

ОРИГИНАЛЬНЫЕ
СТАТЬИ

УДК 630*18 : 630*524.34 : 582.475 (1–21)

**ФАКТОРЫ ТРАНСФОРМАЦИИ СОСНОВЫХ НАСАЖДЕНИЙ
В РАЙОНЕ ГОРОДА ЕКАТЕРИНБУРГА***

© 2015 г. С. А. Шавнин¹, Д. В. Веселкин², Е. Л. Воробейчик²,
В. А. Галако¹, В. Э. Власенко¹

¹ Ботанический сад УрО РАН

620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202а

² Институт экологии растений и животных УрО РАН

620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

E-mail: denis_v@ipae.uran.ru

Поступила в редакцию 02.12.2014 г.

На примере сосновых насаждений естественного происхождения, произрастающих на территории Екатеринбурга и за его пределами (48 пробных площадей, расположенных на разном удалении до центра города), изучена связь состояния деревьев и древостоев *Pinus sylvestris* с уровнем антропогенной нагрузки и степенью фрагментации местообитаний. Для характеристики уровня антропогенной нагрузки использовали расстояния от центра города и границы застройки до пробной площади и плотность населения вблизи пробной площади. Для характеристики степени фрагментации местообитаний использовали площадь и периметр лесного участка, расстояние от границы пробной площади до границы участка и изрезанность границ участка. Установлено, что в условиях урбанизации средние морфометрические характеристики деревьев изменяются слабо, а признаки жизненного состояния деревьев – сильно. Общая производительность древостоя в градиенте урбанизации снижается на 22–35%. Состояние древостоя сильнее всего детерминировано размером участка. Плотность населения вблизи участков и их удаленность от центра мегаполиса определяют состояние деревьев и древостоев в меньшей степени. Фрагментация лесных насаждений в городе, ведущая к уменьшению размеров участков, сопровождается снижением запаса древесины, диаметра и высоты деревьев, ухудшением их жизненного состояния. Пороговая величина размера насаждения, еще обеспечивающая возможность его относительно устойчивого функционирования в условиях города, составляет около 30 га. Пороговое расстояние от границы лесного участка до его мало трансформированной внутренней части составляет около 70 м.

Сосна обыкновенная, урбанизация, рекреация, городские леса, продуктивность, фрагментация местообитаний, краевой эффект.

Леса и древесные насаждения в городе – важный компонент городской среды. Возрастающее внимание к их изучению, в том числе в России (Бурова, Феклистова, 2007; Шергина, Михайлова, 2007; Экологическое состояние ..., 2009; Рысин, Рысин, 2012), обусловлено тем, что знание механизмов трансформации и устойчивости городских лесов служит основой для управления их экологическими и социальными функциями. О важности задачи изучения городских насаждений свидетельствует появление отдельного направления

лесоведения – “урболесоведения”, или “urban forestry” (Konijnendijk et al., 2006; McPherson, 2006; Рысин, Рысин, 2012).

Из основных составляющих комплексного фактора урбанизации, влияющих на растения, наиболее изучены последствия разнообразных форм химического загрязнения (Черненко, 2002; Шергина, Михайлова, 2007; и др.) и рекреации, особенно в отношении подчиненных ярусов растительности (Malmivaara et al., 2002; Бурова, Феклистова, 2007; и др.), санитарного состояния деревьев и их возобновления (Лебедев, 1998; Селочник, 2008; Экологическое состояние ..., 2009; Толкач, Добротворская, 2011; Веселкин и др., 2013). Другой важный аспект урбанизации –

* Работа выполнена при поддержке Программы фундаментальных исследований УрО РАН (проекты 12-И-4-2057 и 15-12-4-32).

фрагментация местообитаний – в отношении растительности исследован менее детально.

Фрагментацию естественных ландшафтов считают важным негативным результатом человеческой деятельности и учитывают как при анализе ее последствий, так и при планировании природоохранных мероприятий (Murcia, 1995; Harper et al., 2005; Загурная, 2008; Морозова, Царевская, 2010). Одно из основных следствий фрагментации – увеличение протяженности границ между разными типами сообществ и, соответственно, площади экотонов (Harper et al., 2005), в которых существенно трансформирован микроклимат, изменено разнообразие и функционирование биоты (Saunders et al., 1991; Murcia, 1995; Laurance et al., 1997, 1998; Harper et al., 2005).

Для леса, по сравнению с другими типами растительности, фрагментация наиболее критична, поскольку ведет к сильным изменениям микроклимата и внутри- и межвидовой конкуренции. Признание важности учета краевого эффекта для лесных сообществ нашло отражение в том, что среди критериев леса как типа растительности часто указывают абсолютную величину площади насаждения (Белов, 1983; Vidal et al., 2008). Чаще всего фрагментацию леса анализируют как фактор, влияющий на другие объекты, – травянистые растения, лишайники, беспозвоночных и позвоночных животных. Оценки последствий фрагментации для состояния самих деревьев и древостоев не столь многочисленны, но не единичны. Так, в обзоре 1995 г. (Murcia, 1995) проанализированы результаты 24 работ по этой проблеме, в обзоре 2005 г. (Harper et al., 2005) – 44 работы; эффекты фрагментации примерно с равной полнотой изучали в лесах разных природных зон, а из показателей чаще всего рассматривали плотность древостоя, сомкнутость крон и обилие растений подчиненных ярусов.

В условиях урбанизации изучение фрагментации особенно важно, поскольку городские леса окружены не безлесными пространствами естественного генезиса, а искусственной городской средой. Кроме того, фрагментация в условиях города представляет не просто дробление сплошного массива на фрагменты, а чаще всего сочетается со значительным уменьшением среднего размера фрагментов, что резко усиливает выраженность краевого эффекта. Признано, что амплитуда краевого эффекта для биоты напрямую зависит от амплитуды абиотических факторов, в первую очередь, солнечного излучения, температуры, а также потока аэрозолей, в том числе поллютантов (Harper et al., 2005; Weathers et al., 2001). Поэтому можно предположить, что фрагментация насаждений в городе усиливает негативное влия-

ние на древостой прямых эффектов урбанизации (т.е. разных форм загрязнения и рекреации). Между тем, в городских условиях последствия фрагментации лесных насаждений для древесной растительности, насколько нам известно, специально не изучали. Это определило цель нашей работы: на примере крупного промышленного города (Екатеринбург) выполнить анализ состояния деревьев и насаждений сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) в зависимости от их положения в градиентах урбанизации и фрагментации. Прежде всего, мы предполагали найти информативные предикторы, т.е. такие характеристики участков, которые бы лучше всего индицировали состояние лесных насаждений в городской среде. Кроме того, нас интересовала оценка взаимодействия между урбанизацией и фрагментацией.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДИКА

Район исследований. Екатеринбург – крупный промышленный город на Среднем Урале площадью 49.8 тыс. га с населением около 1.4 млн. жителей, расположен в южно-таежном округе Зауральской холмисто-предгорной провинции (Колесников, 1973). На окружающих территориях преобладают сосновые леса естественного происхождения на дерново-подзолистых почвах и буроземах.

Территорию Екатеринбурга считают сильно загрязненной (Стурман, 2008) как из-за наличия большого числа промышленных предприятий, так и воздействия высокой плотности автотранспортной сети. В 2010–2012 гг. атмосферные выбросы (соединения серы, углерода и азота, минеральная пыль, тяжелые металлы) составляли 190–215 тыс. т год⁻¹, из которых около 10 тыс. т приходилось на соединения азота. Наибольший вклад в загрязнение атмосферы (до 85%) вносит городской автотранспорт (Стурман, 2008; Государственный доклад..., 2011, 2013). Средние суточные концентрации NO₂ в центре города составляют до 20–30 мкг м⁻³, в периферийных жилых районах – 15–20 мкг м⁻³ (Антропов, Варакин, 2011); максимальные концентрации Cu в почве превышают фоновые значения в 58 раз, Ni – в 20, Pb – в 18, Cr – в 8, Zn – в 6, Cd и Mn – в 3 раза (Государственный доклад..., 2011).

Исторически Екатеринбург возник возле металлургического завода около 300 лет назад (в 1723 г.) и далее расширялся от центра к периферии. Поэтому общая конфигурация города близка к радиально-симметричной (Емлин, 2006); соответственно, наиболее преобразованы центральные районы и меньше – периферийные. Почти треть (15.3 тыс. га) площади Екатеринбурга занимают лесопарки и городские леса, большинство из ко-

торых естественного происхождения. Лесопарки расположены, в основном, на периферии города и обычно граничат с прилегающими лесами или сельскохозяйственными угодьями.

Размещение пробных площадей. Работа основана на материалах, полученных в 2009–2012 гг. при обследовании 48 пробных площадей, которые размещали в трех вариантах насаждений (рис. 1): 1) в зоне городской застройки (судя по истории городского строительства участки были изолированы от основного лесопаркового кольца города в 1970–1980-х годах); 2) в городских лесопарках (Юго-Западный, им. Лесоводов России, Калиновский, на территории дендрария Ботанического сада УрО РАН); 3) в пригородных лесах, удаленных от границы города на 8–10 км. Таким образом, сравниваются три группы насаждений, которые обозначены далее как “внутригородские” ($n = 18$; пр. пл. 41–49, 51–56, 57–59), “лесопарковые” ($n = 23$; пр. пл. 1–6, 13–18, 21–31) и “пригородные” ($n = 7$; пр. пл. 7–12, 60).

Все пробные площади подобраны с учетом следующих критериев: 1) естественное происхождение древостоя; 2) доля сосны в древостое по запасу составляет более 70%; 3) средний возраст – не менее 90 лет (в основном, 6–8 классы возраста); 4) насаждения приурочены к транзитным элементам рельефа (диапазон высот составил 265–325 м над ур. моря); 5) тип лесорастительных условий соответствует разнотравной группе типов леса; 6) отсутствуют свежие, и/или масштабные, и/или целенаправленные антропогенные нарушения почвенного покрова (дороги, раскопы), древостоя (пожары, рубки) и живого напочвенного покрова (покосы). В остальном при закладке пробных площадей стремились обеспечить максимальный диапазон как расстояний до центра города, так и размеров лесных участков.

Пробные площади на загородных участках и в лесопарках закладывали согласно ОСТ 56–69–83 площадью 0.3 га (50 × 60 м) с числом деревьев основного яруса 70–190 экз. на 1 пробной площади. На внутригородских участках исследования выполнены на лесных учетных площадках (Анучин, 1982) размером 0.0625 га (25 × 25 м) с числом деревьев 10–40 экз.

Характеристика пробных площадей. Для каждой пробной площади оценивали две группы параметров, характеризующих: 1) уровень антропогенной нагрузки, 2) уровень фрагментации местообитаний.

В качестве характеристик *уровня антропогенной нагрузки* использовали: а) расстояние от центра города до пробной площади; б) расстояние от границы городской застройки до пробной площади; в) плотность населения вблизи пробной пло-



Рис. 1. Роза ветров и схема расположения пробных площадей (1) в зоне городской застройки Екатеринбурга (2), в лесопарках и окрестностях города относительно основных транспортных магистралей (3). Загородный участок в районе оз. Глухое и Чусовское (врезка) расположен в 8–10 км на запад от границы городской застройки.

щади. Оценки были получены с использованием свободно распространяемой геоинформационной системы “ДубльГИС–Екатеринбург”. Для вычисления плотности населения вблизи площадей использовали сведения о наличии в радиусе 1 км от нее (соответствует 12–18 мин. пешего хода) детских дошкольных учреждений (в соответствии со средними значениями для Екатеринбурга, одно учреждение приходится на 3.3 тыс. населения), школ (10.1 тыс.) и аптек (2.7 тыс.).

В качестве характеристик *уровня фрагментации местообитаний* использовали: а) площадь лесного участка; б) периметр лесного участка; в) расстояние от границы пробной площади до границы участка (т.е. глубину расположения пробной площади относительно границы участка); г) изрезанность границ участка (используемый в ландшафтной экологии индекс Патона, т.е. отношение периметра участка к длине окружности круга, площадь которого равна площади участка). Эти параметры определяли по космическим снимкам, извлеченным из свободно распространяемой

геоинформационной системы "Google Earth". Снимки анализировали, приведя к масштабам 1:10 000...1:12 000. В качестве разрывов, задающих границы участков, приняли расстояние в 50 м (две средних высоты дерева основного яруса).

Оценка состояния деревьев и древостоя. На каждой пробной площади проводили сплошной пересчет деревьев с измерением диаметра ствола на высоте 1.3 м мерной вилкой с точностью 1 см и высоты электронным высотомером с точностью 0.1 м. К категории дерева относили особи с диаметром более 8 см на высоте 1.3 м. Возраст определяли по кернам, отобраным возрастным буром у 6–10 модельных экземпляров на каждой пробной площади, подобранных пропорционально представительству деревьев разных размерных классов. Оценку жизненного состояния деревьев проводили визуально стандартными методами: у каждого дерева определяли класс повреждения по 6-балльной шкале (Методика организации..., 1995; Алексеев, 2003), усредняя значения которых получали индекс поврежденности деревьев; также у каждого дерева определяли степень дефолиации (Санитарные правила..., 1998) и среднюю продолжительность жизни хвои (Manual..., 1994).

Статистический анализ выполнен в пакете STATISTICA 6.0 (StatSoft Inc.). При проведении факторного анализа переменные, распределение которых отклонялось от нормального, логарифмировали: $x' = \ln(x)$ или $x' = \ln(x + 1)$ (для переменных с нулевыми значениями) или $x' = \ln(x + |\min| + 1)$ (для переменных с отрицательными значениями). Поскольку основные допущения параметрических критериев для проверки статистических гипотез, как правило, не выполнялись, использовали непараметрические методы – критерий Краскела–Уоллиса (H) и коэффициент корреляции Спирмена (r_s). Для аппроксимации регрессионных зависимостей использовали логистическое уравнение; координаты критических точек определены аналитически через коэффициенты уравнения.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Характеристики местообитаний. Как и следовало ожидать, участки, расположенные в порядке возрастания уровня урбанизации, контрастно различаются положением относительно центра города и границ застройки (табл. 1). Оценки плотности населения вблизи пробных площадей, полученные с использованием разных предикторов, оказались очень близки между собой. Кроме того, для урбанизированных участков (лесопарки и внутригородские) все три предиктора тесно связаны между собой ($r_s = +0.78...+0.88$; $n = 41$; $P < 0.001$), поэтому в дальнейшем использованы усредненные

оценки плотности населения. Средняя плотность населения вблизи пробной площади в лесопарках в 2.5–3.5 раза меньше, чем в зоне городской застройки, а для части из них равна нулю.

В городе размер лесных участков в 25–100 раз меньше по сравнению с загородной территорией (0.02–0.1 км² против 2–4 км²). Средний периметр в городе также снижен на порядок величины. В противоположность ожидаемому, изрезанность границ участка в городе оказалась значимо более низкой, чем за городом. Другими словами, у малых лесных фрагментов и лесопарковых массивов в городе конфигурация границ более приближена к кругу, чем за городом. Вследствие снижения размеров участков в зоне жилой застройки границы пробных площадей отстоят от границ участков только на 0–25 м, т.е. зачастую совпадают.

Структура корреляций между предикторами исследована с помощью анализа главных компонент (табл. 2). Достаточно четко выделяются две главные компоненты, по определению ортогональные друг другу, которые совокупно описывают более 80% дисперсии. В первую компоненту входят расстояния до центра города и границы городской застройки, во вторую – площадь и периметр участка, а также глубина расположения пробной площади относительно границы лесного массива. Такая структура корреляций между предикторами позволяет интерпретировать первую компоненту как характеристику степени урбанизации, а вторую – как характеристику степени фрагментации насаждений. Плотность населения входит в обе главные компоненты с обратным знаком по отношению к прочим предикторам. На основе выявленной структуры корреляций для дальнейшего анализа выбраны три ключевые характеристики – расстояние до центра города, площадь участка и плотность населения.

Состояние деревьев и древостоя. Влияние урбанизации на морфометрические средние характеристики деревьев выражено слабо. При переходе от пригородных лесов к внутригородским средние диаметры снижаются на 3–7 см, средние высоты – на 2–5 м (табл. 3). В некоторой степени эти изменения могут быть объяснены меньшим средним возрастом деревьев в городе.

В отличие от морфометрических характеристик, признаки жизненного состояния свидетельствуют о явно выраженном повреждении деревьев и древостоя под действием урбанизации. Вне города средний индекс состояния деревьев варьирует в диапазоне 2.0–3.0 балла, а в лесопарках и в зоне застройки – 2.5–4.0 балла, при этом степень дефолиации возрастает от 25–50 до 40–55%, а средняя продолжительность жизни хвои снижается от 2.0–2.7 до 1.8–2.0 лет. Между всеми характерис-

Таблица 1. Характеристики пробных площадей в разных вариантах насаждений

Параметр	Варианты насаждения ($m \pm SE$)			Значимость различий*	
	загородные ($n = 7$)	лесопарки ($n = 23$)	внутригородские ($n = 18$)	H	P
Характеристика уровня антропогенной нагрузки					
Расстояние от пробной площади, км:					
до центра города	17.40±1.66	5.76±0.14	6.24±0.42	16.37	<0.001
до границы застройки	8.94±1.54	-3.25±0.32**	-2.75±0.33	17.75	<0.001
Численность населения (тыс. чел.) вблизи пробной площади на основе количества***:					
дошкольных учреждений	0	12.3±2.4	28.8±3.4	10.61	0.001
школ	0	10.0±1.3	27.4±3.7	15.02	<0.001
аптек	0	7.9±1.9	28.9±4.2	14.24	<0.001
среднее	0	10.0±1.7	28.4±3.5	14.62	<0.001
Характеристика уровня фрагментации местообитаний					
Площадь участка, км ²	2.57±0.52	2.75±0.49	0.05±0.02	28.98	<0.001
Периметр участка, км	10.26±1.68	7.08±0.64	0.79±0.15	33.20	<0.001
Глубина расположения пробной площади относительно границ участка, км	0.17±0.08	0.36±0.08	0.02±0.01	27.75	<0.001
Изрезанность границ участка, усл. ед.	1.86±0.08	1.46±0.06	1.39±0.06	9.65	0.008

* Здесь и в табл. 3 приведены значения критерия Краскела–Уоллиса (H ; $dF = 2$; $n = 48$) и его уровень значимости (P); m – среднее арифметическое; SE – стандартная ошибка.

** Знак “минус” указывает на положение участков внутри городской застройки.

*** При оценке значимости различий численности населения между разными типами насаждений, пробные площади вне города в расчет не принимали ($dF = 1$; $n = 41$).

Таблица 2. Структура корреляций между характеристиками пробных площадей

Параметр	Факторные нагрузки*	
	главная компонента 1 (“урбанизация”)	главная компонента 2 (“фрагментация”)
Характеристики уровня антропогенной нагрузки		
Расстояние от пробной площади до центра города**	+0.964	+0.092
Расстояние от пробной площади до границы застройки**	+0.899	+0.092
Численность населения вблизи пробной площади	-0.663	-0.579
Характеристики уровня фрагментации местообитаний		
Площадь участка**	+0.168	+0.957
Периметр участка**	+0.347	+0.846
Глубина расположения пробной площади относительно границ участка	-0.275	+0.908
Изрезанность границ участка	+0.686	-0.184
<i>Доля объясняемой дисперсии</i>	<i>0.41</i>	<i>0.41</i>

* Использовано varimax-вращение.

** Параметр преобразован логарифмированием.

тиками жизненного состояния деревьев наблюдается тесная корреляция ($|r_s| = 0.78...0.89$; $n = 48$; $P < 0.001$), что свидетельствует об их однонаправленном изменении в градиенте урбанизации.

Несмотря на константность величины плотности размещения деревьев на пробных площадях, общая производительность древостоя снижается в градиенте урбанизации. Об этом свидетельствует как

Таблица 3. Характеристики деревьев и древостоя в разных вариантах насаждений

Параметр	Варианты насаждений			Значимость различий	
	загородные	лесопарки	внутригородские	<i>H</i>	<i>P</i>
Средние характеристики состояния деревьев					
Диаметр, см	42±2	42±2	37±2	6.11	0.047
Высота, м	27±1	27±1	24±1	5.39	0.068
Возраст, лет	128±6	132±4	116±4	8.32	0.016
Индекс поврежденности, балл	2.5±0.1	2.8±0.1	3.1±0.1	15.39	<0.001
Степень дефолиации, %	38±3	40±1	48±1	18.19	<0.001
Срок жизни хвои, лет	2.3±0.1	2.1±0.1	1.9±0.1	21.22	<0.001
Характеристики древостоя					
Густота древостоя, экз. га ⁻¹	323±37	341±35	343±38	0.02	0.990
Класс бонитета, балл*	II	II (I–IV)	III (I–IV)	5.26	0.072
Запас древесины живых деревьев, м ³ га ⁻¹	468±29	470±13	337±24	17.99	<0.001

* Для бонитета приведены мода и размах значений.

Таблица 4. Связь между характеристиками состояния деревьев и древостоя и ключевыми характеристиками пробных площадей (*n* = 48)

Характеристики деревьев и древостоев	Характеристики пробных площадей					
	Расстояние от центра города		Площадь участка		Плотность населения	
	<i>r_S</i>	<i>P</i>	<i>r_S</i>	<i>P</i>	<i>r_S</i>	<i>P</i>
Диаметр	-0.02	0.914	+0.34	0.016	-0.42	0.003
Высота	+0.05	0.758	+0.30	0.037	-0.10	0.510
Возраст	-0.37	0.009	+0.30	0.040	-0.15	0.306
Индекс поврежденности	-0.25	0.086	-0.51	<0.001	+0.56	<0.001
Степень дефолиации	-0.10	0.482	-0.65	<0.001	+0.59	<0.001
Срок жизни хвои	+0.12	0.417	+0.53	<0.001	-0.56	<0.001
Плотность размещения деревьев	+0.07	0.646	+0.01	0.937	+0.07	0.639
Класс бонитета	-0.27	0.071	-0.32	0.030	+0.13	0.372
Запас древесины живых деревьев	+0.18	0.215	+0.66	<0.001	-0.49	<0.001
Среднее значение $ r_S $	0.16		0.40		0.34	

Приведены коэффициенты корреляции Спирмена (*r_S*) и достигнутые уровни значимости (*P*).

увеличение средних баллов бонитета, так и, особенно, уменьшение запаса древесины. Последнее утверждение существенно в абсолютном выражении (различия между крайними вариантами составляют 22–35%) и статистически значимо (табл. 3).

Корреляции между характеристиками пробных площадей и состоянием деревьев и древостоя нельзя признать очень сильными – наибольшие значения $|r_S|$ лежат в интервале 0.55–0.65, но в среднем они заметно меньше (табл. 4). Тем не менее значительный объем наблюдений обуславливает статистическую надежность оценок коэффициентов корреляций.

Наибольшее число значимых коэффициентов установлено в отношении площади участка (8 из 9) и плотности населения (5 из 9). Расстояние от пробной площади до центра города связано лишь со средним возрастом деревьев. Аналогично распределены средние величины тесноты связи: наибольшие значения $|r_S|$ наблюдаются для площади участка, наименьшие – для расстояния до центра города. Таким образом, из рассмотренных характеристик пробных площадей наиболее важным показателем состояния древостоя по всему комплексу признаков можно считать площадь участка. Плотность населения в непосредственной

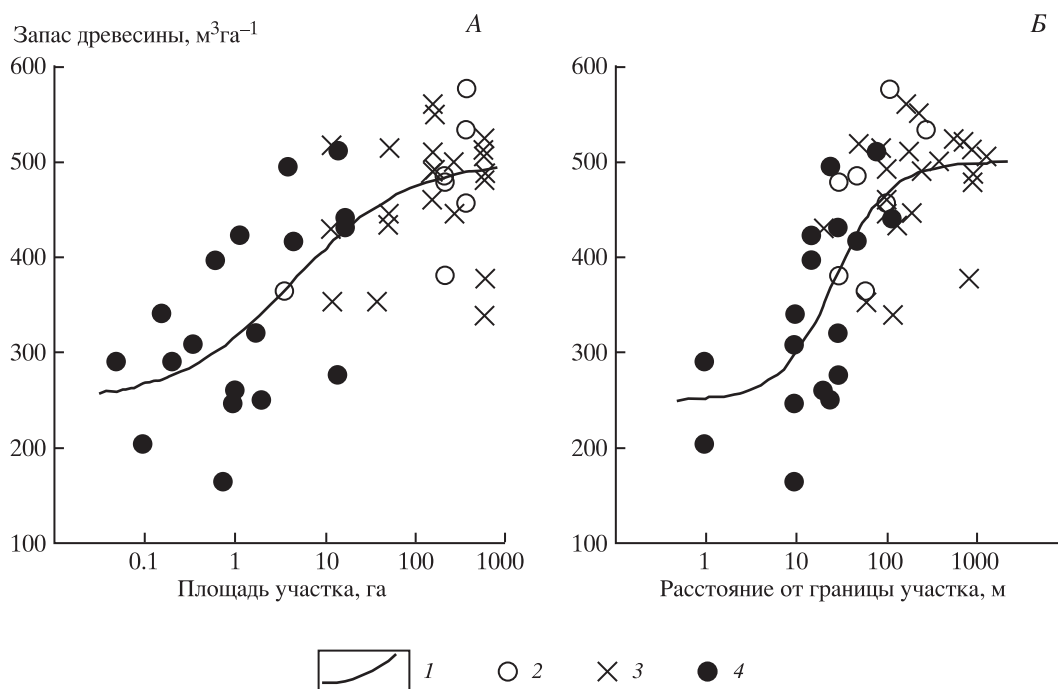


Рис. 2. Зависимость запаса древесины от площади участка (А) и глубины расположения пробной площади относительно границы лесного массива (Б).

1 – линии аппроксимации логистическим уравнением. Участки: 2 – загородные, 3 – лесопарки, 4 – городские.

близости от пробных площадей тесно связана с жизненным состоянием деревьев, но не с их морфометрическими параметрами и не с интегральными характеристиками древостоя.

Форма зависимости между фрагментацией и состоянием насаждения. Анализ зависимости между размером участка и состоянием насаждения позволяет выявить критический размер насаждения, еще обеспечивающий его устойчивое функционирование в городском окружении. Форма кривой, описывающей связь запаса древесины с площадью участка, свидетельствует о некоторой нелинейности зависимости (рис. 2, А): для прямой линии $R^2 = 0.53$, для логистической функции $R^2 = 0.56$. Нелинейность зависимости запаса древесины от расстояния до границы участка более выражена (рис. 2, Б): для прямой линии $R^2 = 0.49$, для логистической функции $R^2 = 0.56$

Хотя разница в точности между линейной и нелинейной моделями невелика, использование логистической модели позволяет определить координаты критических точек функции, маркирующих переходы между стационарными и нестационарными областями состояния системы. Особый интерес представляет абсцисса верхней критической точки, которая для зависимости запаса древесины от размера участка оказалась равна 30 га. Анализ зависимости запаса древесины от удаленности пробной площади до границы участка

позволил определить критическую глубину расположения площади, которая составляет 68 м.

Обсуждение.

Характеристики деревьев в лесопарках Екатеринбурга слабо отличаются от характеристик деревьев в загородных лесах. Существенные изменения состояния отдельных деревьев и всего древостоя зарегистрированы только внутри жилых кварталов. Под действием урбанизации преимущественно трансформируются параметры жизненного состояния, а уровень снижения в 20–30% интегрального параметра состояния насаждений – запаса древесины – нельзя считать критичным, несмотря на ухудшение санитарного состояния деревьев и активизацию их поражения фитопатогенными грибами (Веселкин и др., 2013).

Выявленные связи между характеристиками пробных площадей и состоянием насаждений оказались противоположны ожидаемым. Исходно мы предполагали обнаружить существование тесной зависимости состояния леса от плотности населения и расстояния до центра города. Это предположение базировалось на достаточно логичном допущении, что число людей, проживающих вблизи пробной площади, тесно связано с активностью посещения участка, т.е. с уровнем прямой рекреационной нагрузки, а также с другими компонентами антропогенного пресса, например, с интенсивностью транспортных потоков. Кроме того,

логично было бы предположить, что с удалением от центра мегаполиса уменьшается уровень загрязнения атмосферы, а также длительность антропогенного воздействия. Однако выявленные связи между степенью урбанизации и состоянием насаждений оказались довольно слабыми. Это позволяет предположить наличие другого – более важного – внешнего фактора, детерминирующего состояние урбанизированных лесов.

Состояние деревьев и всего древостоя наиболее тесно связано с фрагментацией лесных массивов, прежде всего – с размером участка. Чем он больше, тем сильнее способность лесов выполнять средостабилизирующие функции (за счет увеличения морфометрических параметров деревьев, улучшения их жизненного состояния, роста запаса древесины). Согласно полученным оценкам в условиях Екатеринбурга в качестве критического размера соснового насаждения, при котором еще обеспечивается достаточная стабильность его интегральной продуктивности, можно рассматривать величину около 30 га (рис. 2). Лесные фрагменты такого размера в зоне городской застройки отсутствуют и представлены только в лесопарках и за городом. Помимо прочего, это позволяет прогнозировать дальнейшую деградацию городских насаждений в будущем. Краевые эффекты трансформации среды в Екатеринбурге перестают сказываться на расстоянии около 70 м в глубь от границы массива. Размер фрагментированных лесных участков в зоне городской застройки в большинстве случаев не позволяет выполнить это условие, поэтому леса в городе можно рассматривать как сплошные экотоны. Следует подчеркнуть, что размер участка и расстояние до внутренней части насаждения нельзя считать полностью независимыми параметрами (особенно при небольших абсолютных величинах площади участков). Они фактически с разных сторон характеризуют одно явление и при использовании в качестве предикторов для состояния насаждений могут рассматриваться как взаимозаменяемые.

Для объяснения выявленных зависимостей между размером участка и состоянием древостоя предложены две интерпретации. С одной стороны, можно считать, что фрагментация, т.е. дробление крупных непрерывных лесных массивов на фрагменты, особенно в сочетании с уменьшением размеров фрагментов, – это самостоятельно действующий фактор, функционально сопряженный с состоянием отдельных деревьев и всего древостоя. С другой стороны, фрагментация может коррелировать с иными, труднее формализуемыми составляющими антропогенного пресса – реакционной нагрузкой, загрязнением, длитель-

ностью воздействия урбанизации и др. В пользу первой интерпретации свидетельствует большой объем данных о прямых негативных эффектах фрагментации леса в отсутствие других форм антропогенного воздействия (Saunders et al., 1991; Murcia, 1995; Laurance et al., 1997, 1998; Harper et al., 2005). Однако, скорее всего, корректно разделить “в чистом виде” влияние урбанизации и фрагментации на городские леса без специальных исследований невозможно. Более того, могут быть справедливы обе интерпретации одновременно, поскольку неблагоприятному воздействию различных факторов, в том числе действию атмосферных поллютантов, преимущественно подвержены границы насаждений и их периферийные участки (Weathers et al., 2001; Harper et al., 2005). Следовательно, более важен поиск соотношения между разными механизмами негативного действия факторов в условиях городской среды, а не выбор “единственно правильной” интерпретации.

Формирование специфической ценотической среды лишь на некотором удалении от границы лесного массива, начиная с классических работ Г.Ф. Морозова (1970) присутствует в качестве основного критерия в определениях леса как типа экосистемы (Анучин, 1982; Белов, 1983). Требование нивелирования краевых эффектов закреплено в нормативных документах (ОСТ 56–69–83), в соответствие с которыми таксационные пробные площади следует размещать не ближе 100 м от границ насаждений, опушек, дорог и пр. В фрагментированных тропических дождевых лесах Амазонии для повреждения деревьев критическим оказалось расстояние в 80–90 м от границы участка, скорости отмирания – 300–400 м (Laurance et al., 1997), изменений надземной биомассы – 100 м (Laurance et al., 1998). Хотя наблюдается значительная изменчивость расстояния до границы насаждения, на котором регистрируются отклонения характеристик леса от фонового уровня, модальные значения критических расстояний для разных показателей древостоя лежат в интервале 30–70 м (Murcia, 1995; Harper et al., 2005). Краевые эффекты в бореальных лесах Европы проявляются в среднем на расстояниях 30–40 м, в темнохвойных лесах Северной Америки – 20–30 м, но варибельность величин для разных параметров насаждений значительна (Harper et al., 2005). Последнее затрудняет сравнение наших результатов с литературными и не позволяет корректно обсуждать вопрос о том, насколько урбанизация модифицирует степень проявления краевых эффектов, связанных с фрагментацией. Отметим, что близкие к найденным нами критические расстояния приведены для г. Москвы: жизненное состояние сосны, березы, дуба, осины становится близким к фоновому уровню лишь далее 60–100 м

от Московской кольцевой автодороги, а “в полосе шириной 40–60 м, контактирующей с ... [ней], можно ожидать полной гибели древостоя” (Рысин, Рысин, 2012). Схожесть имеющихся оценок ширины буферных полос насаждений позволяет предположить, что стабильность режима внутренних частей лесных экосистем обеспечивается краевой полосой шириной 50–100 м, и это расстояние, возможно, не сильно зависит от региональной и видовой специфики древесной растительности или варианта антропогенных нагрузок.

Заключение. Наиболее информативным детерминантом состояния отдельных особей и древостоя сосны в условиях урбанизации можно считать размер лесного массива (или его фрагмента). Фрагментация леса в зоне жилой застройки промышленного мегаполиса сопровождается ухудшением жизненного состояния деревьев, уменьшением их среднего диаметра и высоты, а также запаса древесины, т.е. снижением биологической продуктивности насаждений и, соответственно, средостабилизирующего воздействия. Плотность населения вблизи участка или его удаленность от центра мегаполиса детерминируют состояние деревьев и древостоя в существенно меньшей степени.

В условиях г. Екатеринбурга критический размер участка, при котором насаждение еще способно поддерживать основные параметры функционирования, составляет около 30 га. Краевая полоса, играющая роль буфера и обеспечивающая относительную стабильность условий во внутренней части насаждения, составляет около 70 м от границы массива. Скорее всего, эти оценки будут справедливы и для других крупных городов, по крайней мере, расположенных в лесной зоне. Соответственно, они могут быть использованы при разработке практических мероприятий для повышения устойчивости городских лесов.

Таким образом, одной из первопричин деградации лесов в городском окружении может быть неспособность их небольших фрагментов обеспечить существование стабильной внутренней ценотической среды. Такое объяснение не отвергает обычно обсуждаемых доводов о физиологических (Черненко, 2002; Шергина, Михайлова, 2007), популяционных (Репшас, 1994; Экологическое состояние ..., 2009; Толкач, Добротворская, 2011) или экологических (Лебедев, 1998; Шергина, Михайлова, 2007; Селочник, 2008; Веселкин и др., 2013) механизмах распада городских лесов, но акцентирует внимание на важности учета пространственных характеристик участков в урбанизированной среде.

Наши результаты свидетельствуют, что при планировании и анализе результатов работ в области урболесоведения необходимо уделять пристальное внимание учету положения пробных

площадей относительно границ лесного массива. Особые сложности с выбором сопоставимых по пространственным характеристикам пробных площадей возникают именно в городах, где в силу значительной фрагментированности насаждений разделение прямых (загрязнение, рекреация) и косвенных (инвазии патогенов, изменение микроклимата) эффектов может быть особенно непростым.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Алексеев А.С.* Мониторинг лесных экосистем: Учеб. пособие для студентов лесных вузов. СПб.: ЛТА, 2003. 116 с.
- Антропов К.М., Вараксин А.Н.* Оценка загрязнения атмосферного воздуха г. Екатеринбурга диоксидом азота методом Land Use Regression // Экологические системы и приборы. 2011. № 8. С. 47–54.
- Анучин Н.П.* Лесная таксация М.: Лесн. пром-сть, 1982. 552 с.
- Белов С.В.* Лесоводство. М.: Лесн. пром-сть, 1983. 351 с.
- Бурова Н.В., Феклистова П.А.* Антропогенная трансформация пригородных лесов. Архангельск: Изд-во Арханг. гос. техн. ун-та, 2007. 264 с.
- Веселкин Д.В., Колтунов Е.В., Кайгородова С.Ю.* Влияние агрохимических свойств почв на распространение корневых и стволовых гнилей сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris*) в урбанизированных лесах // Известия Самарского НЦ РАН. 2013. Т. 15. № 3. С. 249–255.
- Государственный доклад “О состоянии и об охране окружающей среды Свердловской области в 2010 г.” Екатеринбург, 2011. 350 с.
- Государственный доклад “О состоянии и об охране окружающей среды Свердловской области в 2012 г.” Екатеринбург, 2013. 307 с.
- Емлин Э.Ф.* От городища до города: очерк уральской урбанизации // Экология города. Екатеринбург: Уральский государственный университет. 2006. С. 4–52.
- Загурная Ю.С.* Влияние изоляции на состав и видовое богатство фитоценозов дубовых лесов предгорной части Северо-Западного Кавказа // Бюллетень МОИП. Отдел биологический. 2008. Т. 113. № 3. С. 37–42.
- Колесников Б.П.* Лесорастительные условия и типы лесов Свердловской области. Свердловск, 1973. 175 с.
- Лебедев А.В.* Корневая губка в рекреационных ельниках и диагностика поражений деревьев // Известия вузов. Лесной журнал. 1998. № 4. С. 29–35.
- Методика организации и проведения работ по мониторингу лесов европейской части России по программе ICP-Forest (методика ЕЭК ООН). М.: Федеральная служба лесного хозяйства России, 1995. 42 с.
- Морозов Г.Ф.* Избранные труды. М.: Лесн. пром-сть, 1970. Т. 1. 559 с.
- Морозова О.В., Царевская Н.Г.* Участие чужеродных видов сосудистых растений во флорах заповедников европейской России // Известия РАН. Серия географическая. 2010. № 4. С. 54–62.
- ОСТ 56–69–83 // Площади пробные лесоустroительные. Методы закладки. М., 1989. 60 с.

- Ретиас Э.А.* Оптимизация лесопользования (на примере Литвы). М.: Наука, 1994. 240 с.
- Рысин Л.П., Рысин С.Л.* Урболесоведение. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2012. 240 с.
- Санитарные правила в лесах России. М.: Наука, 1998. 16 с.
- Селочник Н.Н.* Факторы деградации лесных экосистем // Лесоведение. 2008. № 5. С. 52–60.
- Стурман В.И.* Природные и техногенные факторы загрязнения атмосферного воздуха российских городов // Вестник Удмуртского университета. Биология. Науки о земле. 2008. № 2. С. 15–29.
- Толкач О.В., Добротворская О.Е.* Состояние возобновления в зеленых зонах г. Екатеринбурга // Известия Самарского НЦ РАН. 2011. Т. 13. № 1(4). С. 919–921.
- Черненко Т.В.* Реакция лесной растительности на промышленное загрязнение. М.: Наука, 2002. 119 с.
- Шергина О.В., Михайлова Т.А.* Состояние древесных растений и почвенного покрова парковых и лесопарковых зон г. Иркутска. Иркутск: Изд-во Ин-та географии СО РАН, 2007. 200 с.
- Экологическое состояние пригородных лесов Красноярска / Отв. ред. Л.И. Милютин. Новосибирск: Гео, 2009. 179 с.
- Harper K.A., S.E. Macdonald, P.J. Burton P.J., Chen J.Q., Brososke K.D., Saunders S.C., Euskirchen E.S., Roberts D., Jaiteh M.S., Esseen P.A.* Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes // Conservation Biology. 2005. V. 19. № 3. P. 768–782.
- Konijnendijk C.C., Ricard R.M., Kenney A., Randsrup T.B.* Defining urban forestry – A comparative perspective of North America and Europe // Urban Forestry and Urban Greening. 2006. V. 4. № 3–4. P. 93–103.
- Laurance W.F., Laurance S.G., Ferreira L.V., Rankin-de Merona J.M., Gascon C., Lovejoy T.E.* Biomass collapse in Amazonian forest fragments // Science. 1997. V. 278. № 5340. P. 1117–1118.
- Laurance W.F., Ferreira L.V., Rankin-de Merona J.M., Laurance S.G.* Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities // Ecology. 1998. V. 79. № 6. P. 2032–2040.
- Malmivaara M., Löfström I., Vanha-Majamaa I.* Anthropogenic effects on understorey vegetation in Myrtillus type urban forests in southern Finland // Silva Fennica. 2002. V. 36. № 1. P. 367–381.
- Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Hamburg; Prague: Programme coordinating centers / UN-ECE, 1994. 177 p.
- McPherson E.G.* Urban forestry in North America // Renewable Resources Journal. 2006. V. 4. № 3. P. 8–12.
- Murcia C.* Edge effects in fragmented forests: implications for conservation // Trends in Ecology and Evolution. 1995. V. 10. № 2. P. 58–62.
- Saunders D.A., Hobbs R.J., Margules C.R.* Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review // Conservation Biology. 1991. V. 5. № 1. P. 18–32.
- Weathers K.C., M.L. Cadenasso, Pickett S.T.A.* Forest edges as nutrient and pollutant concentrators: potential synergisms between fragmentation, forest canopies, and the atmosphere // Conservation Biology. 2001. V. 15. № 6. P. 1506–1514.
- Vidal C., Lanz A., Tomppo E., Schadauer K., Gschwanner T., di Cosmo L., Robert N.* Establishing forest inventory reference definitions for forest and growing stock: a study towards common reporting // Silva Fennica. 2008. V. 42. № 2. P. 247–266.

Factors of the Pine Stands Transformation in Vicinities of Yekaterinburg

S. A. Shavnin¹, D. V. Veselkin², E. L. Vorobeichik², V. A. Galako¹, V. E. Vlasenko¹

¹ Botanical Garden, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences 8-Marta st. 202a, Yekaterinburg, 620144

² Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences

8-Marta st. 202, Yekaterinburg, 620144

E-mail: denis v@ipae.uran.ru

Received 02 december 2014

The relations between the levels of anthropogenic stress and fragmentation of habitat, and the health of trees and stands of *Pinus sylvestris* were studied at 48 study plots of natural pine stands in Yekaterinburg and its vicinities. The distance to the city centre, the distance to the built-up areas and the population density around the plots were taken to characterize the level of anthropogenic stress. The area, the perimeter, and the indentation of the forest range characterized by the plot, and the distance from the plot to the margins of the forest range were used to characterize the level of fragmentation of habitat. We found that upon urbanization the average morphological metrics of trees are slightly changed, while the traits of tree health are significantly altered. Upon urbanization growth the overall performance of the stands declines by 22–35%. The health of the stand is mostly affected by the size of the forest range. The population density nearby to it and the distance from megalopolis control the health of trees and stands less. Fragmentation of forests in the city makes the forest sites smaller, with consequences like lower yield, diameter and height of trees, and decline of resilience. The lowest area of the forest to make it sustain the urban environment was found to be around 30 ha. Untransformed core of the forest range is located not less than around 70 m from the forest margin. *Silver pine, urbanization, recreation, urban forest, productivity, fragmentation of habitat, border effect.*

This study is supported by the Program of Basic Research of the Ural branch of the Russian Academy of Sciences (projects 12-1-4-2057, 15-12-4-32).