

УДК 030*1

РАЗВИТИЕ ДРЕВЕСНЫХ КУЛЬТУР КАК БИОЛОГИЧЕСКИЙ ТЕСТ НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВ

В. И. САВИЧ, Е. Г. ХИМИНА, В. Д. НАУМОВ, С. Л. САЗОНОВ,
А. В. ПУХОВСКИЙ, И. А. ГОРКИНА

(Кафедра почвоведения)

На Лесной опытной даче МСХА проведено исследование зависимости содержания в растениях лиственницы катионов, в том числе тяжелых металлов, доли их положительно и отрицательно заряженных соединений, количества хлорофилла и карагиноидов, состояния растений от уровней уплотнения почв и загрязнения их тяжелыми металлами. Показано, что древесные культуры, в частности береза, лиственница, сосна, дуб, угнетаются в условиях загрязнения почв тяжелыми металлами при уровне ниже принятых ПДК. Предложено использовать состояние древесных культур в качестве индикатора загрязнения почв тяжелыми металлами.

Оценка устойчивости почв лесопарковой зоны мегаполисов к антропогенным стрессам, несомненно, представляет теоретический и практический интерес. Постоянное возрастание протонной нагрузки, степени рекреационных воздействий, подтопление территории и загрязнение мусором, водными и воздушными мигрантами приводят к снижению био-

продуктивности угодий. Это сопровождается как усиливающейся деградацией почв, так и уменьшением поступления в атмосферу кислорода, загрязнением водоемов и грунтовых вод. В конечном итоге развивающиеся процессы снижают фитосанитарную роль лесопарковых угодий.

Устойчивость почв к антропогенному воздействию опре-

деляется устойчивостью к деградации всех компонентов экологической системы (рельефа, растительности, биоты, почвообразующих пород).

При слабой устойчивости к деградации одного из компонентов экосистемы нарушается равновесие и в других компонентах. При этом устойчивость к разным антропогенным воздействиям (уплотнению, затоплению, кислотным осадкам, загрязнению) проявляется у разных почв и растительных ассоциаций в неодинаковой степени; состояние одних компонентов экосистемы влияет на устойчивость к деградации других компонентов экосистемы.

Актуальность и недостаточная разработанность данной проблемы и послужили основанием для проведения работ по оценке некоторых взаимосвязей в системе почва — древесные культуры с точки зрения их экологического состояния.

Объекты исследования

В качестве объектов исследования выбраны участки Лесной опытной дачи МСХА, территория которой испытывает значительный антропогенный стресс и имеет хорошо зафиксированную историю развития. Изучения проводились на дерново-подзолистых легко- и среднесуг-

линистых почвах разной степени гидроморфизма и оподзоленности, развитых на покровных отложениях и морене. Для сравнения брали образцы торфянисто-перегнойных глеевых почв депрессий. Проводили анализ почв и древесных пород на посадках лиственницы, березы, сосны, дуба в кварталах 4, б, 10.

По данным И. П. Гречина [3], $pH_{КС1}$ дерново-среднеподзолистых почв Л ОД колебалось от 3,5 до 4,6 при сумме поглощенных оснований от 1,2 до 7,8 мэкв/100 г, гидролитическая кислотность — от 3 до 16 мэкв/100 г при содержании подвижного Al — от 11 до 25 мг/100 г почвы. В дерново-слабоподзолистых почвах $pH_{КС1}$ составляет 4,0—4,5; в сильноподзолистых — от 3,8; в глеевых сильноподзолистых содержание подвижного Al доходило до 35 мг/100 г почвы.

Следует отметить, что с момента составления почвенной карты И. П. Гречиным в 1954 г. произошли существенные изменения в степени загрязнения почв (она усилилась), в степени переувлажнения (наблюдается усиление степени гидроморфности). В связи с развитием г. Москвы отмечается и увеличение среднегодовой и среднемесячной температуры, количества выпадающих осадков,

уменьшение солнечной радиации. Указанные причины приводят к изменению растительного и почвенного покрова территории, свойств почв. В основном происходит усиление степени гидроморфизма, уменьшение проективного покрытия древостоем, увеличение уплотнения, угнетение древостоя.

Для почв Москвы характерно уменьшение кислотности почв (pH_{H_2O} доходит до 8—9). Подкисление почв за счет выпадения кислотных осадков компенсируется ослаблением подзолообразовательного процесса вследствие загрязнения тяжелыми ме-

таллами, выпадения хвойных пород. В связи с указанным за период с 1954 г. существенного подкисления среды не произошло. По данным [9], pH_{KCl} в почвах 1 и 3 кварталов ЛОД составляло от 3,6 до 4,4 при содержании подвижного Al от 0,5 до 3 мг-экв/100 г почвы. По нашим данным, pH_{KCl} в 1999 г. на значительных площадях составляло 5,0.

О валовом содержании элементов в исследуемых почвах можно судить по данным табл. 1.

Содержание свинца в почвах 4 квартала в горизонтах A_1 , A_2 и B составило $56,2 \pm 9,2$, $16,1 \pm 3,1$ и $17,9 \pm 4,6$ мг/кг;

Т а б л и ц а 1
Валовое содержание некоторых элементов в исследуемых почвах ($n = 140$)

Генетический горизонт	Zn	Ni	Sr	Rb	Mn	Fe
	мг/кг					%

Легкосуглинистая и супесчаная на песке и супесе

A_1	$58,0 \pm 1,8$	$22,1 \pm 0,7$	$125,3 \pm 1,4$	$72,6 \pm 1,4$	$943,1 \pm 71,7$	$1,4 \pm 0,03$
A_2	$34,1 \pm 1,5$	$17,4 \pm 0,7$	$122,3 \pm 3,4$	$69,9 \pm 1,7$	$473,1 \pm 96,8$	$1,2 \pm 0,05$
B	$37,8 \pm 2,2$	$28,5 \pm 1,8$	$108,7 \pm 2,3$	$70,3 \pm 2,1$	$473,9 \pm 77,0$	$2,0 \pm 0,08$

Легкосуглинистая на суглинке

A_1	$58,4 \pm 4,3$	$23,9 \pm 2,2$	$125,6 \pm 2,7$	$76,0 \pm 2,1$	$855,5 \pm 152,9$	$1,5 \pm 0,1$
A_2	$37,1 \pm 2,1$	$18,4 \pm 0,8$	$128,4 \pm 1,9$	$76,1 \pm 2,2$	$421,3 \pm 48,0$	$1,2 \pm 0,1$
B	$43,9 \pm 1,0$	$29,4 \pm 1,3$	$119,2 \pm 3,8$	$80,9 \pm 2,0$	$348,1 \pm 21,3$	$2,0 \pm 0,1$

Среднесуглинистая на суглинке

A_1	$58,8 \pm 8,3$	$22,6 \pm 2,1$	$124,7 \pm 5,4$	$77,8 \pm 2,7$	$1011,3 \pm 55,0$	$1,4 \pm 0,1$
A_2	$36,5 \pm 3,9$	$15,7 \pm 1,1$	$128,7 \pm 8,4$	$65,9 \pm 4,0$	$401,2 \pm 143,2$	$1,3 \pm 0,1$
B	$40,5 \pm 1,1$	$30,6 \pm 1,9$	$116,4 \pm 3,3$	$71,7 \pm 3,0$	$377,4 \pm 56,2$	$2,2 \pm 0,1$

кобальта — соответственно $23,4 \pm 5,8$; $22,2 \pm 7,2$ и $39,9 \pm 0,1$; хрома — $14,1 \pm 4,4$; $3,7 \pm 1,0$ и $4,9 \pm 2,8$ мг/кг.

Данные табл. 1 показывают накопление в верхнем горизонте Zn, Rb и Sr, вымывание из горизонта A_2 Fe, Mn, Ni, некоторое уменьшение исследуемых элементов в супесчаных почвах.

Методика исследования

Целью исследования являлись выяснение связи состояния древесных культур с уровнем загрязнения почв и оценка возможности индикации уровня деградации почв по состоянию системы почва — растение. Валовой состав почв определяли рентгенофлуоресцентным методом; содержание подвижных форм тяжелых металлов — полярографически на атомном абсорбционном спектрофотометре, комплексообразующую способность почв — по эффективной растворимости в почвенных растворах труднорастворимых осадков Pb, Mg.

Подвижные формы элементов в растениях определяли, используя метод химической автографии на основе электролиза и метод химической автографии на основе ионитовых мембран. Недостаток растениям элементов питания и избыток токсикантов по поглотительной способности

их корневых систем оценивали по методике В. И. Савича и А. Данабай [13, 14]. Состояние растений изучали также по активности хлоропластов [16] с использованием систем обратной связи по активности фотосинтеза [14]. Определены pH, плотности, активности хлорофилла А, Б, каротиноидов, биологической активности почвенных растворов с использованием биотестов проведено по общепринятым методикам. Принятый уровень вероятности $P=0,95$.

Экспериментальная часть

Загрязнение почв Лесной опытной дачи МСХА тяжелыми металлами

Содержание тяжелых металлов в почвах ЛОД зависит от расстояния участка до автостреды и железной дороги, от растительного покрова, гранулометрического состава почв, типа почв и положения почв по рельефу. Игнорирование зависимости загрязнения почв от этих факторов в значительной степени затрудняет сравнение полученных материалов.

По данным [2], валовое содержание тяжелых металлов в почвах ЛОД составляло (в мг/кг): Cd — 0,54; Pb — 28; Ni — 14; Cr — 23; Zn — 38; Си — 8; Со — 10 при ОДК, по данным ряда авторов, для

Cd — 3-8; Pb — 100-400; Ni — 50-100; Cr — 75-100; Zn — 70-400; Cu — 60-125; Co — 25-50. В то же время при низком уровне загрязнения почв степень их загрязнения Pb, Cd, Zn составляет всего 130—150; 2—3 и 220—300 мг/кг при ОДК — соответственно 32-130; 0,5-2,0 и 55-220 мг/кг. Для песчаных и супесчаных почв ОДК тяжелых металлов несколько раз ниже, чем для кислых и нейтральных суглинистых и глинистых почв.

По [10], низкий уровень ПДК почв со слабокислой и кислой реакцией (мг/кг) составляет: для Pb — 100-150, Cd — 1-2, Zn — 150-200, Cu — 100-150, Ni — 100-150, Hg — 1-2. Фоновые содержания тяжелых металлов в пахотном горизонте почв России следующие: Cd — 0,45; Co — 7,5; Mn — 294; Si — 11,5; Ni — 21,6; Pb — 10,9; Cr — 28,0; Zn — 11,5 мг/кг [8]. Таким образом, учитывая литературные и наши данные (табл. 1), следует отметить, что на отдельных участках ЛОД содержание Cd близко к ПДК, Pb и Zn в ряде точек выше ОДК и ПДК.

В то же время, с нашей точки зрения, для оценки уровня загрязнения почв необходимо учитывать темп накопления токсикантов с течением времени и прогноз их изменения на перспективу.

Изменения загрязнения почв ЛОД тяжелыми металлами с 1910 г. по настоящее время

Содержание тяжелых металлов значительно изменилось за период с 1910 г. Так, по данным [1], за последние 80-90 лет в центре квартала б, в 30 м от магистрали квартала 14 и в 10 м от автомагистрали квартала 10 содержание Pb изменилось соответственно от 6 до 62, 104 и 139 мг/кг; содержание Cd — от 0,04 до 0,42, 0,74 и 0,65 мг/кг; Zn — от 11,5 до 45,5, 153 и 211 мг/кг. По данным [2], содержание Ni, Si, Co, Cd не увеличилось с 1910 г. В то же время количество Pb с 19 мг/кг возросло до 22 в 1952 г. и до 28 в 1992 г.; Zn — с 32 до 40 мг/кг (однако трудно обеспечить взятие образцов в одних и тех же точках и указанные изменения должны быть подтверждены с использованием статистических методов обработки).

Еще более значительные изменения отмечаются по уровню загрязнения при оценке сводного показателя загрязнения. За период с 1910 г. в почвах ЛОД и опытных полей ТСХА значительно возросла подвижность тяжелых металлов. Доля кислоторастворимых форм соединений никеля, хрома, свинца и цинка от валового их содержа-

ния в почве увеличилась в зависимости от слоя почвы соответственно в 2—5; 3—4; 1,5—3 раза. Суммарный показатель загрязнения 0—20 см слоя почвы опытного участка тяжелыми металлами, рассчитанный по валовому содержанию, равен 4, по концентрации кислоторастворимых форм — 14 [2].

Проведенные нами полярнографические определения содержания в почвах кислоторастворимых форм соединений Pb, Cu, Ni, Zn, Cd показали в некоторых точках парка и повышенное содержание Cd.

По нашим данным, содержание водорастворимого железа в исследуемых почвах колеблется от 0,4 до 2,5 мг/л, магния — от 0,5 до 1,9 мг/л, марганца — от 0,08 до 0,29 мг/л. При этом концентрация железа в растворе соответствует эффективной растворимости $Fe(OH)_3$, концентрация Mn близка к эффективной растворимости $MnHPO_4$. Содержание Pb составляет 0,1 мг/л, что ниже растворимости наименее растворимого осадка $Pb_3(PO_4)_2$. Концентрации водорастворимых Cu, Zn, Cd, Ni также были ниже эффективной растворимости их возможных осадков и, очевидно, контролируются процессами ионного обмена и комплексообразования.

Все изложенное выше свидетельствует о незначительном и только локальном загрязнении почв ЛОД тяжелыми металлами. Однако это не устраняет их отрицательного действия на биоту.

*Влияние загрязнения почв
ЛОД тяжелыми
металлами на биоту почв*

На загрязненных Pb почвах ЛОД, по данным [11], отмечается сокращение видового состава и разнообразия почвенных микроорганизмов в прикорневой зоне сосны, березы, дуба. Наиболее чувствительными к загрязнению оказались виды рода *Bacillus*. В [1] указывается, что на загрязненных почвах ЛОД наблюдаются нарушение репродуктивных функций актиномицетов, увеличение доли лучистых грибов. Изменения под влиянием загрязнения микробиологической активности отрицательно сказываются и на плодородии почв, состоянии лесных насаждений, на разложении продуктов растительного опада. В основном отмечается уменьшение азотфиксации и, следовательно, накопление биомассы. По нашим данным, на загрязненных почвах и с высокой степенью уплотнения уменьшаются оптическая плотность почвенных растворов (при D_{465}), их комплексо-

образующая способность и биологическая активности, оцениваемая по прорастанию семян.

Очевидно, воздействие токсикантов на почву и биоту определяется не их валовым содержанием, а активностью и содержанием активных компонентов. Эти показатели зависят от pH и Eh среды, ионной силы раствора, присутствия в растворе других ионов, комплексообразования, прочности связи ионов с твердой фазой почвы и толерантности к ним корневых систем растений и биоты.

Распределение элементов по профилю почв ЛОД под влиянием растений

Устойчивость почвенного покрова к антропогенным стрессам определяется в значительной степени воздействием растительного покрова на почву. Растения могут сдерживать развитие деградации почв, препятствуя развитию эрозии, уплотнения, загрязнения, заболачивания. В то же время образующиеся при разложении растительно-

го опада органические вещества существенно изменяют миграцию в почве тяжелых металлов, их состояние. Образующиеся при разложении органических остатков кислоты являются одним из важных факторов деградации почв, связанной с их подкислением.

Перераспределение по профилю Fe, Mn в первом приближении может служить индикатором развития элювиально-иллювиального процесса, а перераспределение по профилю Sr (аналога Ca) и Rb (аналога K) — индикатором развития биологического накопления. Влияние растений на развитие элювиально-иллювиального процесса можно определить, используя условный показатель — коэффициент элюирования.

$$K_3 = [(C_B - C_{A_2}) / C_{A_2}] \times 100,$$

где C_B , C_{A_2} — содержание элементов соответственно в горизонтах B и A_2 (горизонтах накопления и элюирования элементов). Для почв ЛОД (кварталы 4, 5, 7) эти показатели приведены в табл. 2.

Т а б л и ц а 2

Коэффициенты элюирования элементов в почвах под различными древесными насаждениями

Насаждения	Fe	Mn	Zn	Sr	Pb
Береза	160,0	73,5	33,3	17,6	29,0
Лиственница	64,3	10,0	43,6	-25,1	14,9
Сосна	110,0	28,4	54,5	4,4	9,8

Растительный опад напочвенного покрова под древостоем березы, лиственницы, сосны (Б>9; Л>9; С>9) по-разному влиял на миграцию элементов из горизонта А₂ в горизонт В. Опад березы в большей степени способствовал элюированию Fe, Mn, Sr, Pb, чем опад других сравниваемых пород.

Большее количество водорастворимых органических веществ, выщелачиваемых из свежих листьев лиственных пород (190-490 г/м²) по сравнению с хвойными породами (128 г/м²), также отмечается для подзоны южной тайги [6]. При этом выделенные фракции характеризовались высокими константами диссоциации (рК_d = 3,2-4,7), т. е. относились к сильным кислотам, и обладали значительной комплексообразующей способностью. По литературным данным, отрицательные ло-

гарифмы констант нестойкости комплексов Рb²⁺ с фульвокислотами и гуминовыми кислотами имеют порядок величин 4,0-6,2; 8,3; а для Cd²⁺ — соответственно 6,3 и 5,5 [17]. Константы устойчивости комплексов поливалентных металлов с лигандами водорастворимого органического вещества почв (рК_н) достигают 10—20 [5].

Проведенное нами определение комплексообразующей способности почвенных растворов показало ее значительное увеличение на неуплотненных почвах по сравнению с уплотненными, на незагрязненных почвах по сравнению с загрязненными. Различной комплексообразующей способностью обладали продукты разложения не только листьев и хвои, но и различных травянистых растений. Большой комплексообразующей способностью отличались продукты

Т а б л и ц а 3

Влияние комплексообразующей способности десорбентов на вытеснение катионов из почв

Параметр	Mn	Zn	Pb	Fe	Mg	Cu
Z — ЭДТА	2	5	1	172	1	10
рК _m ЭДТА	17	21	16	32	13	22
Z — nТА	1	1	0,1	2	1	1
рК _m — nТА	8,5	107	11,4	26	5,4	13,1

Примечание ^ — ЭДТА и Z — nТА — соотношение количества ионов в растворе KCl + комплексон и в растворе KCl; рК_m — ЭДТА, рК_m — nТА — отрицательные логарифмы констант нестойкости комплексов металлов с ЭДТА и nТА для Me²⁺ и протонированных форм.

разложения дудника по сравнению с крапивой и снытью.

Инфракрасные спектры водорастворимого органического вещества также показали наличие комплексных соединений органических лигандов с поливалентными катионами. Аналогичные данные приводятся в [7].

Возможность передвижения катионов по почвенному профилю исследуемых почв под влиянием комплексообразователей подтверждается полученными нами данными о вытеснении ионов из почв растворами фонового электролита 0,1н. KCl с добавлением комплексонов ЭДТА и НТА (0,01н.). При этом степень вытеснения катионов из почв была пропорциональна константам устойчивости образующихся комплексов.

В то же время растительный покров является причиной биологического накопления ряда элементов и гумуса в верхнем горизонте почв. При этом накопление гумуса чаще способствует увеличению устойчивости почв к деградации (увеличению буферной емкости почв). Накопление разных элементов влияет на устойчивость почв к деградации неоднозначно. В табл. 4 приведены данные о биологическом накоплении элементов в почвах ЛОД. В качестве условного коэффициента биологического на-

копления принята величина

$$K_b = [(C_a - C_c)/C_c] \times 100;$$

где C_a и C_c — содержание элементов в верхнем горизонте A] и в породе.

Т а б л и ц а 4

Коэффициенты биологического накопления элементов в почвах ЛОД под различными культурами

Насаж- дения	Fe	Mn	Zn
Береза	26–35	49–38	17–47
Листвен- ница	–5	700	150
Сосна	28–35	300	88–14

По полученным данным, под березой Fe, Mn, Zn накапливается меньше, чем под другими культурами. В то же время под березой почвы более гумусированы.

Взаимосвязь состояния почв и древесных культур

Древесные культуры накапливают в своих кронах элементы питания и токси-каны в зависимости от содержания их активных форм в почве, селективности корневых систем и особенностей процессов метаболизма.

Так, в европейской части России в травянистом покрове содержание Pb составляет 0,3–17 мг/кг, Cd — 0,09–1,5; в древесном покрове — соответственно 0,8–8,4 и 0,13–0,56 [12].

**Прирост модельных деревьев лиственницы на исследуемых
пробных площадках**

№ площадки	Прирост, см		
	за 3 года	за 5 лет	за 10 лет
<i>Старовозрастные насаждения</i>			
1 — здоровые деревья	1,4±0,2	2,2±0,2	4,0±0,3
2 — угнетенные	1,1±0,1	1,8±0,1	3,5±0,1
<i>Молодые насаждения</i>			
3 — угнетенные	0,8±0,1	1,5±0,1	3,9±0,1
4 — здоровые	1,1±0,1	1,8±0,1	4,6±0,1

Для исследования связи состояния почв и древесных культур были выбраны 4 пробные площадки в 4, 5, 7-м кварталах (табл. 5).

Почвы под здоровыми и угнетенными деревьями были аналогичны, имели одинаковую плотность и влажность, близкие агрохимические показатели. Они не различались существенно по содержанию подвижных Zn, Cu, Mn, Fe, Pb, Cd при слабом загрязнении Zn, Pb. В связи с этим задачей исследования являлось выяснение причин угнетения растений. Согласно литературным данным, загрязнение культур тяжелыми металлами приводит к уменьшению в них активности хлоропластов, содержания пигментов и хлорофилла. Нарушение процессов метаболизма должно повлечь за собой уменьшение доли в растениях отрицательно заря-

женных связанных в комплексы соединений Ca, Mg, Fe, Mn, Si, Zn. При этом и более вероятно изменение соотношения $(Ca+Mg)/(Fe+Mn)$ и Ca/Fe [13]. По полученным нами данным, угнетенные растения отличаются от лучше развитых содержанием катионов в клеточном соке, а также и содержанием и соотношением подвижных соединений катионов, определяемых в почвах и растениях с использованием метода химической автографии. Так, на пробной площадке 2 по сравнению с площадкой 1 и на 3 по сравнению с 4 (т. е. на участках с худшим развитием лиственницы) отмечается более узкое отношение $(Ca+Mg)/(Fe+Mn)$ и более широкое отношение CaL^{n+}/FeL^{n+} (табл. 6).

В ксилемном соке угнетенных деревьев (площадки 2 и 3) по сравнению с ксилемным соком лиственниц (площадки

Т а б л и ц а 6

Соотношение подвижных соединений катионов
в исследуемых почвах

№ площадки	(Ca+Mg)/(Fe+Mn)	CaL ⁿ⁺ /FeL ⁿ⁺ VI месяца
1 — здоровые деревья	26,7	28,7
2 — угнетенные	22,9	52,8
3 — угнетенные	25,0	45,6
4 — здоровые	28,5	36,2

Т а б л и ц а 7

Соотношение катионов в кислом соке лиственницы
(поглощаемых тА ЭДТА)

№ площадки	(Ca+Mg+K)/(Fe+Mn)	Fe/Mn
1 — здоровые деревья	4,1	6,9
2 — угнетенные	3,6	5,3
3 — угнетенные	5,4	2,4
4 — здоровые	5,8	2,9

1 и 4) уже соотношения (Ca+Mg+K)/(Fe+Mn) и Fe/Mn (табл. 7).

Соотношение Ca/Fe в среднем в корнях, хвое и керне лиственниц для площадки 1 составляло соответственно 26,8; 13,8 и 80,1; для площадки 2 — 25,3; 28,2 и 32,6; 3 — 19,3; 8,3 и 16,1; 4 — 20,9; 11,6 и 17,3 мг/л при определении методом химической автографии на основе электролиза. На площадках с худшим состоянием растений отмечается в основном более узкое отношение Ca/Fe в корнях, в керне и хвое. Это соответствует и более узкому отношению (Ca+Mg)/(Fe+Mn) в почве этих площадок. Суммарное содержание Fe, Mn

в почве и в отдельных органах коррелирует достаточно хорошо. Однако для содержания положительно и отрицательно заряженных соединений зависимости более сложные (табл. 8).

Недостаток Ca в хуже развитых растениях по сравнению с лучше развитыми приводит к менее активной деятельности в растениях ферментативных систем. В хвое лиственницы молодого возраста (площадки 3, 4) для растений, отличающихся меньшей продуктивностью (площадка 3), отмечается и меньше количество пигментов — хлорофиллов А и Б, более узкое отношение хлорофиллов А и Б к содержанию каротиноидов.

Т а б л и ц а 8

Связь содержания положительно и отрицательно заряженных соединений Fe, Mn в почве и органах лиственницы (мг/л)

Ион	Образец	Почва		Корни		Хвоя		Жерн	
		+	-	+	-	+	-	+	-
Fe	1	1,6	1,8	1,1	1,0	1,3	2,5	0,3	0,8
	2	2,1	4,1	1,8	2,9	7,1	6,5	1,7	2,4
Mn	1	0,7	0,8	1,3	0,6	0,6	0,6	0,7	0,5
	2	2,7	0,2	0,8	2,6	0,8	0,6	4,9	0,6

Т а б л и ц а 9

Содержание пигментов в исследуемых растениях (мг на 1 г сырой массы). VIII месяц

Площадка	Хлорофилл		Каротиноиды	$\frac{X_{лА} + X_{лБ}}{\text{каротиноиды}}$
	А	Б		
3	1,3	0,8	0,5	0,4
4	1,5	1,0	0,5	0,5

С использованием непараметрических критериев различия выводы подтверждаются для всех сроков определения.

Таким образом, исследования показали достаточно тесную связь химического состава почв и растений. Это дает основания использовать состояние древесных культур в качестве индикатора на загрязнение почв.

В то же время следует отметить, что угнетение растений под влиянием различных неблагоприятных факторов взаимосвязано. Дegradация растений под влиянием загрязнения уменьшает их устойчивость к уплотнению, развитию анаэробнозиса, уп-

лотнению и подкислению. Аналогично угнетения растений под влиянием любого из перечисленных факторов уменьшает их устойчивость к загрязнению. Видимо, этим объясняется наблюдаемая нами деградация древесных культур при слабом уровне загрязнения почв Pb, но при одновременном уплотнении, действии воздушных токсикантов, временном анаэробнозисе.

Для почв наблюдаются более сложные зависимости взаимовлияния факторов, вызывающих их деградацию. Так, загрязнение почв тяжелыми металлами может увеличить устойчивость почв к подкислению и развитию оглеения.

Методы индикации загрязнения почвы по анализу состояния древесных культур

При оценке степени загрязнения используют следующие показатели лесных сообществ: наличие и количество сухостоя, наличие и выраженность сувершинности, степень ажурности кроны деревьев, прирост ствола (в мм), наличие и выраженность некроза листьев (хвои), развитие и видовой состав травянистого яруса, его фитомасса, отсутствие или присутствие лишайников, их видовой состав и фитомасса. На основании этих показателей предложена формула расчета индекса деградации фитоценоза:

$$\text{ИДФ} = \left(n \sum_{i=1}^n \right) A_{ij} / A_{iq},$$

где A_{ij} — изменение i -го показателя; A_{iq} — контрольное значение i -го показателя [15].

Ряд авторов отмечают, что растения являются чувствительными индикаторами загрязнения. Согласно [12], допустимое для сельскохозяйственных культур содержание Cd в почве — 1-5 мг/кг; критическое, вызывающее ухудшение развития растений на 10% — 20-50 мг/кг.

Однако древесные растения имеют значительно более

длительный жизненный цикл по сравнению с травянистыми. Токсикант в них многократно включается в процессы метаболизма и в большей степени может накапливаться. В большинстве случаев растения начинают угнетаться при более низких концентрациях токсикантов в почвах. Так, в [4] указывается, что зона высокого влияния тяжелых металлов на растения наблюдается при их содержании в почве равным 0,85-0,95 ПДК. При этом отмечается наличие более 45% сухостоя в древостое и более 70% отпада ели. Среднее влияние концентрации тяжелых металлов на растения отмечается при уровне их в почве равным 0,6-0,85 ПДК. Это соответствует наличию 25% сухостоя в древостое и 50-70% отпада ели. Зона слабого влияния тяжелых металлов на растения соответствует их концентрации в почве на уровне 0,1-0,5 ПДК, что соответствует наличию около 25% сухостоя и 30~50% отпада ели. Такие концентрации тяжелых металлов встречаются и в почвах Лесной опытной дачи МСХА, что и определяет угнетение здесь древесных культур.

Однако, как показали наши исследования, помимо общего состояния растений, хорошим индикатором несбалансированного питательного

режима почв и уровня их загрязнения являются поглощательная способность корневых систем растений, содержание и соотношение положительно и отрицательно заряженных соединений ионов в органах растений, градиент концентрационного потенциала между отдельными органами, содержание хлорофилла и каротиноидов, активность хлоропластов и параметры фотосинтеза растения.

Оценка загрязнения по поглощательной способности корневых систем растений основана на том, что если почва загрязнена каким-либо элементом, то извлеченные из почвы растения и помещенные в питательный раствор не поглощают из последнего этот элемент, а чаще выделяют в него. Так, дуб и клен, растущие на торфянисто-подзолистой почве, поглощали (после их выкапывания и помещения в питательный раствор) в 2-5 раз больше Рb, Си, чем такие же растения на соседних участках дерново-подзолистой почвы (квартал 4). Причем растущие на обоих почвах растения после погружения их в питательный раствор выделяли ион цинка, что свидетельствовало о его избытке. При этом наиболее информативным являлось вычисление рядов

селективности для поглощения ионов различными растениями на различных почвах.

Оценка загрязнения почв по активности хлоропластов растений основана на принципе обратной связи: введение элементов в суспензию хлоропластов — идентификация ответной реакции растений по активности хлоропластов.

Если растение загрязнено каким-либо ионом, то его дополнительное введение в суспензию хлоропластов значительно понижает их активность. Нами предложена модификация этой методики. В растения в полевых условиях электрофоретически вводили различные элементы, в том числе тяжелые металлы, а затем и контроле и по вариантам определяли активность хлоропластов. Исследования проведены на торфяно-перегнойно-глеевой дерново-подзолистой почве на растениях клена, березы, дуба. По полученным данным, электрофоретическое введение в листья Рb, Zп, Си привело не только к их избытку, но в значительной степени изменило степень недостатка и избытка и других элементов в связи с нарушением процессов метаболизма.

С нашей точки зрения, перспективной является оценка загрязнения почв и его влия-

ния на растения, в основе которой лежит принцип обратной связи: введение токсикантов в почву — идентификация ответной реакции растений, развивающихся на этой почве, по параметрам фотосинтеза. С технической точки зрения исследования проводятся в суспензии почв 1:1. Так, при введении в дерново-подзолистую почву первой дозы РБ активность фотосинтеза упала с $8,98 \pm 1,37$ до $4,53 \pm 2,18$; при введении повышенной дозы — до $1,1 \pm 0,5$ ммоль/м² в 1 сек. Аналогичная тенденция сохранялась и для других листьев. Для второго листа — соответственно $3,87 \pm 0,65$; $2,61 \pm 0,85$; $1,85 \pm 0,75$. Для третьего листа — $7,86 \pm 1,22$; $3,77 \pm 1,73$; $1,85 \pm 1,04$.

Заключение

Устойчивость почвенного покрова и его деградация в значительной степени зависят от устойчивости к антропогенным воздействиям растительного покрова. При малой устойчивости к деградации растительного покрова уменьшается устойчивость к деградации и почв. Устойчивость к антропогенным воздействиям растительного покрова определяется устойчивостью древесных, кустарниковых и травянистых рас-

тений к воздушному загрязнению, к кислотным осадкам, выщелачиванию, явлению анаэробии и уровню и составу грунтовых вод, к неблагоприятным свойствам почв, появляющимся при их деградации. Толерантность растений определяется типом фотосинтеза и особенностями их метаболизма, спецификой строения подземных органов и корней, сорбционными свойствами корневых систем исследуемых растений.

ПДК определяется критериями нарушения функционирования системы. Для лесопарковой зоны критерием благополучной экологической ситуации прежде всего является нормальное развитие растений, в меньшей степени — миграция токсикантов в грунтовые воды и перенос в виде пыли по воздуху. При этом нормальное развитие растения должно обеспечиваться для видов, способных к произрастанию на данной территории по совокупности внешних условий, обеспечивающих фитосанитарный и эстетический эффекты насаждений. (Очевидно, такие требования можно применить и по всей совокупности свойств почв.)

При оценке ПДК тяжелых металлов в системе почва — растение для лесопарковой зоны следует учитывать тес-

ные взаимосвязи в этой системе. С одной стороны, растения начинают угнетаться при значительно меньших концентрациях тяжелых металлов в почвах, чем ПДК. Очевидно, что для разных групп растений и ценозов, для определенных внешних условий угнетение растений будет отмечаться при различных значениях концентраций токсикантов. С другой, осадки, стекающие с наземной части растений, продукты разложения растительного опада и корневые выделения обладают значительной кислотностью и комплексообразующей способностью. Это приводит к растворению осадков тяжелых металлов, попадающих в почву, к увеличению их подвижности и перераспределению по почвенному профилю. Очевидно, что под разными растениями и ценозами в зависимости от внешних условий характер образующихся продуктов будет неодинаков. Следовательно, различным будет влияние ценозов на подвижность тяжелых металлов в почве и на их предельно допустимый уровень.

Выводы

1. В почвах Лесной опытной дачи МСХА содержание валовых форм тяжелых ме-

таллов на большинстве территории ниже ПДК, однако это не спасает древесные культуры от угнетения и гибели. В связи с длительной жизнью древесных культур и спецификой процессов метаболизма и поглощения ионов для них должны устанавливаться свои уровни ПДК.

2. Установлена достаточно четкая корреляция между загрязнением почв и их химическим составом, приростом растений, соотношением в них положительно и отрицательно заряженных соединений ионов, составом клеточного сока, содержанием хлорофилла и каротиноидов. Данные показатели целесообразно использовать при оценке степени загрязнения почв как индикаторные.

3. При оценке уровня загрязнения почв возможно использование принципов обратной связи: введение токсикантов в суспензию хлоропластов, в лист, в почву — идентификация ответной реакции растений по активности хлоропластов, параметрам фотосинтеза.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Грачева Н. М.* Влияние антропогенного загрязнения на лесорастительные свойства

ва дерново-подзолистых почв. Автореф. канд. дис. М., ТСХА, 1992. — 2. *Гребенникова В. В.* Агроэкологическая оценка состояния дерново-подзолистой почвы и качества растениеводческой продукции при длительном сельскохозяйственном использовании в зоне интенсивной антропогенной нагрузки. Автореф. канд. дис. М., ТСХА, 1997. — 3. *Гречин И. П.* Почвы лесной опытной дачи ТСХА. Изв. ТСХА, 1957, № 1 (14), с. 118—127. — 4. *Гришина Л. А.* Воздействие тяжелых металлов на биогеоценозы. — В сб.: Тяжелые металлы в окружающей среде и охрана природы. М., 1988. — 5. *Кауричев И. С., Карпунин А. И., Степанова Л. П.* Изучение состава и устойчивости водорастворимых железоорганических комплексов. — Почвоведение, 1979, № 2, с. 39—52. — 6. *Кауричев И. С., Яшин И. М., Черников В. А.* Теория и практика метода сорбционных лизиметров в экологических исследованиях. М., МСХА, 1996. — 7. *Кончиц В. А., Черников В. А.* Роль водорастворимого органического вещества в миграции тяжелых металлов. — Сб. науч. тр. ЦИНАО. М., 1986, с. 76—82. — 8. *Кузнецов А. В., Ратников А. И., Белова Н. Б. и др.* Влияние тяжелых металлов на продуктивность с.-х. культур на дерново-под-

золистых почвах. — Сб. науч. тр. ЦИНАО, 1986, с. 13—18. — 9. *Мосина Л. В., Грачева Н. М., Кузнецов А. В. и др.* Изменение подвижности тяжелых металлов в дерново-подзолистых почвах под влиянием антропогенного воздействия. — Сб. науч. тр. ЦИНАО, М., 1986, 23—27. — 10. *Обухов А. И., Ефремов Л. Л.* Охрана и рекультивация почв, загрязненных тяжелыми металлами. — Сб.: Тяжелые металлы в окружающей среде и охрана природы. М., 1988, ч. 1, с. 23—36. — 11. *Переверзева А. Л., Кузнецов Е. В.* Влияние уксуснокислого свинца на состав микрофлоры и азотфиксирующую способность под некоторыми лесными насаждениями. — Докл. ТСХА, 1985, с. 21—43. — 12. *Переунина Р. И.* Состояние кадмия в дерново-подзолистых почвах и поступление его в растения. Автореф. канд. дис., М., МГУ, 1983. — 13. *Савич В. И., Трубицина Е. В.* Оценка состояния системы почва — растение по содержанию и соотношению положительно и отрицательно заряженных соединений. — Почвоведение, 1990, № 9, с. 61—72. — 14. *Савич В. И., Савич Л. В., Вишняков Ю. Л.* Оценка предельно допустимой концентрации свинца по активности фотосинтеза. — Докл. АН России, 1993. Общая био-

- логия, т. 333, с. 121—123. — 15. Степанов А. М. К методике расчета индекса деградации биогеоценозов под воздействием выбросов промышленных предприятий. — В сб.: Мониторинг лесных экосистем. Каунас, 1986. — 16. Ягодин Б. А., Плешков А. С. Диагностика минерального питания растений. — Метод, указания. М.: ТСХА, 1988. — 17. Schnitzler M. Soil organic matter. Elsevier Amsterdam, 1978.

*Статья поступила
20 октября 2000 г.*

SUMMARY

Larch plants were investigated on dependence of cations content in them, including heavy metals, the portion of their positively and negatively charged compounds, the amount of chlorophyll and caratinoids, condition of plants on the levels of soil compaction and contamination with heavy metals. It is shown that wood cultures (birch, larch, pine, oak) are inhibited when soil contamination is higher than the adopted maximum tolerable concentrations. It is suggested to use the condition of wood cultures as indicator of soil contamination with heavy metals.