемого периода времени (2006-2009 гг.).

Для достижения поставленной цели после анализа данных, описанных выше, мы выбрали

2 ТМ (Pb и Cu), поскольку абсолютные концентрации Cd были минимальны (примерно в 34 раза меньше остальных).

На основании проведенных расчетов с помощью программ «TotalComander 6.53-Sam» и «Mathcad» отмечена линейная связь между содержанием Cu и Pb в воздухе г. Алматы в 2006 г. в воздухе верхней части города (ПНЗ 1).

Эта связь имела следующее эмпирическое уравнение:

$$Y = -5,231 + 2,834 \cdot X - 0,15 \cdot X^2. \quad (1)$$

Величина коэффициента корреляции $r = 601$ свидетельствовала о желательности увеличения числа измерений. Высокая сопряженность между Cu и Pb была лучше выражена в данных по ПНЗ 12 с эмпирическим уравнением регрессии:

$$Y = 3,404 + 0,05 \cdot X. \quad (2)$$

Полученный разброс данных наблюдений за содержанием Pb и Cu по ПНЗ 1 в корреляционном поле показал, что необходимо устранить случайные отклонения с помощью более тщательных анализов осенне-зимнего периода.

В 2007 г. по ПНЗ 1 было получено эмпирическое уравнение линейной регрессии:

$$Y = 0,01 + 468,754 \cdot X \quad (3)$$

по ПНЗ 12 – эмпирическое уравнение регрессии:

$$Y = 57,767 \text{EXP}(0,02 \cdot X). \quad (4)$$

Эти данные можно считать достаточно точными по коэффициентам корреляции, близким к 1, в течение всего года отбора и анализа проб воздуха г. Алматы.

Слабые функциональные связи Pb от Cu в воздухе отмечены в 2008 г., подтвержденные эмпирическим уравнением регрессии:

$$Y = 29,039 + 13,257 \cdot X + 3,829 \cdot X^2 \quad (5)$$

и другими статистическими коэффициентами корреляции.

По ПНЗ 12 в автоматическом режиме машиной выбрана 1 функция:

$$Y = 46,09 + 7,900001E - 02 \cdot X. \quad (6)$$

В 2008 г. установлена наиболее низкая степень сопряженности концентраций Pb и Cu в воздухе г. Алматы. В 2009 г. полученное уравнение регрессии:

$$Y = 0,01 \cdot X / 4345465 + X \quad (7)$$

по данным ПНЗ 1 оказалось не корректным из-за 6 измерений содержания Cu, равных весьма малым величинам 0,0001 мкг/м³, поэтому мы проанализировали корреляционно-регрессионный анализ только по ПНЗ 12.

Полученные статистические данные по ПНЗ № 12 показали обратную линейную регрессию:

$$Y = 79,454 - 0,24 \cdot X. \quad (8)$$

Поскольку полученные данные корреляционно-регрессионного анализа загрязнения воздуха г. Алматы не позволили нам сделать определенные выводы по загрязнению воздуха Си и Рb, мы решили провести дисперсионный анализ, который показал, что большинство корреляционно-регрессионных зависимостей связано не с изменением содержания Рb и Си в воздухе, а с другими факторами, как мы предполагаем, метеорологическими.

При полученных значениях коэффициентов Стьюдента и Фишера, доверительная зона измерений явилась небольшой, использование экспериментальных точек, что в целом, не позволило создать прогнозную модель загрязнения воздуха г. Алматы.

Таким образом, нами показана малая математическая достоверность данных по загрязнению воздуха г. Алматы Рb и Си в течение 2006-2009 гг. Полученные отклонения от теоретической линии регрессии Y по X позволили нам сделать рекомендации по улучшению системы мониторинга атмосферного воздуха на первом уровне: более тщательный отбор проб воздуха и анализ определения содержания ТМ в них, увеличение количества пунктов наблюдений и частоты отбора проб. По данным химического мониторинга (ПДК), а также с помощью математических методов нам не удалось оценить степень влияния ТМ на экологическое состояние воздуха и составить прогноз их экологической опасности.

Список литературы

1. Михайлюта С.В., Тасейко О.В. Уровень загрязнения приземной атмосферы Красноярска (холодный период) // ЭКП: Экология и промышленность России. – 2003. – № 10. – С.4-8.
2. Селегей Т.С. Оценка уровня загрязнения атмосферного воздуха городов Сибири // География и природные ресурсы. – 1994. – № 1. – С. 44-48.
3. Экологические и метеорологические проблемы больших городов и промышленных зон. – СПб.: РГМУ, 1999. – 179 с.
4. Методика выполнения измерения массовой концентрации металлов в атмосферном воздухе атомно-абсорбционным методом с электротермической атомизацией. М 02-09-99. – СПб., 1999. – 13 с.
5. Санитарно-эпидемиологические требования к атмосферному воздуху. – М.: 18.08.2004. – № 629.
6. Статистический сборник / под ред. Д. Раисова. – Алматы, 2009. – 58 с.
7. Куров Б.М. Как уменьшить загрязнение окружающей среды автотранспортом? // Алматы: Аналитический ежегодник. – 2008. – № 5. – С. 43-49.

МОНИТОРИНГ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛЕСНЫХ ФИТОЦЕНОЗОВ ПЕНЗЕНСКОЙ ОБЛАСТИ В 2007-2010 гг.

Титкин Г.И.

Федеральная служба по надзору в сфере образования и науки, Москва, e-mail grigorititkin@mail.ru

В прикладной радиоэкологии многие частные задачи в значительной степени были ранее решены в модельных экспериментах, на при-

мере глобальных выпадений и при работах на радиоактивном следе Чернобыльской аварии. В рамках изучения роли лесных экосистем при вторичном распределении радионуклидов было показано, что леса являются выраженными аккумуляторами радиоактивных (как и всех прочих техногенных) выпадений.

Аккумулирующий эффект лесных насаждений зависит от видового состава и проективного покрытия фитоценозов, климатических условий года и периода вегетации. В наибольшей степени радионуклиды поглощаются кронами хвойных деревьев, а также при нейтральных метеорологических условиях и в весенне-летний период максимального развития поверхности ассимилирующих органов у лиственных пород. В среднем коэффициент задерживания радиоактивных выпадений древесным ярусом принимают равным степени сомкнутости крон. Исключение составляют лиственные леса в межвегетационный период, когда деревья лишены ассимилирующих органов. Задерживающая способность древесного яруса в этом случае оказывается примерно в 3 раза меньше.

Еще одной особенностью как в первичном, так и вторичном распределении радионуклидов является так называемый «опушечный эффект». Он был отмечен в большей части зоны радиоактивного загрязнения при аварии на ЧАЭС и проявлялся в повышенном отложении радионуклидов в кронах деревьев, растущих на лесных опушках с наветренной стороны по отношению к источнику радиоактивного выброса.

В ходе работ по изучению радиоактивного загрязнения лесных фитоценозов Пензенской области 2006-2007 гг. были заложены как модельные эксперименты, так и полевые исследования. В настоящее время подтверждена одна из теорий радиоэкологии: на лесные массивы выпадает больше активности, чем на прилегающие безлесные участки. Показано, что лесные массивы ФГУ «Ахунский лесхоз» имеют плотность загрязнения по ^{137}Cs на 27% выше безлесных участков, а в ГУ «Лунинский лесхоз» – на 31%. Это связано в первую очередь с большей плотностью загрязнения последнего – > 3,45 Ки/км² на выбранном полигоне (против 1,17 Ки/км² в Ахунах), а, как следствие, и большей аппаратной точностью исследований.

Окончательное решение данного вопроса требует более широкомасштабных обследований лесных и прилегающих к ним безлесных территорий с сопоставлением картографических материалов по плотности загрязнения территории и растительного покрова. Вместе с тем, несмотря на дискуссионность рассматриваемого вопроса, уже сейчас с достоверностью можно констатировать, что леса по сравнению с другими наземными экосистемами являются выраженными биогеохимическими барьерами на пути миграционных потоков радиону-