

Российская Академия Наук



**Institute of Biology
RAS Karelian Research Centre**

**Branch of Biological Sciences
Russian Academy of Sciences**

Finnish Environment Institute

**Mire Ecosystems in Northern Europe:
Diversity, Dynamics, Carbon Balance,
Resources and Conservation**

**Proceedings of International Symposium
(Petrozavodsk: August 30 – September 2, 2005)**

Petrozavodsk, 2006

**Институт биологии
Карельского научного центра РАН**

Отделение Биологических Наук

Российской академии наук

Институт окружающей среды Финляндии



**Болотные экосистемы севера Европы:
разнообразие, динамика, углеродный
баланс, ресурсы и охрана**

**Материалы международного симпозиума
(Петрозаводск, 30 августа – 2 сентября 2005 г.)**

Петрозаводск, 2006

УДК [581.526:551.481.2]574.4/5(48)

Болотные экосистемы севера Европы: разнообразие, динамика, углеродный баланс, ресурсы и охрана: Материалы международного симпозиума (Петрозаводск, 30 августа – 2 сентября 2005 г.).
Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2006. – 396 с.

В сборнике материалов международного симпозиума «Болотные экосистемы севера Европы: разнообразие, динамика, углеродный баланс, ресурсы и охрана» приведены результаты научных исследований российских и зарубежных специалистов в области изучения болотных экосистем северных регионов Европы. Приведены данные многолетних исследований флоры и растительности болот, динамики болотных экосистем, материальных биоресурсов, углеродного баланса. Освещены современные проблемы охраны болот.

ISBN 5-9274-0216-X

© Институт биологии КарНЦ РАН, 2006

СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие	9
Г. А. Елина, О. Л. Кузнецов. История и современное состояние исследований болот Карелии (55 лет лаборатории болотных экосистем).....	11
В. К. Антипин. Болота биосферного национального парка «Водлозерский» и их природоохранное значение.....	35
Н. А. Березина, Е. М. Воронцова. Древовидные формы можжевельника (<i>Juniperus communis</i> L.) на торфяных болотах национального парка "Русский север" (Вологодская область).....	42
С. Э. Вомперский, А. Г. Ковалев, Т. В. Глухова, М. В. Смагина, А. Е. Ерофеев, М. Ю. Зазнобин. О методике оценки современного прироста торфа болот.	48
О. В. Галанина. Опыт использования двух основных классификационных подходов для крупно-масштабного картографирования растительности болот.....	60
С. И. Грабовик. Постмелиоративная динамика структуры и биологической продуктивности мезотрофных травяно-сфагновых болот южной Карелии.....	73
В. П. Денисенков, Г. М. Чернова. Болота северо-западного приладожья и их динамика (на примере Ладужской учебно-географической базы СПбГУ).....	83
Т. Ю. Дьячкова. Мониторинг состояния популяций редких видов растений болот.....	91
Т. Г. Ивченко. Флористический состав, структура и особенности распределения растительных сообществ болот низкогорной части южного Урала (на примере Ильменского заповедника).....	99
Е. В. Кармазина. Бриофлора болот национального парка «Русский Север» (Вологодская область)	111
В. А. Коломыцев. Потенциал заболачивания таежных ландшафтов Карелии.....	121
А. В. Кравченко. Флора болот природного парка «Кожозерский» (Архангельская область).....	129
О. Л. Кузнецов. Флора и растительность болот Карелии.....	145
С. А. Кутенков. Растительность болотных лесов среднетаежной подзоны Карелии.....	159
О. А. Маракеев, В. В. Горохова. Охрана генофонда орхидных на болотах Ярославской области.....	172
В. Ю. Нешатаева, В. Ю. Нешатаев. Растительность болот–плащей Западной Камчатки и Северной Европы: сравнительный анализ.....	181
И. М. Нестеренко. Влияние мелиорации болотных почв на режим грунтовых и поверхностных вод.....	193

С. М. Новиков. Гидролого–экологические аспекты проблемы хозяйственного освоения болот.....	196
В. В. Панов. Структурно-динамические особенности развития микрорельефа моховых болот.....	210
В. И. Саковец. Лесоводственная эффективность и биосферная роль осушенных лесоболотных экосистем в условиях Карелии.....	226
В. А. Смагин. Евтрофные болота таежной зоны европейской части России: типология и растительный покров.....	231
П. Н. Токарев. Разработка методики дешифровки на космоснимках основных типов болотных участков Карелии по материалам наземных и дистанционных исследований.....	243
М. А. Фадеева. К флоре лишайников болот и заболоченных лесов Карельского берега Белого моря.....	248
Д. А. Филиппов. Ресурсы болотных экосистем Вологодской области и их охрана.....	255
Ю. Л. Шилева. Предварительные итоги изучения верховых и переходных болот в Удмуртской Республике.....	267
Т. К. Юрковская. Широтная дифференциация болот в пределах меридиональных секторов на западе России.....	271
P. Hanhela & S. Eurola. The ecological criteria of the vascular mire flora of the mire conservation areas in the southern and middle part of Finland.....	279
R. Heikkilä, O. Kuznetsov, T. Lindholm, M. Mäkilä & A. Maksimov. Biodiversity and Holocene development of Ypäyssuo mire system (north of the Republic of Karelia).....	282
J. Laitinen, A. Huttunen, R. Sakari, S. Rehel & T. Lindholm. Towards a Finnish typology for classifying boreal mire complexes and systems: a morphological approach.....	296
T. Lindholm, R. Heikkilä. The mire protection process in Finland during the 20 th century.....	304
T. Lindholm, E. Kaakinen & A. Kokko. Threatened mire habitats in Finland. ..	313
M. Mäkilä. Peat increment in Finland.....	321
A. Moen. Regional variation and protection of mires in Norway.....	328
R. Ruuhijärvi & T. Lindholm. The Finnish mire site type classification system.....	338
T. Sallantaus. Water source quality analyses as a tool in mire restoration - impacts of restoration on water quality.....	348
K. Tolonen & A. Pitkänen. Reliable postglacial fire record of boreal forests from peat stratigraphical data.....	356
H. Vasander. The use of peatlands in Finland a special emphasis on restoration ..	365
О. Л. Кузнецов, М. Мякиля, А. В. Кравченко, М. А. Бойчук, А. И. Максимов. Путеводитель экскурсии по болотам к западу от пос. Матросы.....	378
Список авторов.	396

CONTENTS

Introduction	9
G. A. Elina & O. L. Kuznetsov. The history and current status of mire research in Karelia. 55 years to Mire Ecosystems Laboratory.	11
V. K. Antipin. Mires biosphere national park " Vodlozersky " and their nature protection value.....	35
N. A. Berezina, E. M. Vorontsova. Arboreal junipers (<i>Juniperus communis</i> L.) on the mires of national park "Russkiy sever" (Vologda region).....	42
S. E. Vompersky, A. G. Kovalev, T. V. Glukhova, M. V. Smagina, A. E. Erofeev, M. Y. Zaznobin. About a technique of an estimation of contemporary apparent rate of peat accumulation.....	48
O. V. Galanina Results of application of two main classification approaches to large scale mapping of bog vegetation.....	60
S. I. Grabovik. Dynamics mesotrophic herb-sphagnum mires: structure and productivity after drainage in south Karelia.....	73
V. P. Denisenkov, G. M. Chernova. The bogs North-West Ladoga region and dynamic of vegetation draining bogs and paludified land (on the example of Ladozhskaya field station).....	83
T. Yu. Dyachkova. The permanent observations on populations of rare mire plant species.....	91
T. G. Ivchenko. Flora, structure and features of distribution of mire's vegetation communities of southern Ural (On the example of the Ilmensky Nature Reserve)	99
E. V. Karmasina. Mosses flora of mires of National Park «Russkiy Sever» (Vologda district)	111
V. A. Kolomytsev. Potential of paludification in taiga landscapes of Karelia	121
A. V. Kravchenko. Flora of mires in Nature Reserve "Kozhoserskiy" (Arhangelsk district)	129
O. L. Kuznetsov. Flora and vegetation of mires in Karelia.....	145
S. A. Kutenkov. The vegetation of forested mires in middle taiga of Karelia	159
O. A. Marakaev, V. V. Gorokhova. Conservation of orchids genofund on mires of the Yaroslavl region	172
V. Yu. Neshatayeva, V. Yu. Neshatayev. The vegetation cover of the western Kamchatka and the northern Europe blanket-bogs: a comparative analysis	181
I. M. Nesterenko. Influence peatlands reclamation on the regime of ground – and surface waters.....	193
S. M. Novicov. Hydrological and ecological aspects of problem of bogs' economic development.....	196
V. V. Panov. The spatial structure and dynamics of <i>Sphagna</i> mires on small forms of relief.....	210

V. I. Sakovets. Drained forest and mire ecosystems importance for forestry and biosphere in Karelia.....	226
V.A. Smagin. The typology and vegetation of eutrophic fens of forest zone of European Russia.....	231
P. N. Tokarev. The development of method for designation of main mire types from space images with using data of land surface and distant sampling based on GIS technologies.....	243
M. A. Fadeeva. On the lichen flora of mires and paludified forests on the White Sea Karelian coast.....	248
D. A. Philippov. Mire ecosystems resources of Vologda region and its conservation.....	255
Y. L. Shilyaeva. Preliminary results of study mesotrophic mires ombrotrophic bogs in Udmurt Republic.....	267
T. K. Yurkovskaya Latitudinal differentiation of mires within the longitudinal sectors in the West of Russia.....	271
P. Hanhela & S. Eurola. The ecological criteria of the vascular mire flora of the mire conservation areas in the southern and middle part of Finland.....	279
R. Heikkilä, O. Kuznetsov, T. Lindholm, M. Mäkilä & A. Maksimov. Biodiversity and Holocene development of Ypäyssuo mire system (north of the Republic of Karelia).....	282
J. Laitinen, A. Huttunen, R. Sakari, S. Rehel & T. Lindholm. Towards a Finnish typology for classifying boreal mire complexes and systems: a morphological approach.....	296
T. Lindholm, R. Heikkilä. The mire protection process in Finland during the 20 th century.....	304
T. Lindholm, E. Kaakinen & A. Kokko. Threatened mire habitats in Finland.....	313
M. Mäkilä. Peat increment in Finland.....	321
A. Moen. Regional variation and protection of mires in Norway.....	328
R. Ruuhijärvi & T. Lindholm. The Finnish mire site type classification system.....	338
T. Sallantaus. Water source quality analyses as a tool in mire restoration - impacts of restoration on water quality.....	348
K. Tolonen & A. Pitkänen. Reliable postglacial fire record of boreal forests from peat stratigraphical data.....	356
H. Vasander. The use of peatlands in Finland a special emphasis on restoration ..	365
O. L. Kuznetsov, M. Makila, A. V. Kravchenko, M. A. Boychuk & A. I. Maksimov. Field excursion guide to the mires west from Matrosy village ...	378
List of authors	396

ПРЕДИСЛОВИЕ

Болотные экосистемы широко распространены в бореальной зоне, где процессы болотообразования активно происходили в течение всего голоцена и продолжают в настоящее время. Это обусловлено комплексом климатических и геоморфологических факторов. Север Европы, включающий Скандинавские страны, Финляндию и ряд областей и республик европейской части России, является одним из наиболее заболоченных регионов мира, болота и заболоченные земли занимают здесь около 30 % территории, а в отдельных приморских районах – 70-80 %. Болотные экосистемы севера Европы очень разнообразны по растительному покрову, стратиграфии, генезису и возрасту. Они играют важную роль в углеродном балансе региона, влияют на динамику ландшафтов, а также развитие экономики. Природные ресурсы болот широко используются в сельском и лесном хозяйстве, энергетике, медицине, болота имеют большой рекреационный потенциал, служат поставщиками дикорастущих ягод, лекарственных растений, местами охоты. Специфика болотных местообитаний обуславливает своеобразие их флоры, растительных сообществ и фауны, отсюда они имеют большое значение для сохранения биоразнообразия бореальных регионов.

Болота севера Европы давно являются объектами изучения широкого круга специалистов, в каждой из северных стран сформировались научные школы болотоведения со своими традициями и методами исследований, накоплены огромные фактические материалы по природе болот. При этом по-прежнему остается ряд вопросов и проблем по изучению, рациональному использованию и охране болотных экосистем региона, часто требующих международных усилий.

В течение последних двадцати лет началась и успешно развивалась научная кооперация российских и финских исследователей болот по различным межправительственным программам и проектам. С российской стороны основными участниками этих исследований являются: Институт биологии Карельского научного центра РАН, Ботанический институт РАН, С.-Петербургский университет, а с финляндской – Институт окружающей среды Финляндии, университеты Хельсинки, Йюенсуу, Оулу, научный отдел российско-финляндского парка Дружбы (г. Кухмо). По этим проектам организованы совместные экспедиции в России и Финляндии, созданы новые охраняемые природные территории, включающие типичные и уникальные болотные экосистемы, проведено несколько международных симпозиумов.

Данная книга включает материалы международного симпозиума «Болотные экосистемы севера Европы: разнообразие, динамика, углеродный баланс, ресурсы и охрана», организованного Институтом биологии Карельского НЦ РАН совместно с Отделением биологических наук РАН и Институтом окружающей среды Финляндии в рамках российско-финляндской программы развития устойчивого лесного хозяйства и сохранения биоразнообразия на северо-западе России (1997-2010). Симпозиум проходил в Петрозаводске с 30 августа по 2 сентября 2005 года, в нем приняли участие около 70 исследователей из академических институтов и университетов России, Финляндии и Норвегии. Обсуждение широкого круга проблем болотоведения происходило не только на заседаниях, но и во время научной экскурсии, путеводитель которой также публикуется в этой книге.

Издание осуществлено при финансовой поддержке Отделения биологических наук РАН и Министерства окружающей среды Финляндии.

О. Л. Кузнецов

ИСТОРИЯ И СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ИССЛЕДОВАНИЙ БОЛОТ КАРЕЛИИ (55 лет лаборатории болотных экосистем)

Г. А. ЕЛИНА, О. Л. КУЗНЕЦОВ

Институт биологии Карельского научного центра РАН

kuznetsov@krc.karelia.ru

Введение.

Изучение торфяных месторождений и их ресурсов началось в Карелии с конца 20-ых годов прошлого века и проводилось, в основном, геологоразведочными организациями Москвы и С.-Петербурга. Активизация маршрутных ботанических исследований болот пришлось на 30–40 гг. в связи вовлечением в хозяйственную деятельность территорий вдоль Мурманской железной дороги, Беломорско–Онежского водного пути и главных шоссейных дорог, которые выполнялись силами Ботанического института АН СССР. Материалы, полученные и опубликованные в те годы (Маляревский, 1926; Доукин, 1929; Цинзерлинг, 1932, 1938; Благовещенский, 1936; Галкина, 1936), не потеряли своего значения и сегодня. На работы русских болотоведов большое влияние оказывали идеи финских ученых, исследовавших также и болота западных районов Карелии, как в начале XX века, так и в период Второй мировой войны (Cajander, 1913; Auer, 1920, 1923; Aario, 1932; Brandt, 1933; Paasio, 1933; Pankakoski, 1939; Lounamaa, 1961, 1963 и др.). Сведения о болотах Карелии приводятся во многих обобщающих работах (Богдановская–Гиенэф, 1936, 1949а, 1956; Цинзерлинг, 1938; Галкина, 1946, 1955; Кац, 1948, 1961, 1971; Тюремнов, 1949, 1976; Пьявченко, 1953, 1963, 1972, 1974; Юрковская, 1974, 1975, 1980; Боч, 1978; Боч, Мазинг, 1979 и др.), где они рассмотрены в числе других географических типов болот России.

Планомерное и комплексное изучение болот Карелии началось после создания в 1950 году в структуре Карело–Финской базы АН СССР сектора болотоведения и мелиорации. В ходе развития и реорганизаций академической науки в Карелии это структурное подразделение все время сохраняло болотоведческую тематику. До 1957 г. сектором заведовал к.г.–м.н. Л.Я Лепин, причем уже с 1953 года сектор входил в состав Института биологии Карельского филиала АН СССР. В 1958 г. сектор был преобразован в лабораторию болотоведения, которую с 1960 по 1968 г.г. возглавлял д.б.н. В.Д. Лопатин, затем до 1973 г.– чл.–корр. АН СССР Н.И. Пьявченко, а в 1973–1988 г.г. – д.б.н. Г.А. Елина. В настоящее время это лаборатория болотных экосистем, которой с 1988 года заведует к.б.н. О.Л. Кузнецов.

С момента создания лаборатории основное направление ее исследований – познание структурно–функциональной организации и закономерностей динамики болотных экосистем восточной Фенноскандии, а также разработка научных основ их рационального использования и охраны. С ним тесно связано и второе научное направление: динамика природных условий и палеорастительности региона в позднеледниковье и голоцене.

Историю лаборатории условно можно разделить на 3 этапа: первый – изучение и оценка болотно–торфяного фонда и разработка типологии болот (1950–1967); второй – комплексные биогеоэкологические исследования болот, разработка научных основ их охраны и палеогеография Карелии (1968–1985); третий (с 1986 года) – изучение флоры, растительности, структуры, естественной и антропогенной динамики болотных экосистем, оценка их биологических ресурсов, создание сети охраняемых болот, а также палеогеография восточной Фенноскандии. Далее кратко рассматриваются результаты по основным направлениям исследований лаборатории.

Изучение и оценка болотно-торфяного фонда Карелии и разработка путей его рационального использования стала важнейшей целью созданного в 1950 году сектора болотоведения и мелиорации. Дирекцией Карело–Финской базы АН СССР были приглашены известные специалисты: из Москвы – геолог–торфовец к. г.–м.н. Л. Я. Лепин, возглавивший сектор, а из Ленинграда – болотовед к.б.н. Е.А. Галкина, которая стала научным консультантом. В 1950–1951 годах в сектор пришли молодые выпускники Петрозаводского (Н.В. Лебедева, Р.П. Козлова, Г.А. Елина, А.А. Белова, В.Н. Ларинин) и Ленинградского (Т.К. Юрковская, М.С. Боч) университетов, а также И.М. Нестеренко. Большинство из них поступили в аспирантуру Ботанического института АН СССР и проводили свои исследования под руководством Е.А. Галкиной или И.Д. Богдановской–Гиенэф, а затем продолжили работу в секторе. С первых лет начались экспедиционные исследования болот в разных районах Карелии, часто совместно с ведущими болотоведами страны из других организаций (М. Н. Никонов, Н. И. Пьявченко, Ц.И. Минкина).

Одной из основных задач вновь организованного сектора Л. Я. Лепин считал сбор и обобщение всех известных на то время материалов по изученным торфяным болотам, полученных разными организациями, в том числе и сотрудниками сектора. Была поставлена цель: в самые краткие сроки составить и опубликовать торфяной фонд Карелии. В результате, были издан справочник (Торфяной фонд..., 1957) с картой в масштабе 1:600 000 (рис. 1А). В предисловии к нему Л. Я. Лепин написал: «Плано-

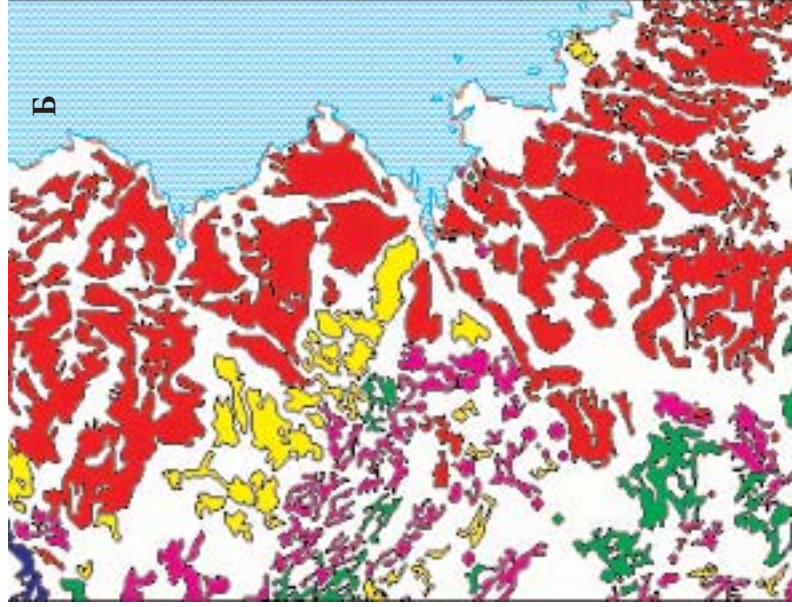
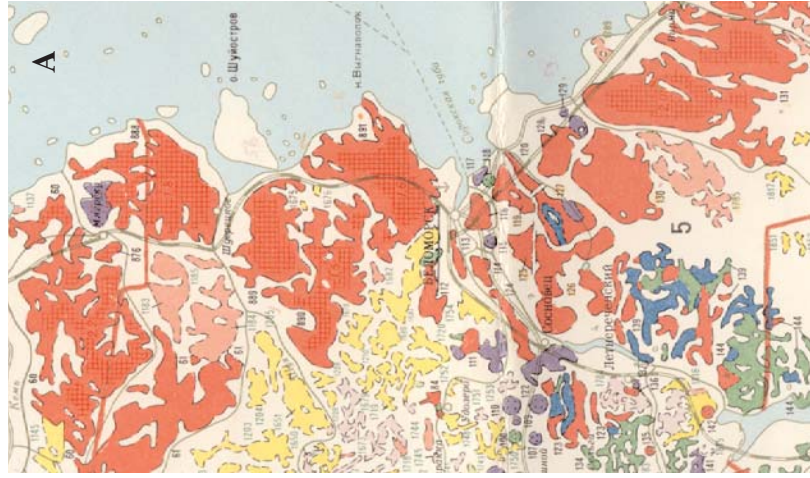


Рис. 1. А - фрагмент карты торфяного фонда (1979); Б - его компьютерный вариант

мерное изучение торфяных месторождений Карельской АССР было начато в 1924 г., но наиболее значительные работы по обобщению материалов разведки прежних лет, экспедиционному обследованию и картированию торфяных месторождений были проведены за время с 1950 по 1956 гг. Весь комплекс работ, выполненных за это время Карельским филиалом Академии наук, институтом «Гипроторфразведка» и производственными организациями, позволяет дать некоторую обобщающую оценку торфяного фонда Карелии. Предполагаемый торфяной фонд республики в границах нулевой залежи исчисляется в 3500 тыс. га. Из этого количества выявлено методом анализа аэрофотосъемки и картографических материалов 4466 торфяных массивов, с площадью 2427 тыс. га, но только 12% из них исследованы наземно» (Торфяной фонд..., 1957, с. IX).

Сотрудниками лаборатории к 1957 г. были изучены 87 болотных массивов, а к 1979 г. – уже 258. С 1980 года и далее также проводились ежегодные экспедиции, которые пополняли банк данных о типах болот, их флоре, растительности и торфяных залежах и к настоящему времени число изученных нами болот и болотных систем составляет более 300. Позднее Торфяной фонд, с участием сотрудников лаборатории болотоведения, был дополнен новыми сведениями и переиздан Всероссийским трестом Торфгеология (Торфяные месторождения..., 1979) с картой в масштабе 1:500 000.

Новый этап в картографировании и оценке торфяных ресурсов республики начался с внедрением в научные исследования ГИС-технологий, программ MapInfo & ArcView, приобретенных лабораторией в 1998–2000 годах. В результате визуализации на мониторе компьютера информации, имеющейся в справочниках Торфяного фонда, стал возможен ее анализ и оперативная оценка ранее исследованных торфяных болот и их ресурсов. *Компьютерный вариант карты торфяного фонда* (рис. 1 Б) создавался на основе Карт торфяного фонда (1957, 1979) в 2001–2002 гг. (Токарев, 2005). В его электронный вариант вносились поправки, как по количеству, так и суммарному значению площадей болот, особенно в пределах некоторых геоморфологических выделов. Такие поправки были необходимы, поскольку при генерализации выделов и уменьшении масштаба от 1:25 000 до 1:600 000, выпадали объекты менее 100 га. Особенно важны уточнения для территорий с расчлененными формами рельефа (грядовых денудационных и флювиогляциальных), в которых преобладают мелкие болота. Такие территории на обеих Картах торфяного фонда выглядят белыми пятнами (лакунами) без торфяных месторождений. Решение этой проблемы стало возможным при использовании космических снимков Landsat 7 с разрешением 30 м, которые лаборатория приобрела в 2003 г. Так, визуальный анализ заболоченности территории Карелии на электронных версиях космических снимков, по-

казал значительную заболоченность в пределах этих лакун. Оцифровка болот по космоснимкам с использованием ГИС-технологий в эталонных квадратах (10 x 10 км) свидетельствует (рис. 2), что заболоченность в них может колебаться от 15 до 60 % (Токарев, 2005).

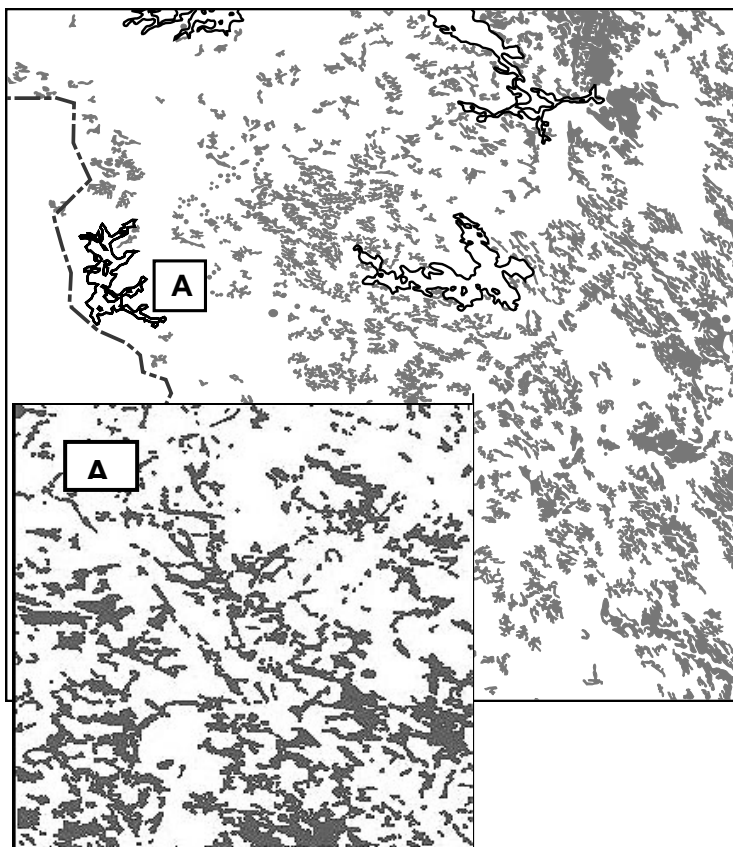


Рис. 2. Фрагмент карты торфяного фонда северо-западной Карелии (наверху), где черным квадратом показана лагуна и тот же квадрат (внизу). Контуры болот в нем оцифрованы по космическому снимку, а заболоченность составляет 20%.

Электронная Карта торфяных месторождений и далее будет служить базой для составления или уточнения новых цифровых тематических карт Карелии, например, типов болот, районирования торфяных ресурсов, запасов болотных ягод (клюквы, морошки и голубики), охраняемых болот, палеоландшафтов и других.

Разработка типологии болот и классификации растительности. С первых лет существования лаборатории при исследовании болот неизменно применялся аэроназемный метод, разработанный Е.А. Галкиной (1953, 1961, 1962; 1964). В камеральный период по результатам дешифрирования аэрофотоснимков выбирались болотные массивы–ключи (эталон), на которых далее проводились детальные наземные исследования. На каждом таком болоте, в зависимости от его сложности, закладывался один или несколько экологических профилей. По ним описывался растительный покров по единой методике, на специально разработанных бланках геоботанических описаний, проводилась зондировка торфяной залежи, далее – бурение с отбором образцов торфа для определения ботанического состава и степени разложения микроскопическим методом. На некоторых болотах, при необходимости, отбирались образцы на спорово–пыльцевой анализ и абсолютный возраст по ^{14}C , а также на химический состав. В большинстве случаев по профилю выполнялась нивелировка поверхности болота. Эти и многие другие данные позволяли сопоставить характер рисунка, отражающий морфологию и растительный покров болот на аэроснимках и в природе (рис. 3). Так накапливался опыт «чтения» снимков, сопоставления их с природными признаками болот, что было необходимо для усовершенствования дешифрирования растительности болот для создания крупномасштабных геоботанических карт (планшетов). Вот как пишет Е.А. Галкина (1964, с.6) об аэроназемном методе: «Исследование болотных массивов с воздуха должно обязательно сопровождаться небольшим количеством контрольных наземных исследований, проводящихся на специально выбранных болотных массивах–ключях. Это массивы, характерные для данной территории и хорошо наземно исследованные. На основании данных, полученных при изучении болотного массива–ключа, устанавливаются разнообразные качественные и количественные характеристики для других генетически однородных с ним массивов». «По мелкомасштабным снимкам можно судить о размерах и конфигурации болотных массивов, если они не слишком малы по площади. На аэроснимках мелкого масштаба, но хорошего качества бывает заметно фотоизображение поверхности массивов, складывающееся из закономерно сменяющих друг друга крупных полос или пятен различного тона, рисунка, размеров, конфигурации и ориентировки».

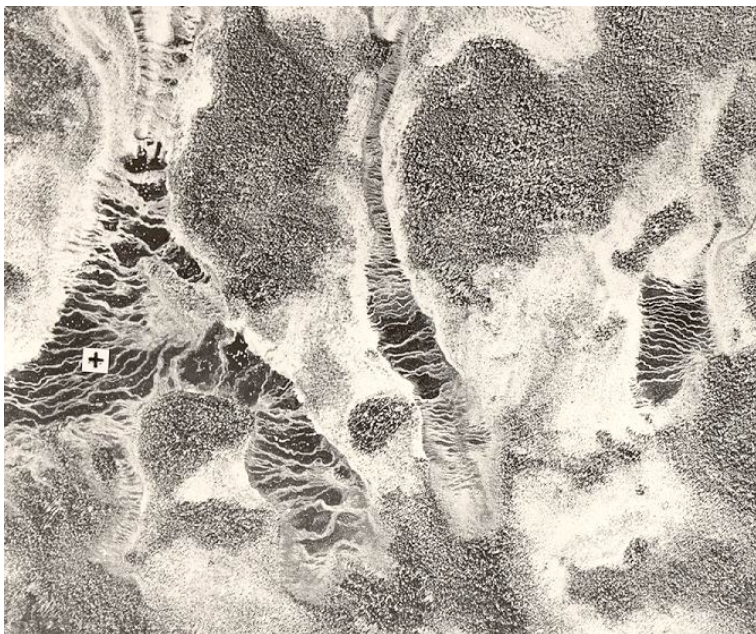


Рис. 3. Аэрофотоснимок болот с хорошо выраженными аапа-комплексами (крестик). Черный фон (озерки с открытой водой) пересекаются светлыми извилистыми полосками (гряды)

Опыт Е.А. Галкиной, а впоследствии и сотрудников лаборатории, стал базой для составления крупномасштабных планшетов растительности болот для всей территории Карелии. Основой для **дешифрирования растительности болот по аэрофотоснимкам** послужили материалы лесоустройства в масштабе 1:25 000 и 1: 50 000, на которых наряду с лесотаксационными данными, полученными по аэрофотоснимкам и наземным исследованиям, были выделены все «голые» контуры болот. Нашей задачей было скопировать контуры болот вместе с квартальной сеткой на планшеты (листы ватмана), которые имели размеры примерно 60х60 см. Дешифрированием растительности болот, наряду с Е.А. Галкиной, занимались О.П. Храмцова, Г.А. Елина, Р.Р. Германова. Естественно и научные сотрудники (Т.К. Юрковская Н.В. Лебедева, Р.П. Козлова) внесли свою долю в эту работу. Растительность болот дешифрировалась с крупномасштабных аэрофотоснимков и отображалась на планшетах с помощью цветовой и штриховой легенды (рис. 4 А). Таким образом, в течение

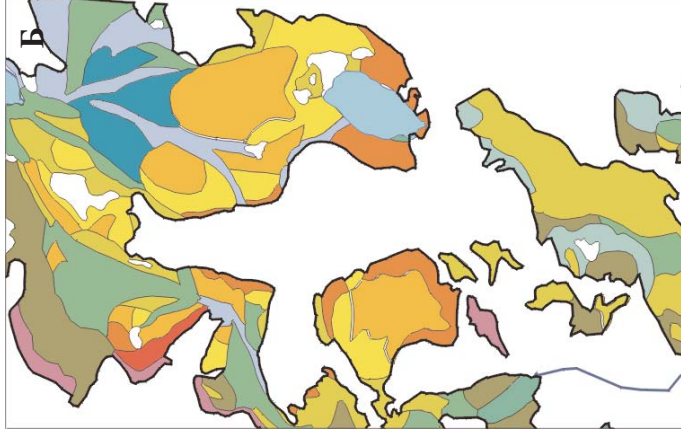
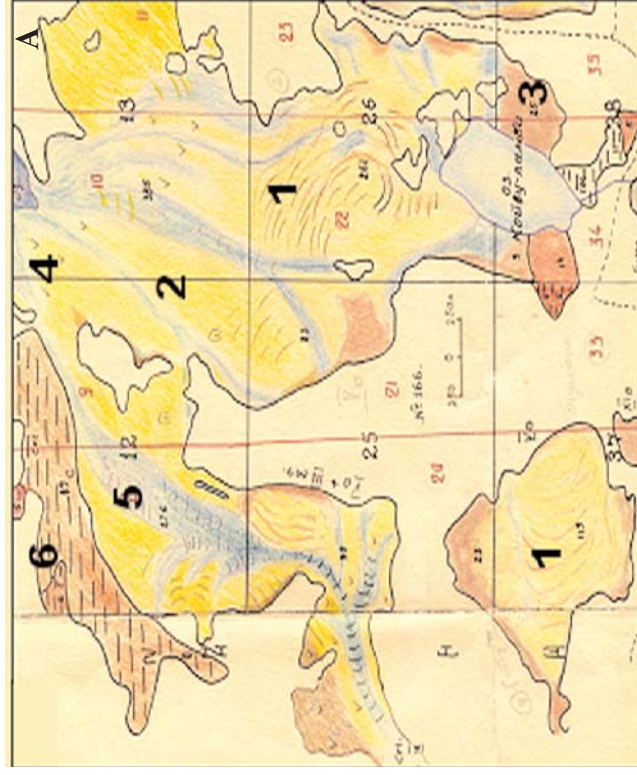


Рис. 4. А. Часть планшета, где показаны болота стационара «Киндасово», отгешифрованные по аэрофотоснимкам. Цифрами отмечены наиболее четко выраженные сообщества и комплексы: 1 – грядово-мочажинные олиготрофные (О), 2 – кустарничково-травяно-сфагновые О, 3 – сосново-грядово-мочажинные О, 4 – травяно-сфагновые мезотрофные (М), 5 – грядово-мочажинные и кустарничково-сфагновые О, 6 – сосновые и елово-сосновые М.

Б – Карта растительности болот стационара Киндасово. Легенда приведена в монографии (Елина, Лукашов, Токарев, 2005)

10 лет были составлены около 1500 планшетов, охватывающие практически всю Карелию. Легенда постоянно совершенствовалась во время ежегодных экспедиций, в которых намеченные болота–ключи сначала изучались по аэроснимкам, затем уточнялись в полевых условиях.

Кроме болотоведческих, на стационаре выполнен комплекс общегеоботанических и палеогеографических исследований. Составлена крупномасштабная карта современной растительности, преломленная позже в программе MapInfo (рис. 4 Б), а на ее основе выполнены реконструкции палеорастительности территории стационара, которые представлены на крупномасштабных картах по трем временным срезам голоцена (Елина, 1981; Елина и др., 2000, 2005).

Все полученные материалы послужили основой для разработки *типологии и классификации болотных массивов Карелии*. Типология болот разрабатывалась с использованием двух подходов: *ландшафтно–геоморфологического* (Галкина, 1946, 1959, 1964), при котором классы болотных массивов выделены по типам вмещающих их котловин, и *фитоценологического–географического* (Цинзерлинг, 1932, 1938; Кац, 1948, 1971; Юрковская, 1964, 1968, 1971), где типы болотных массивов различаются по составу и структуре растительного покрова и их географическому распространению. Первый подход успешно применен при дешифровке растительности болот. Для большинства болот, отдешифрированных на планшетах, установлен и приведен индексом (цифра и буквы) класс болотного массива и фаза развития (по трофности). Фитоценологический–географический подход использован при составлении Карты растительности болот Карелии.

Важнейшим результатом первого этапа деятельности лаборатории явилось создание **Карты растительности болот Карелии** (1967) в масштабе 1:600 000. Она хранится в виде рукописного макета в лаборатории болотных экосистем Первоисточниками для ее создания послужили наземные исследования болот, проведенные сотрудниками лаборатории, и планшеты растительности болот, созданные на основе дешифрирования аэрофотоснимков. Наибольшая нагрузка по составлению карты легла на Т.К. Юрковскую (1968), которая разработала принцип легенды в целом для Карелии и стала автором северного листа карты; над южным листом работала в основном Р.П. Козлова (1971). Общее руководство осуществлял В.Д. Лопатин. Легенда Карты включает 13 типов болотных массивов, 5 типов болотных систем и лесоболотные сочетания (**рис. 5 А**). Карта широко использовалась в прикладных и научных целях и до сих пор не потеряла своего значения как источник, дающий основу для разнообразных биогеографических построений и практических рекомендаций. Ис-

тория создания Карты растительности болот подробно изложена Т.К. Юрковской (Юрковская, Елина, 2005). Используя типологию болот, разработанную при составлении Карты, а также новые данные наземных исследований, нами выделено (Елина и др., 1984) семь укрупненных типов болотных массивов. Часть из них хорошо сопоставляется с известными в литературе географическими типами (Цинзерлинг, 1938; Кац, 1948; Богдановская–Гиенэф, 1949 а, 1949 б; Юрковская, 1980).

Карта растительности болот Карелии в настоящее время визуализирована на основе ГИС–технологий в программе MapInfo Г.А. Елиной (**рис. 5 Б**), при этом она дополнена и уточнена с учетом новых материалов, а легенда к ней обновлена Т.К. Юрковской и приведена в статье (Юрковская, Елина, 2005), где опубликован северная часть карты почти в полном объеме.

В ходе многочисленных маршрутных исследований был собран обширный материал по растительности болот (сотни геоботанических описаний) и назрела необходимость разработки ее классификации. Первая детальная классификация на основе доминантного метода (Цинзерлинг, 1932) была разработана для растительности болот средней Карелии Т.К. Юрковской (1959). Классификации растительности, а также болотных фаций отдельных типов болот или некоторых районов Карелии приводятся в ряде работ (Елина, 1971; Белоусова, 1971; Козлова, 1974). Однако обобщающих классификаций растительности болот и болотных фаций для всей Карелии в то время создано не было.

На базе Карты растительности были разработаны первые дробные районирования болот: для северной Карелии – Т.К. Юрковской (1971), для средней и южной – Е.А. Галкиной и Р.П. Козловой (1971). Позднее на их основе было создано обобщенное и уточненное районирование (Елина и др., 1984).

Основные результаты исследований болот Карелии в 50–60–ые годы опубликованы в статьях ряда тематических сборников (Торфяные..., 1959; Болота и заболоченные ..., 1964; Болота Карелии..., 1971; Очерки..., 1971; Основные ..., 1972; Вопросы комплексного ..., 1973; Пути изучения..., 1974 и др.), в центральных журналах и материалах совещаний и доложены на различных конференциях. На базе лаборатории были проведены ряд всесоюзных конференций и ботанических экскурсий.

Комплексные стационарные биогеоэкологические исследования экосистем болот и заболоченных лесов, с целью разработки путей их рационального использования и охраны, начались с приездом в Карелию в 1968 году чл.–корр. АН СССР Н.И. Пьявченко. Он возглавил Президиум Карельского филиала АН СССР, а также стал заведовать **лабораторией**

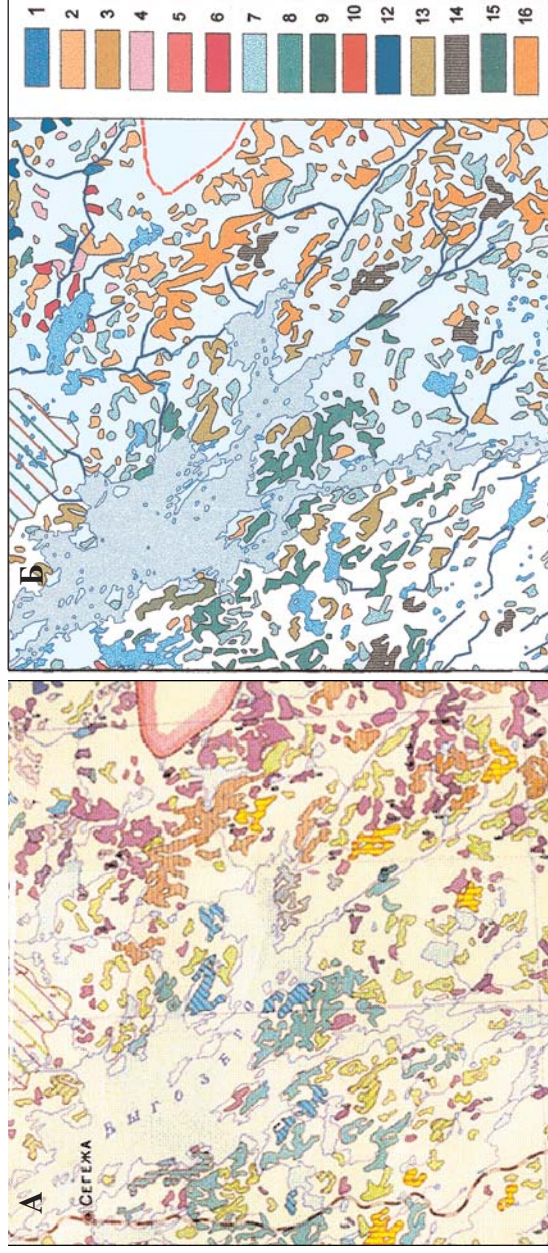


Рис. 5. А. Фрагмент южного листа карты растительности болот южного листа (1967); Б - его компьютерный вариант. Легенду см. (Юрковская, Елина, 2005)

болотоведения. Для проведения этих работ был организован Киндасовский лесоболотный стационар в южной Карелии (Пряжинский район). С 1970 года на стационаре под научным руководством Н.И. Пьявченко сотрудниками ряда лабораторий Института биологии (ИБ) и леса (ИЛ), Отдела водных проблем Карельского филиала АН СССР были начаты комплексные исследования. Целью их было «познание внутренних связей и взаимодействия основных компонентов биогеоценозов болот и заболоченных лесов, определяющих интенсивность материально–энергетического обмена и динамики в естественном состоянии и под влиянием осушения».

При этом ставились и прикладные задачи – обоснование ряда лесохозяйственных мероприятий, направленных на повышение продуктивности заболоченных лесов, разработки режимов использования биологических ресурсов.

Очень большой объем исследований был выполнен на стационаре в 70–80 годах лабораторией болотоведения, когда были заложены многочисленные постоянные пробные площади и организованы многолетние исследования по структуре и динамике естественных и осушенных экосистем болот и заболоченных лесов, а также модельных популяций отдельных видов растений. В течение последних 20 лет на стационаре проводится изучение динамики и функционирования экосистем мелиорированных и естественных болотных и лесных экосистем и влияния лесоосушительной мелиорации на окружающую среду. В числе важнейших результатов этих исследований является установление основных закономерностей функционирования и динамики болотных экосистем таежной зоны. При этом выявлены специфические особенности болотных экосистем и их компонентов:

Высокое видовое и ценотическое разнообразие, а также сложность структуры на разных уровнях организации;

Запасы фитомассы и биологическая продуктивность болотных сообществ таежной зоны значительно ниже, чем в суходольных лесах.

Роль сфагновых мхов в круговороте органического вещества на открытых верховых болотах составляет от 25 до 50 % всех запасов фитомассы и годичной продукции. На переходных травяно–сфагновых болотах основными продуцентами являются сфагновые мхи и травы, поэтому на болотах, по сравнению с лесами, значительно выше доля годичной продукции от общих запасов фитомассы (Елина, Кузнецов, 1977; Елина и др., 1984);

Круговорот органического вещества на болотах является незамкнутым, часть неразложившихся растительных остатков и продуктов их раз-

ложения накапливается в виде торфа, что приводит к выводу из круговорота на века значительных объемов углерода. Это одна из важнейших биосферных функций болот, приобретающая особую роль в настоящее время в связи с усилением антропогенных выбросов углерода в атмосферу;

Многолетние наблюдения за составом растительных сообществ, а также модельными популяциями ряда видов болотных растений, их сезонным развитием, показали высокую устойчивость их структуры. При этом наблюдаются значительные флуктуации обилия и продуктивности популяций отдельных видов растений, а также колебания сроков наступления основных фаз в зависимости от климатических условий вегетационного периода (Максимова, Юдина, 1993; Юдина, Максимова, 1993). Так, линейный прирост некоторых видов сфагновых мхов колеблется в разные годы в 3 – 8 раз, а их годовая продукция – 4 – 5 раз (Грабовик, 2002, 2003). Меньше такие колебания у «кочковых» видов; прирост и годовая продукция гипергидрофильных видов мочажин и топей значительно выше. Это необходимо учитывать при моделировании динамики болотных экосистем, в том числе и при изменении климата;

Изучение сезонного развития 30 видов растений в течение 25 лет позволило получить уникальные данные по связи наступления основных фаз и их продолжительности с суммами эффективных температур (Юдина, Максимова, 1993). Продолжительность разных фаз у каждого вида растений сильно варьирует по годам в зависимости от климатических условий.

Многолетние наблюдения за урожайностью ягод клюквы в различных растительных сообществах показали ее большие колебания по годам (в 5–10 раз), что обусловлено комплексом климатических факторов, как осени предшествующего года, когда происходит формирование генеративных почек, так и вегетационного периода в год плодоношения (Клюкwa в Карелии, 1986; Юдина, Максимова, 2005). По количеству сформировавшихся осенью генеративных почек делается довольно точный прогноз урожая клюквы на следующий год;

Изучено влияние различных сроков и интенсивности сбора растительного сырья ряда лекарственных растений (багульника болотного, вахты трехлистной, сабельника болотного, подбела многолистного) на регенерационную способность и устойчивость ценопопуляций, разработаны оптимальные режимы их использования (Дьячкова, 1991; Юдина и др., 1998). Разработаны экспресс-методы определения ресурсов лекарственного сырья вахты трехлистной и сабельника болотного по проективному покрытию (Дьячкова, Максимова, 1989; Дьячкова, 1991). Результа-

ты стационарных исследований по продуктивности лекарственных и ягодных растений были широко использованы в маршрутных работах лаборатории по оценке их ресурсов на разных типах болот и при создании сети охраняемых болот республики (Клюква в Карелии, 1986; Антипин, Кузнецов, 1998; Кузнецов и др., 2005);

Осуществляется мониторинг состояния ценопопуляций ряда видов орхидных. За период исследований не отмечено резкого снижения параметров ценопопуляций, а наблюдаемые флуктуации носили естественный характер и связаны с особенностями онтогенеза этих видов (Дьячкова, 1996, 1998);

Многолетние исследования (35 лет) динамики состава и структуры растительности разных типов открытых и слабооблесенных болот после осушения показали разные темпы и направленность сукцессионных процессов (**рис. 6**). Общим для всех типов болот является упрощение горизонтальной структуры сообществ, выравнивание микрорельефа, снижение участия, а в дальнейшем и полное выпадение из состава сообществ гипергидрофильных видов сосудистых растений и мхов. В целом сукцессии растительности направлены в сторону мезофитизации с формированием древесного яруса. Наиболее медленно сукцессии происходят на открытых верховых сфагновых болотах (Грабовик, 1991, 1998, 2005).

На стационаре проводилось картографирование геологии, почв, растительности и составлена серия соответствующих крупномасштабных тематических карт.

Наряду со стационарными, лабораторией активно продолжались и маршрутные исследования болот во многих районах республики, охватывающие различные болотоведческие, ресурсоведческие и природоохранные вопросы и направления. Этому способствовал приход в начале 70 годов целой группы молодых сотрудников (В.К. Антипин, С.И. Грабовик, О.Л. Кузнецов, А.И. Максимов, Т.А. Максимова, П.Н. Токарев, Л.В. Филимонова), немного позднее поступили в лабораторию Т.Ю. Дьячкова, М.А. Бойчук. Все они быстро восприняли научные традиции лаборатории и в разные годы защитили кандидатские диссертации. В начале 80-ых лет начались научные контакты лаборатории с зарубежными коллегами из Финляндии (Ю. Васари, Р. Руухиярви, Т. Линдхольм, Х. Васандер),

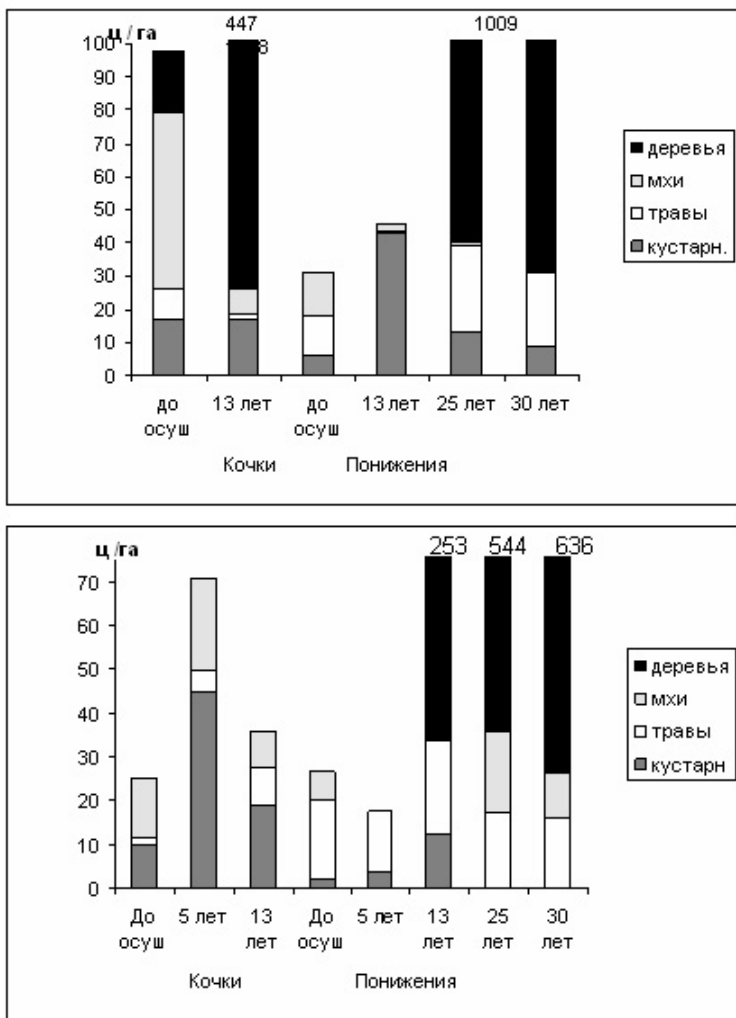


Рис. 6. Изменение надземной фитомассы под влиянием осушения: на кочках и понижениях: А – слабооблесенного кочковато-западного комплекса *Sphagneta angustifolii* + *Herbeto* с редкой *Betula pubescens*; Б – кочковато-топяного комплекса *Sphagneta centrale* + *Herbeto-Sphagneta subsecundi*

Чехословакии (К. и Э. Рыбнички, В. Янковска) и ряда других стран, которые затем перешли в совместные международные проекты.

Изучение флоры и растительности Карелии, охрана болотных экосистем. Лабораторией болотоведения к середине 80 годов были накоплены обширные сведения по флоре и растительности болот, и назрела необходимость их обобщения. Выполнен детальный анализ флоры сосудистых растений (Кузнецов, 1989, 2003) и листостебельных мхов (Максимов, 1988; Кузнецов, Максимов, 2005). Флора болот Карелии включает 300 видов сосудистых растений и 133 вида листостебельных мхов (Кузнецов, наст. сборник).

Для разработки классификации растительности болот была создана фитоценоотека на карточках, включающая более 4 тыс. геоботанических описаний, составлены сводные таблицы предварительно выделенных синтаксонов. Первоначально был выбран эколого–флористический метод, с использованием которого была составлена предварительная классификации растительности болот Карелии (Кузнецов, 1991, 1993; Kuznetsov et al., 2000), при этом некоторые вновь выделенные синтаксоны не были валидно опубликованы. В дальнейшем мы отказались от использования этого метода и был выбран тополого–экологический подход к классификации, который сейчас реализован в новой классификации растительности (Кузнецов, 2000, 2003, 2005). В последние годы было уделено внимание изучению структуры, генезиса и динамики болотных лесов, разработана их оригинальная классификация (Кутенков, 2005).

Научные интересы сотрудников лаборатории вышли за пределы болотных экосистем. Во время экспедиций велся активный сбор гербарного материала во всех биотопах, уже к середине 80–ых лет был создан Гербарий лаборатории, как часть Гербария КарНЦ РАН (PTZ). Лаборатория активно включилась в изучение биоразнообразия растительного покрова Карелии (Кравченко, Кузнецов, 1993, 2001; Кузнецов, 1993; Кравченко и др., 2000), детально изучена бриофлора республики, в ее составе выявлено много новых видов (Максимов и др., 2003), выполнены исследования бриофлоры наиболее крупных ООПТ (Бойчук, 2001, 2003). С 1997 года начаты работы по изучению лугов Карелии и прилегающих регионов (Знаменский, 2003, Znamenskiy, Kuznetsov, 2005).

Большое внимание уделялось выявлению ценных природных территорий с организацией их охраны. По предложениям сотрудников лаборатории или с их участием были созданы многие особо охраняемые природные территории (ООПТ) республики (Антипин, Токарев, 1985, 1991; Хохлова и др., 2000 и др.). Одним из важных итогов этих работ стало издание Красной книги Карелии (1995), в которой сотрудники лаборатории

являются соавторами списка и большинства очерков в разделе по сосудистым растениям, А.И. Максимов – автором всего раздела по бриофлоре, а О.Л. Кузнецов – редактором всей ботанической части. Материалы Красной книги Карелии (1995) легли в основу обобщающей Красной книги восточной Фенноскандии (Red Data..., 1998).

Лесоосушительная мелиорация, начавшаяся в Карелии в конце 60 годов, достигала 50–60 тыс. га в год, причем в основном в южной Карелии. Это потребовало проведения специальных исследований и организацию охраны болот. Этой сложной работе более 20 лет посвятили В.К. Антипин и П.Н. Токарев. В республике создана обширная сеть охраняемых болот в составе ООПТ различного статуса, в том числе несколько болотных заказников и 65 болотных памятников природы (Антипин, Токарев, 1985, 1990, 1991; Хохлова и др., 1995, 2000; Антипин, Кузнецов, 1998). Существующая сеть не обеспечивает сохранения всего разнообразия болот республики (рис. 7), поэтому работы по ее оптимизации продолжают в рамках ряда проектов.

Результаты исследований лаборатории 70–90 годов отражены в ряде монографий (Елина, 1981; 1987, 1993, Елина и др., 1984, 2000; Клюква в Карелии, 1986; Юдина и др., 1988; Орлов, 1991; Методы исследований..., 1991; Юдина, Максимова, 1993), тематических сборников (Вопросы комплексного..., 1973; Пути изучения..., 1974; Биологические ресурсы..., 1977; Стационарное изучение..., 1977; Экология..., 1979; Болота..., 1980; Комплексные исследования..., 1982; Эколога–биологические..., 1982; Структура растительности..., 1983; Вопросы экологии..., 1985; Болотные экосистемы..., 1988; Принципы и методы..., 1989; Studies of mire..., 1991; Биоразнообразие..., 1998; Динамика..., 2000; Heikkilä et al., 2001; Tugunen et al., 2002 и др.), а также в многочисленных статьях в журналах и материалах различных конференций. Лабораторией были проведены несколько всесоюзных и международных совещаний и симпозиумов, ботанических экскурсий.

С 1965 г. разрабатывается направление, которое обобщенно можно назвать **«палеорастительность и палеогеография позднеледниковья и голоцена восточной Фенноскандии»**. Долгие годы, с 1955 года, работая на болотах, мы видели, что они различаются по флоре и растительности, стратиграфии залежи, ее глубине и другим показателям. Естественно, возникали вопросы; «когда возникли те или иные болота, с какой скоростью происходило заболачивание после отступления ледника и многие другие». Постепенно на них находились ответы, многие из которых получены с помощью спорово–пыльцевого анализа. Был установлен максимальный и средний возраст болот (от 9000 до 5000 лет), скорость распро-

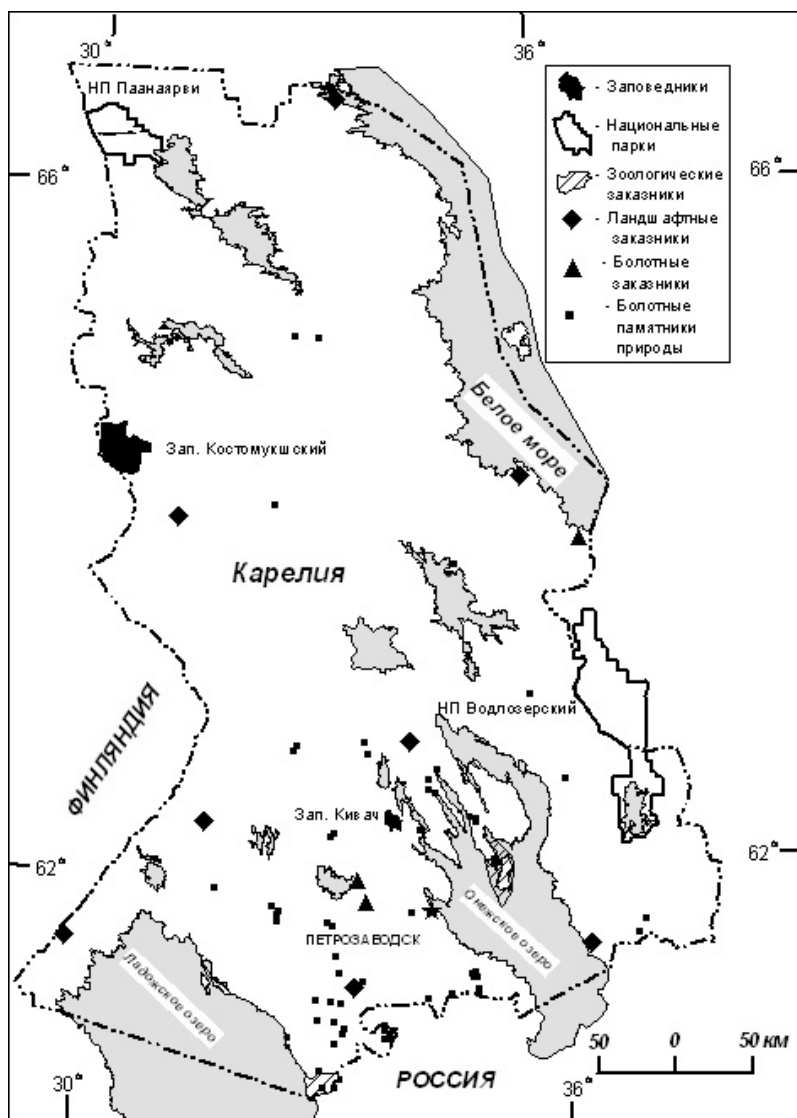


Рис. 7. Особо охраняемые территории Карелии

странения болот (около 400 га/год). Накапливались знания и опыт, количество спорово-пыльцевых диаграмм (СПД) достигло 83, а радиоуглеродных датировок –216. В настоящее время информативность СПД (в сравнении с 60–70 гг.) повысилась на 2–3 порядка, поэтому теперь достаточно уверенно реконструируются зональная, региональная и локальная палеорастительность. В целом, СПД характеризуют весь голоцен и позднеледниковье за 11 600 лет. В результате, выполнена реконструкция палеорастительности, палеоклимата, палеогидрологии; и как итог – установлены главные тенденции развития ведущих экосистем; проведено картографирование палеорастительности восточной Фенноскандии в мелком масштабе на шести временных срезах (Елина, Лукашов, Юрковская, 2000). Разработаны подходы и методы для установления палеоландшафтов (ПЛ), в пределах которых составлены серии специальных карт: геологии, палеорастительности и ПЛ на три временных среза – 2000, 3500 и 6000 л.н. Получены данные по этапам динамики ПЛ, которые оценивались с учетом структуры растительного покрова (Елина, Лукашов, Токарев, 2005). Кроме выше указанных, были опубликованы еще две монографии (Елина, 1981; Елина и др., 1984), а также многочисленные статьи в российских и зарубежных изданиях (Климанов, Елина, 1984; Елина, Антипин, 1992; Елина, Лебедева, 1992; Елина, 1994; Елина и др., 2002; ;Elina, 1985, 1999; Yelina,1987; Elina, Filimonova, 1987; 1996; Elina et al., 1995; Elina et al., 1996; Filimonova, et al., 1996; Elina & Kuznetsov , 1996; Tarasov et al., 1993; 1999; Wohlfarth B., et.al., 2002, 2004 и др.).

Вопросы аккумуляции торфа и углерода неоднократно рассматривались нами при реконструкциях динамики болотных экосистем (Елина и др., 1984, 1994, 2000; Kuznetsov, 1996). Сейчас эта актуальная проблема изучается в рамках проекта РФФИ ***«Установление закономерностей аккумуляции торфа и углерода в голоцене»***. При этом рассматриваются зависимости вертикальной и горизонтальной скорости накопления торфа от гидрогеологических выделов, геоморфологических и болотных районов, ботанико–географических подзон. Создаются многоплановые базы данных (БД) фактического материала с использованием ГИС-технологий.

Новые данные по скорости торфонакопления и аккумуляции углерода получены и в рамках российско-финляндского проекта на основе серий радиоуглеродных датировок в ряде районов Карелии. Результаты таких исследований по крупному болоту Юпяжсуо приводятся в данном сборнике в статье Р.Хейккиля с соавторами (Heikkila et al., наст. сборник).

В конце 80–ых лет лаборатория получила свое современное название – **лаборатория болотных экосистем**. Она расширила географию

своих исследований, были организованы экспедиции на Кольский полуостров, в западные районы Архангельской области, а также проведены исследования болот ряда национальных парков Финляндии в рамках совместных проектов с Министерством окружающей среды Финляндии. В это время стала меняться система финансирования научных учреждений, появились различные фонды и гранты. Начиная с 90 годов лаборатория постоянно имеет дополнительное финансирование на проведение исследований из различных источников: исследовательские, экспедиционные и издательский проекты РФФИ (руководитель д.б.н. Г.А. Елина), проект Министерства промышленности, науки и технологий РФ (рук. к.б.н. О.Л. Кузнецов), проекты с Министерством окружающей среды Финляндии (рук. О.Л. Кузнецов). Лаборатория участвует в выполнении федеральных целевых программ по приоритетным направлениям науки, программ ОБН РАН, а также работает по различным договорам с организациями Карелии и других регионов.

Заключение. За 55 лет в Институте биологии Карельского научного центра РАН сформировалась карельская научная школа болотоведения, известная и признанная во всем мире и успешно работающая в настоящее время. Лабораторией болотных экосистем получены и обобщены обширные результаты по флоре, растительности, типологии и генезису болотных экосистем восточной Фенноскандии, установлены закономерности их структурно–функциональной организации и динамики. Разработаны оригинальные классификации растительности, торфов и торфяных залежей Карелии, научные основы рационального использования и охраны болот и их ресурсов. Выполнены реконструкции палеорастительности, палеоклимата и палеогидрологии восточной Фенноскандии, на их основе установлены главные тенденции динамики экосистем региона в позднеледниковье и голоцене. Результаты исследований обобщены в ряде крупных монографий, многочисленных статьях и сборниках, тематических картах.

Научные разработки и рекомендации лаборатории нашли широкое применение в Карелии при создании сети охраняемых территорий, планировании мелиоративных работ и в других направлениях хозяйственной и научной деятельности.

Литература

- Антипин В.К., Кузнецов О.Л. Охрана разнообразия болот Карелии // Биоразнообразие, динамика и охрана болотных экосистем восточной Фенноскандии. Петрозаводск, 1998. С.10–30.
- Антипин В.К., Токарев П.Н. Охрана болот Карелии // Вопросы экологии растений болот, болотных местообитаний и торфяных залежей. Петрозаводск, 1985. С.165-183.
- Антипин В.К., Токарев П.Н. Болота – памятники природы // Ботан. журн., 1990. Т. 75. № 5. С. 738-742.

- Антипин В.К., Токарев П.Н. Охраняемые болота Карелии. Петрозаводск, 1991. 46 с.
- Белюсова Н.А. Геоморфология и растительность болот южной части Онежско-Беломорского водораздела // Болота Карелии и пути их освоения. Петрозаводск, 1971. С. 37–50.
- Биологические ресурсы района Костомукши, пути освоения и охраны. Петрозаводск, 1977. 191с.
- Биоразнообразие, динамика и охрана болотных экосистем восточной Фенноскандии. Петрозаводск, 1998. 167 с.
- Биоразнообразие, динамика и ресурсы болотных экосистем восточной Фенноскандии. Петрозаводск. Тр. Кар.НЦ РАН, вып. 8. 2005. 177 с.
- Благовещенский Г. А. Эволюция растительного покрова болотного массива 1007 км у ст. Лоухи (Карелия). // Тр. Ботан. ин-та АН СССР. Сер. 3. Геоботаника, 1936. Вып. 3. С. 141–232.
- Богдановская–Гиенэф И. Д. Образование и развитие гряд и мочажин на болотах // Сов. ботан., 1936. № 6. С. 35–52.
- Богдановская–Гиенэф И. Д. Типы верховых болот СССР. //Тр. 2-го Всесоюз. геогр. съезда. М., 1949а. Т. 3. С. 144–152.
- Богдановская–Гиенэф И.Д. О принципах классификации болотных массивов и о типах болот Карелии // Природные ресурсы, история и культура Карело–Финской АССР. Петрозаводск. 1949 б. Вып. 2. С.57–67.
- Богдановская–Гиенэф И.Д. О некоторых регрессивных явлениях на верховых болотах // Академику В. Н.Сукачеву к 75-летию со дня рождения. М.; Л., 1956. С. 90–107.
- Бойчук М.А. К флоре листостебельных мхов заповедника «Костомукшский» и его окрестностей // Новости сист. низш. раст. СПб., 2001. Т.35. С.217–229.
- Бойчук М.А. Сравнение флоры листостебельных мхов некоторых охраняемых природных территорий Карелии // Труды КарНЦ РАН. Биogeография Карелии. Петрозаводск, 2003. Вып. 4. С. 30–36.
- Болота и заболоченные земли Карелии. Петрозаводск, 1964. 171 с.
- Болота Карелии и пути их освоения. Петрозаводск, 1971, 188 с.
- Болота Европейского Севера СССР. Структура, генезис, динамика. Петрозаводск, 1980. 237 с.
- Болотные экосистемы Европейского Севера. Петрозаводск, 1988. 206 с.
- Боч М. С. Достижения современного болотоведения. // Итоги науки и техники. Сер. Ботаника. Т.2. М., 1978. С.5–65.
- Боч М. С, Мазинг В. В. Экосистемы болот СССР. Л., 1979. 120 с.
- Вопросы комплексного изучения болот. Петрозаводск, 1973. 180 с.
- Вопросы экологии растений болот, болотных местообитаний и торфяных залежей. Петрозаводск, 1985. 190 с.
- Галкина Е. А. Типы болот Тунгудского района АКССР. // Геоботаника. Л., 1936. Вып. 3. С. 307–344.
- Галкина Е. А. Болотные ландшафты и принципы их классификации. // Сборник работ БИН АН СССР, выполненных в Ленинграде за 3 года Великой Отечественной войны (1941–1943). М.–Л., 1946. С.139–156.
- Галкина Е. А. Пути использования аэрофотосъемки в болотоведении // Ботан. журн. 1953. Т. 38, № 6. С. 893–901.
- Галкина Е. А. Болотные ландшафты лесной зоны //Геогр. сб. М.;Л.,1955.VII. С.75–84.
- Галкина Е. А. Болотные ландшафты Карелии и принципы их классификации // Торфяные болота Карелии. Петрозаводск, 1959. С.3–48.
- Галкина Е. А. Применение аэрометодов при изучении структуры элементов географического ландшафта (на примере болотных ландшафтов) // Применение аэрометодов в ландшафтных исследованиях. М.; Л., 1961. С. 84–104.

- Галкина Е. А. Особенности картирования растительного покрова: (с применением материалов аэрофотосъемки) // Принципы и методы геоботанического картографирования. М.; Л., 1962. С. 121–130.
- Галкина Е. А. Методы использования аэрофотоснимков для типизации и картирования болотных массивов // Болота и заболоченные земли Карелии. Петрозаводск, 1964. С. 5–33.
- Галкина Е.А., Козлова Р.П. Принципы районирования болот (на примере районирования болот южной и средней Карелии) // Очерки по растительному покрову Карельской АССР. Петрозаводск, 1971. С.123–176.
- Грабовик С.И. Изменение биологической продуктивности мезотрофных болот под влиянием осушения // Методы исследований болотных экосистем таежной зоны. Л., 1991. С. 28–41.
- Грабовик С.И. Динамика растительного покрова и биологической продуктивности сосняка кустарничково–осоково–сфагнового под влиянием осушения // Биоразнообразие, динамика и охрана болотных экосистем восточной Финноскандии. Петрозаводск, 1998. С. 63–72.
- Грабовик С.И. Динамика годичного пророста у некоторых видов SPHAGNUM L. в различных комплексах болот южной Карелии // Раст. ресурсы, 2002. Вып. 4. С. 62–68.
- Грабовик С.И. Динамика продуктивности ценопопуляций сфагновых мхов южной Карелии // Бот. журн., 2003. Т. 88, № 4. С. 41–48.
- Грабовик С.И. Постмелиоративная динамика растительности мезотрофных травяно–сфагновых болот южной Карелии // Труды КарНЦ РАН. Петрозаводск, 2005. Вып. 8. С. 155–162.
- Динамика болотных экосистем северной Евразии в голоцене. Петрозаводск, 2000. 77 с.
- Докукин М. В. Болота северной Карелии и Мурманского края. Л., 1929. 72 с.
- Дьячкова Т. Ю. Оценка растительных ресурсов болот на типолого–географической основе // Методы исследований болотных экосистем таежной зоны. Л., 1991. С. 67–72.
- Дьячкова Т.Ю. Ценопопуляции орхидных на территории лесоболотного заказника в Киндасово // Эколого–биологическое обоснование гидросомелиорации и реконструкции лесосомнительных систем. Петрозаводск, 1996. С. 59–60.
- Дьячкова Т.Ю. Структура ценопопуляций семейства *Orchidaceae* в Карелии // Биоразнообразие, динамика и охрана болотных экосистем восточной Финноскандии. Петрозаводск, 1998. С. 87–97.
- Дьячкова Т.Ю., Максимова Т.А. Экспресс–метод определения урожайности вахты трехлистной по проективному покрытию // Принципы и методы рационального использования дикорастущих полезных растений. Петрозаводск, 1989. С. 89–97.
- Елина Г.А. Типы болот Прибеломорской низменности // Болота Карелии и пути их освоения. Петрозаводск, 1971. С.51–79.
- Елина Г.А. Принципы и методы реконструкции и картирования растительности голоцена. Л. Наука. 1981. 159 с.
- Елина Г.А. Многоликые болота. Л. Наука, 1987. 191 с.
- Елина Г.А. Аптека на болоте. Л. Наука, 1993. 495 с.
- Елина Г.А. Динамика болотообразования на северо–западе России в голоцене// Биогеоценологические особенности болот и их рациональное использование. Чтения памяти академика В.Н. Сукачева. XI. М., 1994. С. 61–84.
- Елина Г.А., Антипин В.К. Эндо– и экзогенные сукцессии растительности болот бассейна Онежского озера в голоцене // Ботан. журн. 1992. Т. 77. №3. С.16–29.
- Елина Г.А., Кузнецов О.Л. Биологическая продуктивность болот южной Карелии // Стационарное изучение болот и заболоченных лесов в связи с мелиорацией. Петрозаводск, 1977. С. 105–123.
- Елина Г.А., Кузнецов О.Л., Максимов А.И. Структурно–функциональная организация и динамика болотных экосистем Карелии. Л. Наука, 1984. 128 с.

- Елина Г.А., Лебедева Р.М. Динамика растительности и палеогеографии голоцена Карельского берега Прибеломорской низменности // Ботан. журн. 1992. Т. 77. № 5. С. 17–29.
- Елина Г. А., Лукашов А. Д., Юрковская Т.К. Позднеледниковье и голоцен восточной Фенноскандии (палерастительность и палеогеография). Петрозаводск, 2000. 242 с.
- Елина Г.А., Лукашов А.Д., Токарев П.Н. Картографирование растительности и ландшафтов на временных срезах голоцена таежной зоны восточной Фенноскандии. СПб. Наука, 2005. 112 с.
- Елина Г.А., Филимонова Л.В., Кузнецов О.Л. и др. Влияние палеогидрологических факторов на динамику растительности болот и аккумуляцию торфа // Ботан. журн. 1994. Т.79, № 1. С. 53–69
- Елина Г. А., Филимонова Л. В., Лаврова Н. Б. Палинологические исследования тундровой зоны Кольского полуострова: новые методические подходы. Ботан. журн. 2002. Т.87, вып.1 С. 3–27.
- Знаменский С.Р. Луга // Разнообразие биоты Карелии: условия формирования, сообщества, виды. Петрозаводск, 2003. С.76–81.
- Карта растительности болот Карельской АССР. Рукопись. Фонды Ин-та биологии КарНЦ РАН. Петрозаводск 1968. 2л.
- Кац Н.Я. Типы болот СССР и западной Европы и их географическое распространение. М.,Огиз. Географгиз, 1948. 320 с.
- Кац Н. Я. О выпуклых болотах побережий морей на западных границах СССР // Бюлл. Моск. о-ва испыт. природы. Отд. биол., 1961.Т. 66. Вып. 2. С. 44–64.
- Кац Н. Я. Болота земного шара. М, 1971. 295 с.
- Климанов В.А., Елина Г.А. Изменение климата на северо-западе Русской равнины в голоцене // ДАН СССР. 1984. Т. 274. № 5. С. 1164–1167.
- Клюква в Карелии. Петрозаводск, 1986. 208 с.
- Козлова Р.П. Методика составления карты растительности болот южной и средней Карелии // Болота Карелии и пути их освоения. Петрозаводск, 1971. С.171–176.
- Козлова Р.П. Основные фации евтрофных и мезоолиготрофных болотных массивов Карелии //Пути изучения и освоения болот северо-запада европейской части СССР. Л., 1974. С.11–25.
- Комплексные исследования растительности болот Карелии. Петрозаводск, 1982. 190 с.
- Кравченко А.В., Гнатюк Е.П., Кузнецов О.Л. Распространение и встречаемость сосудистых растений по флористическим районам Карелии. Петрозаводск, 2000. 75 с.
- Кравченко А.В., Кузнецов О.Л. Редкие и нуждающиеся в охране высшие сосудистые растения Карелии // Растительный мир Карелии и проблемы его охраны. Петрозаводск, 1993. С.92–107.
- Кравченко А.В., Кузнецов О.Л. Особенности биогеографических провинций Карелии на основе анализа флоры сосудистых растений // Тр. Кар НЦ РАН. Биогеография Карелии. Петрозаводск, 2001. Вып.2. С.59–64.
- Красная книга Карелии. Петрозаводск, 1995. 286 с.
- Кузнецов О.Л. Анализ флоры болот Карелии // Ботан. журн., 1989. Т.74. N 2. С. 153–167.
- Кузнецов О.Л. Эколого-флористическая классификация сфагновых сообществ болот // Методы исследований болотных экосистем таежной зоны. Л., 1991. С. 4–24.
- Кузнецов О.Л. Классификация болотных сообществ из *Sphagnum fuscum*, *S.magellanicum* и *S.angustifolium* в Карелии //Вопросы классификации болотной растительности. С.–П., 1993. С.54–67.
- Кузнецов О.Л. Топо-экологическая классификация растительности болот Карелии // Динамика болотных экосистем северной Евразии в голоцене. Петрозаводск, 2000. С.28–34.
- Кузнецов О.Л. Растительность болот // Разнообразие биоты Карелии: условия формирования, сообщества, виды. Петрозаводск, 2003. С.61–68.

- Кузнецов О.Л. Тополого–экологическая классификация растительности болот Карелии (омбротрофные и олиготрофные сообщества) технологий // Биоразнообразие, динамика и ресурсы болотных экосистем восточной Фенноскандии. Тр. Кар.НЦ РАН, вып. 8. Петрозаводск, 2005. С. 15–46.
- Кузнецов О.Л., Максимов А. И. Парциальные бриофлоры болот Карелии. Там же. С.138–145.
- Кузнецов О.Л., Антипин В.К., Грабовик С.И Дьячкова Т.Ю. Токарев П.Н. Растительные ресурсы болот Карелии // Фундаментальные основы управления биологическими ресурсами. М., 2005.С. 195–202.
- Кутенков С.А. Классификация болотных лесов среднетаежной подзоны Карелии. Там же. С.47–64.
- Максимов А. И. Флора листостебельных мхов болот Карелии и ее анализ // Флористические исследования в Карелии. Петрозаводск, 1988. С. 35–62.
- Максимов А. И., Максимова Т.А., Бойчук М.А. Листостебельные мхи болот // Разнообразие биоты Карелии: условия формирования, сообщества, виды. Петрозаводск, 2003. С.105–119.
- Максимова Т.А., Юдина В.Ф. Флюктуации растительности мезотрофной болотной фации на охраняемом болоте в южной Карелии // Растительный мир Карелии и проблемы его охраны. Петрозаводск, 1993. С. 164–169.
- Маяревский К. Колонизационные обследования территории, отведенной Мурманской ж.д. // Второй год колониз. работы Мурман. жел.дор. за 1924–1925 г.г. Л., 1926.
- Методы исследований болотных экосистем таежной зоны. Л., Наука, 1991.129 с.
- Орлов Е.Д. Грунтовое водное питание на объектах лесосушения в Карелии. Л.: Наука, 1991. 164 с.
- Основные принципы изучения болотных биогеоценозов. Л.. Наука. 1972. 120 с.
- Очерки по растительному покрову Карельской АССР. Петрозаводск, 1971, 207 с.
- Принципы и методы рационального использования дикорастущих полезных растений. Петрозаводск, 1989. 167 с.
- Пути изучения и освоения болот северо–запада европейской части СССР. Л., Наука, 1974, 195 с.
- Пьявченко Н. И. К познанию природы грядово–мочажинных болотных комплексов карельского типа // Тр. Ин–та леса АН СССР. 1953. Т.13. С.130–147.
- Пьявченко Н. И. Лесное болотоведение. М., 1963. 192 с.
- Пьявченко Н. И. О типах болот и торфа в болотоведении //Основные принципы изучения болотных биогеоценозов. Л., 1972. С. 35–43.
- Пьявченко Н. И. О научных основах классификации болотных биогеоценозов.//Типы болот СССР и принципы их классификации. Л., 1974. С. 35–43.
- Ресурсы ягодных и лекарственных растений и методы их изучения. Петрозаводск, 1975. 160 с.
- Стационарное изучение болот и заболоченных лесов в связи с мелиорацией. Петрозаводск, 1977. 152 с.
- Структура растительности и ресурсы болот Карелии. Петрозаводск, 1983. 178 с.
- Токарев П.Н. Разработка методики дешифрирования на космоснимках основных типов болотных участков Карелии с использованием материалов наземных и дистанционных исследований на основе ГИС–технологий // Биоразнообразие, динамика и ресурсы болотных экосистем восточной Фенноскандии. Тр. Кар.НЦ РАН.,2005. Вып. 8. С. 65–78.
- Торфяной фонд РСФСР. Карельская АССР. М., 1957. 200 с.
- Торфяные болота Карелии. Петрозаводск, 1959. 160 с.
- Торфяные месторождения Карельской АССР. М. 1979. 636 с.
- Тюремнов С.Н. Торфяные месторождения и их разведка. М.; Л., 1949. 464 с.
- Тюремнов С. Н. Торфяные месторождения. М, 1976. 487 с.

- Хохлова Т.Ю., Антипин В.К., Токарев П.Н. Особо охраняемые природные территории Карелии. Изд. перв. Петрозаводск, 1995. 280 с.; изд. второе, Петрозаводск, 2000. 311 с.
- Цинзерлинг Ю. Д. География растительного покрова Северо-Запада европейской части СССР. Л. 1932. 376 с.
- Цинзерлинг Ю.Д. Растительность болот // Растительность СССР. М.; Л., 1938. Т.1. С. 355–428
- Эколого-биологические особенности и продуктивность растений болот. Петрозаводск, 1982. 209 с.
- Экология, продуктивность и биохимический состав лекарственных и ягодных растений лесов и болот Карелии. Петрозаводск, 1979. 167 с.
- Юдина В.Ф., Дьячкова Т. Ю., Бразовская Т. И., Максимова Т. А. Восстановление популяций *Comarum palustre* L. после заготовки надземной части // Раст. ресурсы. 1998. Т. 34. Вып. 3. С. 51–55.
- Юдина В.Ф., Максимова Т.А. Сезонное развитие растений болот. Петрозаводск, 1993. 168 с.
- Юдина В.Ф., Максимова Т.А. Динамика урожайности клюквы болотной в южной Карелии // Экология. 2005а. № 4. С. 264–268.
- Юдина В.Ф., Максимова Т.А. Особенности плодоношения ягодных растений на болотах южной Карелии //Тр. КарНЦ РАН.. Петрозаводск, 2005б. Вып. 8. С. 163–168.
- Юдина В.Ф. , Холопцева Н.П., Либман Л.А.. Полезные растения Карелии, Л.: Наука, 1988. 280 с.
- Юрковская Т. К. Краткий очерк растительности болот средней Карелии //Торфяные болот Карелии. Петрозаводск, 1959. С. 108–124.
- Юрковская Т. К. Типы болот Лоухского района КАССР //Болота и заболоченные земли Карелии. Петрозаводск, 1964. С. 34–71.
- Юрковская Т.К. О некоторых принципах построения легенды карты растительности болот // Геоботаническое картографирование 1968. Л., 1968. С. 44–51.
- Юрковская Т.К. Схема болотного районирования северной Карелии //очерки по растительному покрову Карельской АССР. Петрозаводск; Карелия. 1971. С. 177–193.
- Юрковская Т.К. Типы болотных массивов на обзорной карте растительного покрова лесной зоны европейской части СССР. // Типы болот СССР и принципы их классификации. Л., 1974. С. 57–62
- Юрковская Т. К. География растительного покрова типов болотных массивов европейской части СССР// Ботан. журн., 1975. Т., 60, № 9. С. 1251–1264.
- Юрковская Т. К. Болота // Растительность европейской части СССР. Л., 1980, С. 300–345.
- Юрковская Т.К., Елина Г.А. Картографический анализ болот северо-востока Карелии // Биоразнообразие, динамика и ресурсы болотных экосистем восточной Финноскандии. Тр. КарНЦ РАН. 2005. Вып. 8. С. 6–14.
- Aario L. Pflanzentopographische und palaogeographische Mooruntersuchungen in N-Satakunta //Fennia, 1932. T.55. N 1. S.1–179.
- Auer V. Über die Entstehung der Strange auf den Torfmooren //Acta For.Fenn., 1920. T. 12. N 2. S.1–145.
- Auer V. Suotutkimuksia Kuusamon ja Kuolajarven vaara-alueilta //Comm. Inst. Quaest. Forest. Finnl.1923. 6(1). S.1–368.
- Brandt A. Hiisjärven luonnonpuiston kasvillisuudesta // Silva Fennica, N 32, 1933. S.1–109.
- Cajander A.K. Studien über die Moore Finnlands //Acta Forest. Fennica. 1913. 2(3). S. 1–208.
- Elina G.A. The History of Vegetation in the Holocene on the Karelian Territory // Aquilo. Ser. Botanica. Vol. 22. 1985. P. 1–36.
- Elina (Yelina) G.A. The main regularities of the Holocene vegetation and climate in the east of the Baltic Shield. // Palaeohydrology of the Temperate Zone. Vol. III. Mires and Lakes. Tallinn «Valgus». 1987. P.70–86.

- Elina G.A.* Vegetation in Karelia during the Late–Glacial Holocene // *Paleontological Journal*. Vol.33. № 5. № 3. P.1999. 525–531.
- Elina G., Filimonova L.* Late glacial vegetation on the territory of Karelia // *Palaeohydrology of the temperate zone*. Vol. III. Mires and Lakes. Tallinn «Valgus». 1987. P. 53–69.
- Elina G., Filimonova L., Klimanov V.* Late glacial and Holocene paleogeography of east Fennoscandia // *Climate and Environment changes of east Europe during Holocene and Late–Middle Pleistocene*. Moscow. 1995. P. 20–27.
- Elina G.A., Filimonova L.V.* Russian Karelia// *Palaeoecological Events during the last 15000 Years. Regional Syntheses of Palaeoecological Studies of Lake and Mires in Europe*. 1996. P.353–366.
- Elina G.A., Shelekhova T.S., Tarasov P.E., Harrison S.P.* Paanayarvi Lake, Karelia, Russia // *Lake Status Records from the Former Soviet Union and Mongolia: Documentation of the Second Version of the Database*. Paleoclimatology Publication Series Report № 5. Boulder, Colorado, USA. 1996. P. 57–58.
- Elina G.A. & Kuznetsov O.L.* Paleovegetation and Paleogeography of Holocene of Pribelomorskaya lowland in Karelia; prognosis for 1000 years // *Aquilo Ser.Bot.* V.36. 1996. P. 9–20.
- Filimonova L.V., Tarasov P.E., Pushenko M.Ya.* Moshkarnoe Mire, Karelia, Russia // *Lake Status Record from the Former Soviet Union and Mongolia: Documentation of the Second Version of the Database*. Paleoclimatology Publication Series Report No. 5. Boulder, Colorado, USA, 1996b. P. 57–58.
- Heikkilä R., Kuznetsov O., Lindholm T., Aapala K., Antipin V., Djatshkova T., Shevelin P.* Complexes, vegetation, flora and dynamics of Kauhaneva mire system, western Finland. *The Finnish Environment*, 489. Helsinki, 2001. 97 p.
- Kuznetsov O.L.* Mires and peat resources in the Republic of Karelia, Russia // *Global peat resources*. Helsinki, 1996. P. 133–136.
- Kuznetsov O., Boychuk M. & Dyachkova T.* Mire Ecosystems and Bryoflora of the Proposed Kalevala National Park. In: *Biodiversity of old-growth forests and its conservation in northwestern Russia*. Regional Environmental Publications, 158. Oulu, 2000. P. 65 – 102.
- Lounamaa J.* Untersuchungen über die eutrophen Moore des Tulemajärvi–Gebietes in südwestlichen Ostkarelien, KASSR // *Ann. Bot. Soc. “Vanamo”*, t.32, N 3, 1961. S. 1–63.
- Lounamaa J.* Zur Kenntnis Der Flora und Vegetation der Moore des Säämajärvi–Gebietes in Onega–Karelien, KASSR // *Arc. Soc. “Vanamo”*, 1963. 18. S.14–40.
- Paasio I.* Über die Vegetation der Hochmoore Finnlands // *Acta Forest. Fennica*, 1933. 39(3). S.1–210.
- Pankakoski A.* Ekologis–kasvistollisia tutkimuksia Hiisjärven luonnonpuistossa // *Ann. Bot. Soc. “Vanamo”*, 1939. 10(3). S.1–154.
- Red Data Book of East Fennoscandia*. Helsinki, 1998. 351 p.
- Studies of mire ecosystems of Fennoscandia*. Petrozavodsk, 1991. 120 p.
- Tarasov P.E., Elina G.A., Filimonova L.V.* et al. Present–day and mid– Holocene biomes reconstructed from pollen and plant macrofossil data from the former Soviet Union and Mongolia. // *Journal of Biogeography*, 1993. № 25. P. 1023–1053.
- Tarasov P.E., Filimonova L.V.* et al., Climate in northern Eurasia 6000 years ago reconstructed from pollen data // *Earth and Planetary Science Letters* 171. 1999. P. 635–645.
- Turunen J., Rättyä A., Kuznetsov O., Maksimov A., Shevelin P., Grabovik S. & etc.* Development History of Patvinsuo Mire, Eastern Finland. *Nature Protection Publications of the Finnish Forest and Park Service. Series A*, № 138, Vantaa, 2002. 73 p.
- Wohlfarth B., Filimonova L.*, et.al. Late–Glacial and Early Holocene Environmental and Climatic Change at Lake Tambichozero, Southeastern Russian Karelia // *Quaternary Research*, N 58, 2002. P. 261–272.

Wohlfarth B., Schwark L., Bennike O., Filimonova L., et.al. Unstable early–Holocene climatic and environmental conditions in northwestern Russia derived from a multidisciplinary study of a lake–sediment sequence from Pichozero, southeastern Russian Karelia. / *The Holocene*. 2004. 14,5. pp. 732–746.

Znamenskiy S., Kuznetsov O. Grassland flora and vegetation of the former Finnish hamlets at the neighborhood of Hiisjarvi (Karelia Ladogensis) // *Memoranda Soc. Fauna flora Fennica*. 2005, N 81. P.32–40.

G. A. ELINA & O. L. KUZNETSOV. The history and current status of mire research in Karelia (55 years to Mire Ecosystems Laboratory)

The paper is dedicated to the history of RAS Karelian Research Center, Biology Institute, Laboratory of Mire Ecosystems since its foundation in 1950. The main investigation lines and results are presented. The list of main publications is available.

БОЛОТА БИОСФЕРНОГО НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА «ВОДЛОЗЕРСКИЙ» И ИХ ПРИРОДООХРАННОЕ ЗНАЧЕ- НИЕ

В.К. АНТИПИН

Институт биологии Карельского научного центра РАН,

antipin@krc.karelia.ru

Государственный национальный парк (НП) «Водлозерский» учрежден постановлением Совета Министров Российской Федерации № 224 от 20 апреля 1991г., с целью сохранения природных и культурно-исторических комплексов бассейна оз. Водлозеро и р. Илексы. Он расположен на территории восточной Карелии (Пудожский р-н) и западной части Архангельской обл. (Онежский р-н). Его площадь составляет 468340 га, из них в Карелии находится 130600 га. В 2001 году парк был включен в мировую сеть биосферных резерватов.

Главная природоохранная ценность Водлозерского национального парка заключается в большом разнообразии существующих здесь лесных, болотных и водных экосистем, которые характеризуют природные особенности таежной зоны европейского Севера России. Он является одним из крупнейших лесоболотных парков Европы. Водно-болотные угодья парка имеют международное значение как узел миграции и размножения водоплавающих птиц.

Ненарушенные болотные и таежные комплексы парка являются эталонными для данной природной зоны и представляют огромную ценность для фундаментальных экологических исследований, в частности процессов естественной динамики природных экосистем.

Болота занимают 191 тыс. га территории парка. Высокая степень его заболоченности (более 40%) обусловлена прогрессирующим процессом болотообразования и торфонакопления, который длился более 8 тыс. лет в условиях равнинно-западинного рельефа бассейна р. Илекса. В настоящее время в большей части территории парка сложилось динамическое равновесие между болотными, лесными и водными экосистемами.

Первые исследования природного разнообразия болот Водлозерья были проведены автором и его коллегами в 1986-1989 г.г, а их результаты вошли в состав научных обоснований организации ландшафтного заказника «Водлозерский» (1987) и , затем, национального парка «Водлозерский» (1991) (Антипин и др., 1993; Антипин, Токарев, 1995).

С 1995 по 2000 г.г. исследования были направлены на инвентаризацию флоры и растительности болот (Антипин и др., 1996, 1999а,б, 2000, 2001; Бойчук, Антипин, 2001; Antipin et al, 1997).

В этот период были выявлены новые для флоры болот парка виды растений: *Dryopteris carthusiana*, *Thelypteris palustris*, *Selaginella selaginoides*, *Trisetum sibiricum*, *Carex heleonastes*, *Luzula pilosa*, *Hammarbya paludosa*, *Corallorhiza trifida*, *Listera ovata*, *Epipactis palustris*, *Rumex acetosa*, *Stellaria crassifolia*, *Saxifraga hirculus*, *Viburnum opulus*, *Cirsium palustre* и др. Впервые обнаружены места произрастания редких видов растений, включенных в Красную книгу России (1988): *Dactylorhiza traunsteineri*, Красную книгу Архангельской области (1995) и Красную книгу Карелии (1995): *Saxifraga hirculus*, *Dactylorhiza maculata*, *D. incarnata*, *Epipactis palustris* и др. В результате было установлено, что флора сосудистых растений болот парка насчитывает 113 видов, относящихся в 38 семействам. Общая численность флоры сосудистых растений парка составляет 40% от флоры сосудистых растений болот Карелии. Среди семейств наиболее распространены семейства *Cyperaceae* (23 вида), *Ericaceae* и *Orchidaceae* (по 9), *Poaceae* (7), *Rosaceae* и *Salicaceae* (по 6 видов). Общая численность видов растений этих ведущих семейств составляет 53,0% от видового состава флоры болот парка

В результате исследования бриофлоры болот парка, было установлено, что она представлена 91 видом листостебельных мхов, относящихся к 38 родам, 18 семействам, 2 подклассам (*Sphagnidae*, *Bryidae*). Ведущими семействами являются *Sphagnaceae* (30 видов); *Amblystegiaceae* (13); *Mniaceae*, *Dicranaceae* (7); *Brachytheciaceae* (6); *Polytrichaceae*, *Bryaceae*, *Hylocomiaceae* (5), *Meesiaceae*, *Plagiotheciaceae*, *Helodiaceae* (2). На болотах парка наиболее широко распространены листостебельные мхи олиготрофных местообитаний: *Sphagnum fuscum*, *S. magellanicum*, *S. angustifolium*, *S. capillifolium*, *S. rubellum*, *S. balticum*, *S. majus*, *S. lindbergii*, *Warnstorfia fluitans* и др. Реже встречаются мезотрофные евтрофные виды мхов: *Sphagnum contortum*, *S. obtusum*, *S. platyphyllum*, *S. subsecundum*, *S. teres*, *S. warnstorffii*, *Calliergon richardsonii*, *Campylium stellatum*, *Cirriphyllum piliferum*, *Helodium blandowii*, *Limprichtia revolvens*, *Paludella squarrosa*, *Pseudobryum cinclidioides*, *Rhizomnium pseudopunctatum*, *Tomentypnum nitens* и другие (Бойчук, Антипин, 2001).

Важным геоботаническим событием исследований явилось нахождение на болотах парка сфагновых сообществ с *Molinia caerulea*, характерных для карельских аапа болот (Антипин, Бойчук, 2004).

Эти болота были выделены в новый географический тип аапа бо-

лот – илекс-водлозерский (Антипин и др., 2001).

Всего на территории парка выделено и изучено 9 типов болотных массивов, различающихся по режиму водно-минерального питания, структуре и растительному покрову. Здесь доминируют олиготрофные сфагновые грядово-мочажинные (печорско-онежские) и мезотрофные с кустарничково-травяно-сфагновыми грядами, травяно-сфагновыми и травяными мочажинами, вторичными озерами (онежско-печорские аа-па) болота. Встречаются бедные по видовому составу флоры дистрофные болота с вересково-воронично-лишайниковыми грядами, вторичными озерами, денудированными и сфагновыми мочажинами (южноприбеломорские), а также богатые мезоевтрофные и евтрофные травяно-моховые и травяные болота (Антипин и др., 2001). На основании проведенных исследований сделан вывод, что на территории парка наиболее полно представлено разнообразие болот восточной Фенноскандии, по сравнению с другими ООПТ этого региона.

В 2000 г. была разработана тематическая база данных «Болотные экосистемы», которая предназначена для хранения, ввода и просмотра информации по флоре, растительности, болотным участкам, торфяной залежи и ягодным растениям болот (Антипин и др., 2005). Она является составной частью модуля "Болотные экосистемы" ГИС НП «Водлозерский», но может использоваться как самостоятельный программный продукт. База данных структурирована на 6 разделов: 1 Общая информация о болотах, 2 Описание болота; 3 Описание болотной фации; 4 Паспорт постоянной пробной площади; 5 Паспорт ресурсоведческого угодья; 6 Редактирование справочников. Разделы состоят из форм, закладок и полей, предназначенных для ввода, хранения и пользования данными.

С 2001 г по настоящее время изучение болот парка проводится по следующим направлениям (Антипин, 2005):

1. Разработка методики дешифрирования разнообразия структуры и растительности на космических снимках;
2. Организация мониторинга динамики болот с применением космических снимков;
3. Выявление особо ценных в природоохранном отношении болот, а также болот – объектов экологического туризма и просвещения.

Спектрзональные космические снимки (формат Spot) территории парка имеют 20-ти метровую разрешающую способность пикселей. На них хорошо различаются объекты гидрографической сети, леса и открытые болота, заболоченные леса, пойменные луга, дороги, вырубки и т.д. Они содержат большой информационный объем об объектах, имеющих пространственную конфигурацию: линейные размеры, площадь. На ос-

новании разработанной методики исследований было установлено, что высокая разрешающая способность космических снимков территории парка позволяет дешифровать разнообразие болот на уровне болотных участков, которым соответствует определенный цветовой спектр пикселей. Например, пикселям черного спектра соответствуют топяные участки болот с озерами и безмоховыми мочажинами. Пиксели буро-черных спектров являются дешифровочными признаками топяных дистрофно-олиготрофных болотных участков с разрушающимся на них сфагновым покровом. Эти участки встречаются в северной части парка. Пиксели коричневых и светло-коричневых спектров – это признаки олиготрофных сфагновиков грядово-мочажинных. Монотонные ярко-розовые спектры соответствуют олиготрофным сфагновикам сосново-кустарничково-морошковым, а бледно-розовые – мезотрофным травяно-сфагновым и древесно-травяно-сфагновым топям. Розовые цвета с оттенками бурых и желтых тонов – признаки сфагновиков кустарничково-морошковых и гряд сфагновиков грядово-мочажинных. Пиксели белых спектров являются признаками сфагновиков пушицевых. Синие и светло-синие спектры характерны для мезотрофных осоково-сфагновых участков (Антипин, Токарев, 2001).

Следует отметить, что космоснимки в единовременном режиме отражают состояние всей территории парка, его биоты. Повторение космического сканирования этой территории в будущем, через 5 или 10 лет позволит выявить происходящие здесь динамические процессы. Мониторинг динамики болот при помощи растровых космических снимков является актуальной не только для НП «Водлозерский», но и всего северо-запада России, где болота – важнейший компонент ее биоты. Организация болотного мониторинга в парке будет осуществляться на эталонных или модельных территориях. Они выбираются с учетом разнообразия и изученности, расположенных в их пределах болот и болотных участков. В их состав входят не только болотные, но и лесные, и водные экосистемы. На эталонных территориях проводятся наземные исследования, причем все геоботанические описания должны быть привязаны к местности при помощи средств GPS. К настоящему времени обследованы три эталонных территории, которые расположены в окрестностях оз. Водлозеро: «Новгудинская», «Охтомская» и «Пимасозерская».

Особое внимание придается научно-исследовательским работам, направленным на выявление эталонных и уникальных болот, особо ценных в природоохранном, научном и эколого-просветительском значении. Эталонное болото должно в полной мере характеризовать особенности структуры, растительного покрова и режима водно-минерального пита-

ния того или иного типа болот парка. К уникальным болотам относятся болота с редкими и охраняемыми видами растений и животных, редкими растительными сообществами, а также с редкими и уникальными для болот природными объектами, сохранившимися следами сильного воздействия на болотную среду природного или антропогенного фактора. Выявление и учет этих объектов мы считаем одной из важных природоохранных задач парка.

Не редко одно и тоже болото может быть эталонным и уникальным. Примером таких болот служат болота **У р. Гафручей** и **Саймох**. Болото **У р. Гафручей** – эталон евтрофных травяно-моховых болот, очень редких на территории парка. В тоже время здесь выявлены места произрастания *Epipactis palustris*. Этот вид сосудистых растений внесен в Красную книгу Карелии (1995). Болото **Саймох** – эталон илексо-водлозерских аапа болот, и здесь же находятся уникальные по разнообразию сообщества с *Molinia caerulea*.

Эталоном олиготрофных сосново-кустарничково-сфагновых болот парка является болото **Сосновое**, расположенное в п. Куганаволок, на побережье оз. Водлозеро. Примерами уникальных болот парка являются болото **У оз. Колонжозеро**, на котором сохранились древние старицы р. Илексы, болото **У оз. Келкозеро** с самой многочисленной популяцией *Epipactis palustris*, болото **У 8-го километра**, имеющего самую глубокую залежь – 11 м, болото **У турбазы «Охтома»** со следами катастрофического лесного пожара, прошедшего 150–200 лет назад.

Данные исследований болотной биоты были использованы при проектировании экологических маршрутов по территории парка, а также в целях экологического просвещения школьников и студентов (Антипина, Антипин, 2004).

Болота, безусловно, очень интересные для наблюдений объекты. Однако без оборудования настилами, смотровыми вышками и стоянками на минеральных островках и водоемах болота невозможно в полной мере использовать в целях экологического туризма и экологического просвещения.

Литература

Антипин В.К. Болота национального парка «Водлозерский»: разнообразие, мониторинг, использование // Структура и динамика природных экосистем и формирование народной культуры на территории национального парка «Водлозерский»: Материалы отчет. конф. о науч. деятельности НП «Водлозерский» по итогам 2002–2005 гг. (17 февраля 2005 г., Петрозаводск). Петрозаводск, 2005. С. 26–30.

Антипин В.К., Бойчук М.А. Сфагновые сообщества. с *Molinia caerulea* (Роасеае) на онежско-печорских аапа болотах //Ботан. журн, Т. 89. № 2. 2004. С. 68–5.

Антипин В.К., Бойчук М.А., Бразовская Т.И., Стойкина Н.В., Талбонен Е.Л. Флора и растительность болотных экосистем Водлозерского национального парка //Биологические основы изучения, освоения и охраны животного и растительного мира, почвенного покрова восточной Фенноскандии. Тез. докл. (6–10 сентября 1999 г., Петрозаводск). Петрозаводск, 1999а. С. 6–7.

Антипин В.К., Бойчук М.А., Бразовская Т.И., Стойкина Н.В., Талбонен Е.Л. Особенности флоры и растительности болотных экосистем Водлозерского национального парка //Беловежская пуца на рубеже третьего тысячелетия: Материалы науч. – практической конф., посвящ. 60–летию со дня образования гос. заповедника «Беловежская пуца» (22 – 24 декабря 1999 г., п. Каменюки, Брест. обл.). Минск, 1999б. С.192–193.

Антипин В.К., Бойчук М.А., Бразовская Т.И., Стойкина Н.В., Талбонен Е.Л. Разнообразие болотных фаций Водлозерского национального парка //Сохранение биологического разнообразия Фенноскандии: Тез. докл. междунар. конф. (30 марта – 2 апреля 2000 г., Петрозаводск). Петрозаводск, 2000. С. 12–13.

Антипин В. К., Бойчук М.А., Бразовская Т.И. Талбонен Е.Л Растительный покров болот национального парка “Водлозерский //Национальный парк «Водлозерский»: природное разнообразие и культурное наследие». Петрозаводск, 2001.С.135–143.

Антипин В.К., Дьячкова Т.Ю., Токарев П.Н. Природные особенности и биологические ресурсы болотных массивов национального парка «Водлозерский» //Растительный мир Карелии и проблемы его охраны. Петрозаводск, 1993. С.141–153.

Антипин В.К., Елина Г.А., Токарев П.Н., Бразовская Т.И. Болотные экосистемы Национального природного парка «Водлозерский»; прошлое, настоящее, будущее. //Бот. журн. 1996. Т.81. № 1. С. 21–37.

Антипин В.К., Тарасенко В.В., Токарев П.Н. Тематическая база данных «Болотные экосистемы» геоинформационной системы национального парка «Водлозерский» //Биоразнообразие, динамика и ресурсы болотных экосистем восточной Фенноскандии: Труды КарНЦ РАН. Вып. 8. Петрозаводск, 2005. С. 79–93.

Антипин В.К., Токарев П.Н. Болотные массивы национального парка «Водлозерский» и их функциональное зонирование //Природное и культурное наследие Водлозерского национального парка. Петрозаводск, 1995. С. 74–97.

Антипин В.К., Токарев П.Н. Разработка методики компьютерного выявления разнообразия болотных участков с использованием аэрокосмических материалов Водлозерского национального парка //Биоразнообразие Европейского Севера: теоретические основы изучения, социально-правовые аспекты использования и охраны: Тез. докл. Междунар. конф. (3–7 сентября 2001 г., Петрозаводск). Петрозаводск, 2001. С. 13–14.

Антипина Г.С., Антипин В.К. Охраняемые болота Архангельской области как объекты экологического просвещения //Экологическое образование и экологическая наука: сотрудничество и проблемы: Материалы 4-й науч-практической конф. (17–19 ноября 2004 г, Архангельск). Архангельск, 2004. С. 45–48.

Бойчук М.А., Антипин В.К. Бриофлора болот национального парка «Водлозерский» //Национальный парк «Водлозерский»: природное разнообразие и культурное наследие». Петрозаводск, 2001.С.162–167.

Красная книга Архангельской области (редкие и охраняемые виды растений и животных). Архангельск, 1995. 330 с.

Красная книга Карелии. – Петрозаводск, 1995. 286 с.

Красная книга РСФСР. Растения. М., 1988. 592 с.

Antipin V., Heikkilä R., Lindholm T., Tokarev P. Vegetation of Lishkmozh mire in Vodlozersky National Park, eastern Karelian republic, Russia. // Suo. Vol.48, no.4. 1997. P. 93–115.

V. K. ANTIPIN. Mires of biosphere national park " Vodlozersky " and their nature protection value

The state national park Vodlozersky was established by decree of the Council of Ministers of the Russian Federation No. 224 of April 20, 1991 with the purpose to preserve the nature and historical-and-cultural complexes of the basin of Vodlozero lake and Ileksa river. It is situated in the territory of eastern Karelia (Pudozhsky region) and western part of Arkhangelsk oblast (Onezhsky region). Its area is about 468340 thousand hectares, of which 130600 thousand hectares are in Karelia. In 2001 the park was included in a global network biosphere reserved.

The not broken mires and taiga complexes of park are reference for the given natural zone and represent huge value for fundamental ecological researches, in particular processes of natural dynamics natural ecosystems.

The mires occupy 191 thousand ra territories of park. High its degree (more than 40 %) is caused by progressing process of formation of mires and accumulation of peat, which last more than 8 thousand years in conditions of

flat relief of pool rive Ilekse. Now in the territory of park dynamic balance was generated between mires, wood and water ecosystems.

The author and his colleagues carried out the first researches of a natural variety of mires region in 1986–1989, and their results were part of scientific substantiations of the organization landscape zakaznik "Vodlozersky" (1987) and then, national park "Vodlozersky" (1991) (Антипин и др., 1993; Антипин, Токарев, 1995).

With 1995 on 2000 researches were directed on inventory of flora and vegetation of mires (Антипин и др., 1996, 1999, 2000, 2001; Antipin et al, 1997). It was established, that the flora of vascular plants of mires of park totals 113 species. The aggregate number of flora of vascular plants of park makes 40 % from flora of vascular plants of mires of Karelia. It is various bryophlora of park mires, which is submitted by 91 species leaved-stalk mosses. The important geobotanical opening of researches was the finding of park mires sphagnum-mosses communities with *Molinia caerulea*, which are characteristic for Karelian aapa mires (Антипин, Бойчук, 2004). These mires were allocated in new geographical type aapa mires – ilekso-vodlozersky (Антипин и др., 2001).

With 2001 to present time studying of a park mires will be carried out on the following directions: 1. Development of a method decoding of satellite image are a diversity of a mires structure and vegetation; 2. The organization of monitoring are dynamics of mires with application of satellite image; 3. Revealing of especially valuable of mires on a variety of flora and vegetation, and revealing of a mires – objects of ecological tourism and education (Антипин, Токарев П.Н., 2001; Антипина, Антипин, 2004).

ДРЕВОВИДНЫЕ ФОРМЫ МОЖЖЕВЕЛЬНИКА (*JUNIPERUS COMMUNIS* L.) НА ТОРФЯНЫХ БОЛОТАХ НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА «РУССКИЙ СЕВЕР» (ВОЛОГОДСКАЯ ОБЛАСТЬ).

Н. А. БЕРЕЗИНА, Е. М. ВОРОНЦОВА

Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,
berezina_n@mail.ru

Национальный парк «Русский Север» (НП) находится в северо-западной части Вологодской области в Кирилловском районе и занимает 166,4 тыс. га. Территория НП отличается разнообразным рельефом, пестрым составом пород, многообразием местообитаний. Можжевельник *Juniperus communis* широко распространен на территории НП в

разных лесных и болотных фитоценозах. Мелкие кустарниковые формы можжевельника характерны для нарушенных лесов южной части НП, встречаются в разнообразных сосняках пирогенного происхождения. Сосна здесь обычная примесь к еловым древостоям. Можжевельник высотой 0,5–1,5 м встречается в ельниках-кисличниках, ельниках таволговых и травяно-сфагновых. Результаты спорово-пыльцевого анализа почв в хвойных лесах НП свидетельствуют об их глубоких нарушениях в прошлом и последующем их восстановлении (Афанасьева и др., 1999). В березняках с присутствием сосны и подростом ели можжевельник соседствует с неморальным разнотравьем. Можжевельник отмечен и в заболоченных березняках чернично-сфагновых, осоково-таволговых, а также в елово-березовых лесах с кислицей, где он в подлеске располагается на микроповышениях. Отдельные экземпляры можжевельника высотой 3–4 м отмечены в кустарниковом ярусе в ельнике с сосной вахтово-хвошево-сфагновом в Шалго-Бодуновском лесничестве на северо-востоке НП. Известно, что крупные древовидные экземпляры можжевельника в настоящее время существуют в лесах Архангельской, Костромской, Кировской и других областей Севера России. В прошлом крупные можжевельники встречались и в других, более южных, областях (Исполатов, 1939 и др.).

В северо-восточной части НП на отдельных участках болотного массива «Малая Чисть» (Чарондские болота) ныне, в условиях минимального антропогенного воздействия, встречаются экземпляры можжевельника высотой до 15–16 м. В прошлом антропогенное воздействие на эти болотные пространства было эпизодическим, а в древности, возможно, регулярным. Именно в этих местах описаны неолитические стоянки (берег р. Модлоны: урочище Караваиха, бывшее поселение Погостище, место впадения р. Еломы в р. Модлону (Брюсов, 1951, 1952; Лисицына, 1961 и др.). Слои углей в придонных слоях и в торфяной толще свидетельствуют о неоднократных, иногда частых пожарах в древности. В настоящее время эта часть НП является заповедной. Наиболее крупные экземпляры можжевельника сухостойны. При высоте 15–16 м они имели диаметр 22–23 см, годичный прирост древесины, определенный на спилах, достигал 0,65–0,8 мм (рис.1). Современные болотные фитоценозы, где исследуются крупные (более 10 м) формы можжевельника – это сформировавшиеся на торфяниках разные варианты мезотрофных сосняков кустарничково-сфагновых. Например, сосняк багульниково-сфагновый (близ ручья, впадающего в р. Елому) сформирован крупными лесными формами сосны обыкновенной высотой до 20 м, диаметром ствола около 30 см, с примесью единичных эк-

земляков березы; в подлеске кустарники крушины (*Frangula alnus*). Можжевельник достигает здесь высоты от 10 до 14 м, диаметр ствола – 15-20 см. Есть молодые экземпляры: распределены они неравномерно, местами примерно 5 штук на 1 кв. м. В травяно-кустарничковом ярусе преобладает багульник (*Ledum palustre*), присутствуют *Oxycoccus palustris*, *Rubus chamaemorus*, *Chamaedaphne calyculata*, *Eriophorum vaginatum*, *Melampyrum pratense*, *Carex dioica*. В моховом ярусе преобладают *Sphagnum magellanicum*, *S. angustifolium*, *S. teres*, *S. balticum*, присутствуют *S. fallax*, *S. squarrosum*. На глубине 35 см от поверхности мха отмечен слой углей, свидетельствующий о бывшем здесь пожаре. На этой же глубине располагается корневая шейка крупных экземпляров можжевельника. До глубины 50 см залегает слой сфагнового низинного торфа с остатками древесины и коры сосны, ели, ольхи, березы, много остатков сфагнов (*Sphagnum teres*, *S. obtusum*). С 60 см до глубины 125 см – варианты древесных торфов с преобладанием древесины и коры ольхи, сосны, березы, присутствием евтрофных видов трав (*Menyanthes trifoliata*, *Equisetum* sp., *Phragmites australis*). С глубины 125 см – слой минерализованного сапропеля с остатками силикатов и карбонатов (вскипание от HCl), с единичными остатками коры ольхи, корешков хвоща (рис. 2).

Крупные можжевельники высотой 10–12 м с диаметром ствола 15–20 см присутствовали в сосняке – брусничнике с единичными березами, ольхой черной, елью, на дренированном р. Сыченьгой (приток р. Модлоны) торфянике. Сосна здесь высокорослая (до 25 м), ель во втором ярусе, местами затеняет можжевельник, способствуя его отмиранию.



Рис. 1. Спил сухостойного экземпляра можжевельника.

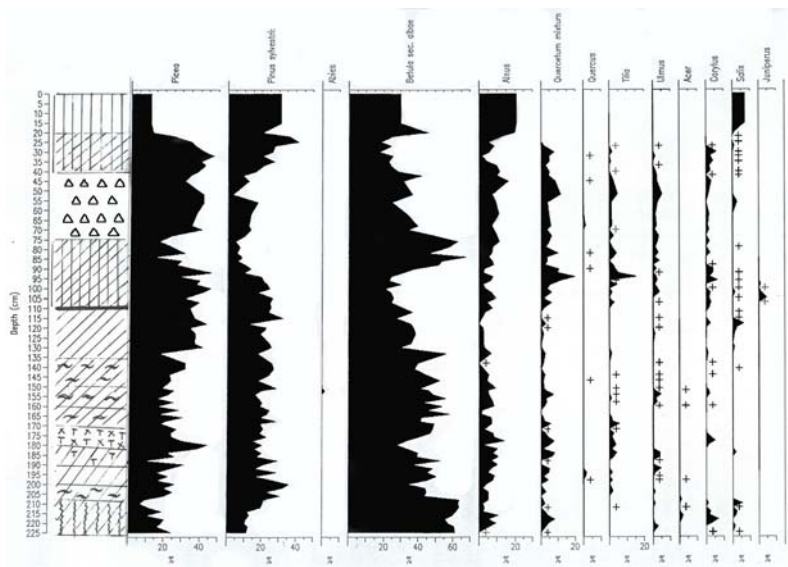


Рис. 2. Пыльцевая диаграмма низинного болота близ с. Горицы. Появление и максимум пыльцы *Juniperus* связано со сменой осоковой топи на древесную растительность (глубина 110 см, смена гидрологического режима) (Афанасьева и др., 1999).

Кроме обилия брусники (*Vaccinium vitis-idaea*) в кустарничковом ярусе встречаются *Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum*, *Andromeda polifolia*, *Chamaedaphne calyculata*, *Oxycoccus palustris*, *Rubus chamaemorus*, среди трав – *Eriophorum vaginatum*, а также лесные виды на приствольных повышениях: *Trientalis europaea*, *Maianthemum bifolium*, *Dryopteris carthusiana*, *Lycopodium annotinum*. В моховом покрове отмечены *Sphagnum magellanicum*, *S. balticum*, на приствольных повышениях – *Dicranum scoparium*. На отдельных участках присутствуют молодые можжевельники высотой 20–50 см. В некотором удалении от берега р. Сыченьги, у ручья, высота можжевельника увеличивается до 13–15 м, появляется *Calluna vulgaris*, что указывает на очень медленный прирост торфа (вереск, в отличие от других болотных эрикоидных кустарничков, не образует придаточных корней), увеличивается проективное покрытие сфагновых мхов (местами до 100%), появляется *Polytrichum commune*, увеличивается освещенность (сомкнутость крон 0,2–0,3). Глубина торфа на исследованном участке – 250 см, торф отличается высокой степенью

разложения (45–60%), за исключением придонных слоев торфа со степенью разложения 35%. Торф на глубине от 30 до 105 см несет следы неоднократных пожаров. На глубине 30–50 см – сфагновый низинный торф, в котором преобладают остатки *Sphagnum warnstorffii*, не свойственная этому виду торфа высокая степень разложения (45%) объясняется наличием горелых слоев. Слои торфа с прослойками углистых частиц располагаются и ниже (до глубины 200 см). До глубины 125 см отмечено обилие остатков древесины и коры хвойных (сосны, ели), присутствуют крупные зерна кварца, что свидетельствует об эпизодическом заливании участка речными водами в прошлом. С глубины 125 до 200 см преобладает древесина березы с небольшой примесью хвойных. Ниже 200 см – древесно-тростниковый низинный торф. На глубине 216–238 см преобладают остатки мхов (*Sphagnum warnstorffii*, *S. obtusum* с примесью видов *Calliergon*, *Drepanocladus*), тростника и вахты. В целом слой сформирован сфагновым низинным торфом со степенью разложения 35%. Придонный слой (238–250 см) – также сфагновый низинный, но с обилием детрита. Таким образом, этот участок, прежде бывший водоемом, заболотился, подвергался временному заливанию, характеризуется длительно существовавшими евтрофными условиями. По сравнению с основной площадью водораздельных болот этот приречный участок в значительной степени дренирован, существовавшие здесь фитоценозы периодически выгорали.

В наиболее труднодоступных местах болотного массива «Малая Чисть» в верховьях р. Тингат (приток р. Перешны) сотрудниками НП также отмечены участки с крупными экземплярами можжевельников. Местообитания наиболее крупных форм можжевельника характеризуются повышенными условиями дренированности: расположены они на торфяниках поблизости от водотоков. Эти местообитания евтрофны, так как сформированы низинными видами торфа (слои низинного торфа могут располагаться близко к поверхности под современной растительностью, характеризующейся переходной или верховой стадией развития). Олиготрофные условия и постоянное обильное застойное увлажнение не способствуют развитию крупных форм можжевельника. В отдалении от водотоков в сосново-кустарничково–сфагновом фитоценозе с болотными формами сосны и преобладанием *Sphagnum fuscum* можжевельники представлены лишь кустарниковыми формами только на микроповышениях. Крупные можжевельники растут на местах с обильным освещением. Возобновлению, росту и развитию крупных форм можжевельника способствуют периодические пожары на торфяных болотах. Труднодоступность этих местообитаний обуславливает

минимальное антропогенное воздействие и возможность длительного существования (до 150 лет) можжевельникам на торфяниках. Отмиранию крупных древовидных форм можжевельника способствует ухудшение дренажа, заглубление корневой шейки более, чем на 35–40 см при нарастании мха и торфа, затенение, которое осуществляют мелколиственные породы и ель, возобновляющаяся на дренированных участках торфяников, олиготрофизация местообитаний по мере перехода низинного болота в переходную и верховую стадии развития.

Пыльца *Juniperus communis* достаточно хорошо сохраняется в торфе; распределяется в толще она неравномерно, давая пики в периоды поселения можжевельника на болотах. Пыльцевые диаграммы показывают появление и увеличение пыльцы можжевельника после улучшения дренажа в результате понижения грунтовых вод, о чем свидетельствует резкая смена осоковых слоев торфа на древесные или после пожаров (прослойки углей в торфяной толще). Можжевельник, как и сосна, пирогенная порода, возобновление которой улучшается после поверхностных палов. Участки с крупными формами можжевельника требуют не только охраны, но и поддержания. Выяснив, что для появления, роста и развития можжевельника на торфяных болотах необходим ряд условий (высокая освещенность, евтрофные условия, повышенная дренированность и др.) можно утверждать, что в НП “Русский Север” на Чарондских болотах, характеризующихся разнообразными экологическими условиями, есть значительное количество потенциальных местообитаний, где можжевельник может интенсивно расти и образовывать крупные формы.

Литература

- Афанасьева Н.Б., Березина Н.А., Гольева А.А. Изучение истории ландшафтов, памятников природы и вопросы реконструкции растительного покрова (национальный парк “Русский Север”, Вологодская область) // Экологические проблемы сохранения исторического и культурного наследия. М. 1999. С. 200–217.
- Брюсов А.Я. Свайное поселение на р. Модлоне и другие стоянки в Чарозерском районе Вологодской области. МИА. Т.20.1951. 172 с.
- Брюсов А.Я. Очерки по истории племен Европейской части СССР в неолитическую эпоху. М. Изд-во АН СССР. 1952. 259 с.
- Исполатов Е. Гигантские можжевельники. Природа. М.–Л. 1939. №2. С. 125.
- Лисицына Г.А. Вопросы палеогеографии неолита районов северо-запада Европейской части СССР. МИА. 1961. №87. С. 535–579.

N. A. BEREZINA, E. M. VORONTSOVA. Arboreous junipers (*Juniperus communis* L.) on the mires of national park “Russkiy Sever” (Vologda region).

There are some arboreous forms of junipers on the north mires. Our investigations are carried out in the north-east territory of the National Park (the mire system “Charonda”, mire «Malaya Chist»), where an anthropogenic influence was weak. This territory is a reserve. Height of the largest junipers is 15–16 m. Considerable part of them is dead. The age of the dead trees is about 135–150 yrs, the trunk diameter is 22–23 cm, year increase is 0,65 to 0,8 mm. Now living arboreous junipers are seen in the different variations of associations *Pinus sylvestris* – bog subshrubs – *Sphagnum*. Arboreous forms grow on the eutrophic mires too or on the peat, where eutrophic or fire layers are under the mesotrophic or oligotrophic vegetation. Usually the layer of coals can be found 30–40 cm below the surface. Junipers grow near streams, because its sites have to be draining. The juniper prefers sunny sites (canopy density is 0,2–0,3). It is necessary to protect and support the sites of arboreous forms of junipers. Notion is, that there are many potential sites for arboreous junipers on the mires of this National Park.

О МЕТОДИКЕ ОЦЕНКИ СОВРЕМЕННОГО ПРИРОСТА ТОРФА БОЛОТ.

**С. Э. ВОМПЕРСКИЙ, А. Г. КОВАЛЕВ, Т. В. ГЛУХОВА,
М. В. СМАГИНА, А. Е. ЕРОФЕЕВ, М. Ю. ЗАЗНОБИН**

Институт лесоведения РАН,
root@ilan.msk.ru

Определение современного состояния болотообразовательных процессов и количественная оценка прироста торфа в наше время является более трудной задачей, чем определение средней скорости аккумуляции органического вещества (углерода) за всю жизнь болота (LORCA) (Tolonen et al., 1992; Tolonen, Turunen, 1995). Актуальность таких оценок возросла в связи с международными соглашениями о рациональном природопользовании и сокращении антропогенных потоков CO₂ в атмосферу.

В литературе последних десятилетий уделяется много внимания пространственной неоднородности поверхности торфяной почвы – различным элементам микрорельефа (кочек, гряд, понижений, мочажин, озерков, ровных местоположений). С ними связывают разную синузиль-

ную структуру растительности, разную скорость торфонакопления и структуру углеродного цикла (Waddington, Roulet, 1996; Alm et al., 1997; Trumbore et al., 1999; Malmer, Wallen, 1999; Belyea, Clymo, 2001; Moore et al., 2002; Nungesser, 2003). Однако, его оценка, репрезентативная для всей площади микроландшафта или болотного массива, встречается редко. Разные подходы и допущения в исследованиях resultируются в широком диапазоне оценок приростов торфа по микросайтам. Попытки оценок нетто-экосистемной продукции (NEP) посредством определения прироста фитомассы (NPP) и скорости деструкции опада весьма грубы из-за практической невозможности измерения их для подземных частей растений.

Считается самым совершенным (и дорогим) микроклиматический подход (Eddy covariance technology), позволяющий в реальном масштабе времени определять нетто-экосистемный обмен CO₂ болота с атмосферой (NEE), репрезентативный за площадь микроландшафта или болотного массива. Однако межгодовая вариация NEE может достигать больших величин, как это отмечали в Канаде (Lafleur et al, 2002), а в Тверской области (Arneeth et al., 2002) из двух лет наблюдений балансы CO₂ обмена болота оказались противоположными по знаку (от связывания в один год до примерно такой же эмиссии в другой).

Поэтому наиболее проблематичным является получение оценок потоков углерода, репрезентативных за современный период времени – последние десятилетия. Такие оценки трудно обосновать по измерениям динамики потоков (концентраций CO₂, CH₄ и др.) за сравнительно короткий период или в реальном масштабе времени, предполагая, что климат в процессе исследований был типичным в среднем за десятилетия. Многолетние же наблюдения такого рода – дороги.

Мы считаем, что современные (contemporary) условия следует характеризовать интервалом прироста болот за последние 20–30 лет, может быть и больше, до 40–50 лет. Как меньшие периоды, так и большие, вряд ли следует считать «современными», хотя для других целей они могут быть необходимыми. Однако было бы хорошо, если бы сообщество исследователей в этом отношении пришло к согласию. «Apparent short–time carbon rate accumulation» согласно K. Tolonen et al. (1992), K. Tolonen, J. Turunen (1995) вошло в литературу с большим интервалом (до нескольких столетий).

Нам представляется более надежным использовать подход через определение накопленной за последние десятилетия массы торфа болотом, как одного из главных выразителей его современного углеродного баланса. В этом подходе критическим является датировка молодого торфа, ко-

торая даже посредством «AMS» радиоуглеродной технологии возможна лишь со стандартным отклонением возраста $\pm 20\text{--}30$ лет. Дороговизна этой технологии также не позволяет покрыть пространственную вариацию возраста торфа в поверхностном слое в связи с микрорельефом. Однако, для облесенных болот среди других возможных частных приемов (по времени известных пожаров, выпадений от вулканов, нагарах на стволах) вполне приемлемым и точным способом может служить датировка по болотным соснам (Borgreve, 1898; Сукачев, 1905; Дубах, 1925; Ohlson et al., 1992, 1998, Tolonen, Turunen, 1996; Schulze et. al., 2002). Но техника датировки должна быть другой, как и по-новому должна выполняться совокупность других элементов этого подхода, которая предлагается далее.

Цель данных исследований: предложить уточненную методику опрелделения современного прироста торфа облесенных болотных микроландшафтов за время нескольких последних десятилетий с датировкой по болотным соснам.

Объекты исследований.

Исследования проводились на Западновинском лесоболотном стационаре Института лесоведения РАН в Тверской обл. (56° N, 32° E) на трех олиготрофных микроландшафтах: грядово-мочажинном болоте, грядово-мочажинном слабооблесенном болоте и в сосняке кустарничково-пушицево-сфагновом.

Растительный покров нижних ярусов на всех объектах был довольно сходным. В травяно-кустарничковом ярусе: голубика, кассандра, багульник болотный, подбел многолистный, пушица влагалищная, шейхцерия болотная, очеретник белый (2 последних отсутствовали в сосняке кустарничково-пушицево-сфагновом олиготрофном), клюква и др. В моховом ярусе: *Sphagnum magellanicum*, *S. fuscum*, *S. balticum*, *S. angustifolium* и другие сфагновые мхи, а также *Gymnocolea inflata*, *Polytrichum strictum* и др. Древесный ярус приурочен в основном к микроповышениям и значительно меньше или отсутствовал в мочажинах. Древостой в сосняке кустарничково-пушицево-сфагновом имел средний возраст 50–60 лет и соответствовал V⁶ классу бонитета.

Характеристика морфологии поверхности почвы торфяника, зольности и физических свойств торфа, приведены в таблицах 1, 2. Эти данные в большинстве довольно сходны по разным пробным площадям и характерны для олиготрофных болот. Сосняк кустарничково-пушицево-сфагновый сравнительно недавно вступил в фазу олиготрофного развития и в профиле его залежи уже с глубины 10–12 см начинается значительно более разложенный торф с относительно большей объемной мас-

сой (табл. 2). Наличие на пробной площади 3 древостоя говорит об относительно лучшем здесь дренаже.

Методика исследований.

1. Предлагается по-новому определять мощность слоя торфа наросшего выше корневой шейки болотных сосен. Анализ литературных данных (Дубах, 1925; Ohlslon, 1998), а также наш собственный опыт показали, что обычная практика определения глубины корневой шейки часто слишком груба. Более половины сосен имеет корневую шейку в стороне от надземной оси ствола до 0,5 м. Поверхность почвы у стволика при выраженном нанорельефе не соответствует отметке точки вертикальной проекции корневой шейки – искомой линейной величине прироста поверхности торфа (рис. 1). Между тем, традиционно на стволике делается засечка на уровне поверхности почвы, раскапывается корневая шейка, отрезается ствол выше засечки и уже в лаборатории определяется глубина погребения дерева и возраст на шейке. Восстановить в лаборатории положение стволика при его неvertикальном выходе из почвы, либо сложных изгибах в торфе, точно нельзя. Соответственно добавляется еще один источник погрешностей, в итоге измерения часто не отражают действительную глубину погребения

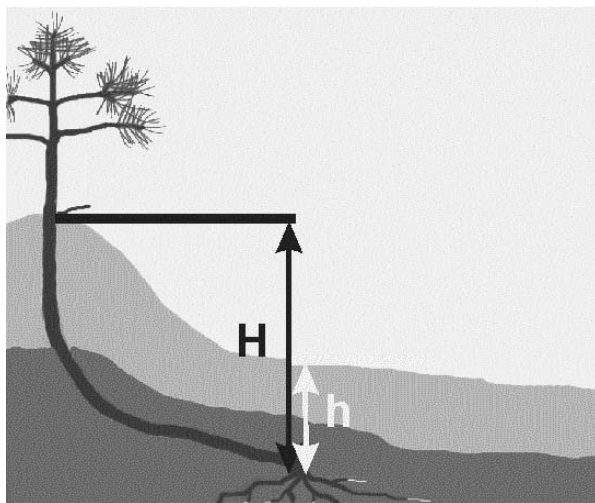


Рис. 1. Правильно (h) и неверно (H) измеренная толщина слоя торфа наросшего над корневой шейкой.

Таблица 1.

Характеристика микрорельефа по результатам нивелировки поверхности торфяника

Тип микроландшафта	Глубина торфа, м	Амплитуда средне-высоких и средне-низких отметок, см	Уклон	Доля площади, занятой разными микросайтами, %		
				Понижения	Средняя поверхность	Повышения
Грядово-мочажинное болото	4	$28,0 \pm 1,4$	0,0020	37	41	22
Грядово-мочажинное слабооблесенное болото	7	$22,3 \pm 0,9$	0,0038	23	53	24
Сосняк кустарничково-пушицево-фагновый	2	$22,8 \pm 1,1$	0,0011	52	27	21

Таблица 2.

Некоторые характеристики торфяников

Глубина слоя, см	Понижения			Повышения		
	Степень разложения, %	Зольность, %	Объемная масса, г см ⁻³	Степень разложения, %	Зольность, %	Объемная масса, г см ⁻³
Грядово-мочажинное болото						
0-5	6	2,5	0,027	8	1,4	0,021
5-15	9	4,2	0,040	10	2,7	0,031
15-25	7	3,1	0,048	14	4,1	0,048
Грядово-мочажинное слабооблесенное болото						
0-5	4	1,8	0,031	7	3,6	0,023
5-15	5	2,0	0,042	15	1,9	0,048
15-25	6	2,7	0,045	15	2,0	0,052
Сосняк кустарничково-пушицево-сфагновый						
0-5	7	2,0	0,052	5	2,1	0,026
5-15	28	3,9	0,073	12	2,3	0,049
15-25	25	4,6	0,071	15	2,3	0,083

шейки корня нарастающим торфом. Поэтому предлагается новая техника определения наростшего над корневой шейкой сосны слоя торфа.

Сначала при помощи нивелира берется отсчет поверхности торфа у основания дерева. Затем осторожно, следуя рукой по стволу вглубь, если корневая шейка в стороне, частично для продвижения раскапывая торф, на ощупь находят местоположение корневой шейки. Далее, не извлекая дерева, определяются с помощью нивелира разность отметок нетронутой поверхности почвы над корневой шейкой (в стороне от ствола) и отметкой самой шейки после удаления торфа над ней. В этом случае первый отсчет высоты поверхности у стволика не будет использован. Он требуется для случаев «правильного» положения шейки дерева вертикально под стволиком, на которую ставится нивелирная рейка после частичной раскопки торфа, при остающемся естественном положении дерева. Суммарно ошибки определения толщины наростшего слоя по нашим данным составляют в среднем 17-38 % (табл. 3).

Таблица 3.

Сравнение нового и старого подхода определения глубины корневой шейки сосны

Тип микро-ландшафта	Количество деревьев, шт.	Истинная величина мощности слоя торфа над корневой шейкой, см	Ошибка измерения величины мощности слоя торфа над корневой шейкой старым методом, %	
			пределы	средняя
Грядово-мочажинное болото	31	4,3–26,2	0–97	17
Грядово-мочажинное слабооблесенное болото	30	6,4–4,5	0–82	17
Сосняк кустарничково-пушицево-сфагновый	25	10,3–28,8	0–117	38

2. Предлагается существенно уточнить определение объемной массы торфа. Использование буров и пробоотборников малого диаметра (5, 10 см) влечет серьезные ошибки. Мы применяли бур диаметром 20 см

и длиной 25 см. Заметим, что репрезентируемая поверхность торфяника и объемная масса торфа устанавливаются точнее пропорционально квадрату диаметра бура, а деформация образца уменьшается прямо пропорционально диаметру бура. Торфяные образцы для определения объемной массы берутся рядом с местоположением корневой шейки опытного дерева из того же микросайта.

3. Наконец, учитывая неясности в различиях прироста торфа по элементам микрорельефа (микросайтам), требуется площадная нивелировка (с шагом 2х2 м) для выявления доли участия их и соответствующих подсчетов прироста торфа, репрезентативного за болотный микроландшафт в целом.

Результаты исследований.

Общий вид определяемой связи скорости прироста с возрастом торфа соответствует хорошо известным данным А. Д. Дубаха (1925), Ohlson et al. (1998). Чем за больший возраст поверхностного слоя определяется скорость нарастания торфа, тем меньше его годичный прирост (рис. 2) ввиду еще продолжающегося аэробного разложения торфа в акротелме (acrotelm). Нами в большинстве групп возраста были получены достоверные ($P \geq 0,99$) оценки прироста по элементам микрорельефа (табл. 4). В мочажинах трудно было обеспечить достоверность для торфонакопления более чем за 20 лет, ввиду редкого

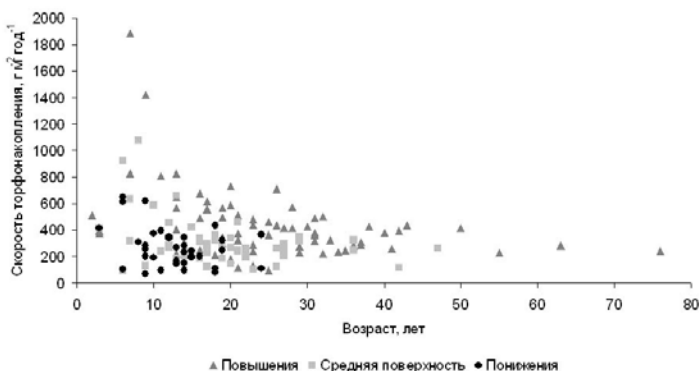


Рис. 2. Современная кажущаяся (apparent) скорость торфонакопления в грядово-мочажинном слабооблесенном болоте

выживания здесь сосны до этого времени. В грядово-мочажинном безлесном комплексе, это сделать еще труднее.

Несмотря на систематическое увеличение современного годовичного прироста в ряду понижения – ровные местоположения – повышения, статистическая достоверность различий подтверждена не везде ввиду недостаточности по некоторым микросайтам количества торфяных кернов – опытных деревьев (табл. 5).

При порядке 150 кернов торфа – опытных деревьев (для определения прироста торфа) на пробной площади подсчеты средневзвешенного прироста соответственно долям микросайтов дают несколько меньшие результаты, чем без учета микрорельефа, хотя различия недостоверны (табл. 6). Необходимо подтверждение полученных результатов для обоснования минимально достаточного количества торфяных кернов по микросайтам.

Предложенная методика перспективна для оценки влияния на углеродный баланс гидросомелиорации в молодняках.

Таблица 4.

Современная кажущаяся (apparent) скорость торфонакопления в грядово–мочажинном слабооблесенном болоте

Период торфонакопления от 0 до <i>n</i> лет	Понижения	Средняя поверхность	Повышения
0–10	341 ± 57 ***	444 ± 111 ***	524 ± 105 **
0–20	233 ± 23 ***	268 ± 16 ***	476 ± 45 ***
0–30	237 ± 129	255 ± 22 ***	366 ± 35 ***
0–40		288 ± 37 *	335 ± 24 ***
0–50		192 ± 72	374 ± 42 ***
0–60			229
0–70			283
0–80			243

Примечание: Доверительные уровни * $P \geq 0,90$; ** $P \geq 0,95$; *** $P \geq 0,99$
Общее число кернов – опытных деревьев – 150.

Выводы.

1. Использование достоверных оценок скорости торфонакопления за последние десятилетия является важнейшей характеристикой углеродного цикла болот. Для значительной части болот датировка поверхностного слоя торфа возможна с использованием так называемого соснового метода (pine method) с предлагаемыми ниже усовершенствованиями.

2. Доказана необходимость в сосновом методе (pine method) натурального определения глубины корневой шейки сосны без извлечения дерева из почвы. Измеряется с помощью нивелира разность отметки поверхности почвы над корневой шейкой (не всегда у ствола!) и отметки корневой шейки после ее раскопки.

3. Требуется более точное определение объемной массы торфа, применяя буры (пробоотборники) большого диаметра (20 см), значительно лучше репрезентирующие площадь и естественную плотность поверхностного слоя.

4. Необходима площадная нивелировка поверхности болота, знание представленности разных элементов микрорельефа (микросайтов) и позиционирования торфяных кернов – опытных сосен.

5. Доказано, что при достаточном количестве торфяных кернов – опытных деревьев из разных элементов микрорельефа, различия последних в скорости современного прироста торфа достоверны. Однако при пересчете прироста торфа на всю площадь болотного микроландшафта пропорционально долям повышений, понижений и ровных мест результаты меньше отличаются от средних без учета микрорельефа. Это возможно при близком представительстве количества кернов торфа – опытных деревьев, соответствующим долям микросайтов в общей площади. Для дальнейшего усовершенствования предлагаемого метода необходимы подтверждения полученных результатов на других объектах.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы ОБН РАН «Фундаментальные основы управления биологическими ресурсами», проект II. 2.1.1.1 и РФФИ, проект №05–04–49198а

Литература

Дубах А. Д. Рост мохового покрова и накопление торфа в Горецкой даче // Торф. дело. 1925. № 6.

Сукачев В. Н. О болотной сосне // Лесной журн. 1905. Т. XXXV. № 3. С. 354–372.

Alm J., Talanov A., Saarinio S., Silvola J., Ikkonen E., Aaltonen H., Vikkanen H., Marikkinen P. J. Reconstruction of the carbon balance for microsites in a boreal oligotrophic pine fen, Finland. *Oecologia* //1997. Vol. 110. P. 423–431.
Arneeth A., Kurbatova J., Kolle O., Shibitova O. B., Lloyd J., Vygodskaya N. N., Schultze E. D. Comparative ecosystem–atmosphere exchange of energy and mass in European Russian and a central Siberian bog. II International and interannual variability of CO₂ fluxes //Tellus. 2002. Vol. 54B. P. 531–536.

Таблица 5

Современная кажущаяся (apparent) скорость торфонакопления в различных микросайтах

Период торфонакопления от 0 до <i>n</i> лет	Микросайт	Количество деревьев, шт	Прирост торфа, $\text{г м}^{-2} \text{год}^{-1}$	Разность, $\text{г м}^{-2} \text{год}^{-1}$
0–20	Понижение	21	233 ± 23 ***	34 *
	Средняя поверхность	24	268 ± 16 ***	
	Понижение	21	233 ± 23 ***	243 ***
	Повышение	21	476 ± 45 ***	
	Средняя поверхность	24	268 ± 16 ***	208 ***
	Повышение	21	476 ± 45 ***	
0–30	Понижение	2	237 ± 129 **	17
	Средняя поверхность	15	255 ± 22 ***	
	Понижение	2	237 ± 129 **	129
	Повышение	20	366 ± 22 ***	
	Средняя поверхность	15	255 ± 22	111 **
	Повышение	20	366 ± 35	

Примечание: Доверительные уровни * $P \geq 0,90$; ** $P \geq 0,95$; *** $P \geq 0,99$

Таблица 6.

Современная кажущаяся (apparent) скорость торфонакопления, $\text{г м}^{-2} \text{год}^{-1}$

	Грядово–мочажинное болото					
Период времени, лет	0–10	0–20	0–30	0–40	0–50	0–60
Число торфяных кернов – опытных деревьев	48	59	29			
Без учета микрорельефа	453 ± 40 ***	360 ± 16 ***	318 ± 24 ***			
С учетом микрорельефа	454 ± 40	365 ± 27 ***	241 ± 22 ***			
	Грядово–мочажинное слабооблесенное болото					
Период времени, лет	0–10	0–20	0–30	0–40	0–50	0–60
Число торфяных кернов – опытных деревьев	23	65	37			
Без учета микрорельефа	404 ± 49 ***	317 ± 21 ***	314 ± 23 ***			
С учетом микрорельефа	439 ± 66	309 ± 15	277 ± 33			
	Сосняк кустарничково–пушицево–сфагновый					
Период времени, лет	0–10	0–20	0–30	0–40	0–50	0–60
Число торфяных кернов – опытных деревьев			12	22	32	17
Без учета микрорельефа			331 ± 72 ***	327 ± 34 ***	350 ± 30 ***	231 ± 37 ***
С учетом микрорельефа			290 ± 40	268 ± 25	292 ± 26	201 ± 24

Примечание: Доверительные уровни * $P \geq 0,90$; ** $P \geq 0,95$; *** $P \geq 0,99$

- Belyea L., Clymo R. S.* Feedback control of the rate of peat formation //Proc. R. Soc. Lend. B. 2001. Vol. 268. P. 1315–1321.
- Borgreve B.* Über die Messung des Wachstums von Hochmooren //Mitt. Vereins sur. Forderung der Moorkult: in Deutsch. Reiche. Berlin. 1889. P. 20–23.
- Lafleur P. M., Roulet N. T., Bubier J. L., Frohling S. E., Moore T.* Interannual variability in peatland atmosphere carbon dioxide exchange at an ombrotrophic bog //Global Biogeochem. Cycles. 2002. Vol. 17. № 2. P. 1–14.
- Malmer N., Wallen B.* The dynamics of peat accumulation on bogs: mass balance of hummocks and hollows and its variation throughout a millennium //Ecography. 1999. Vol. 22. P.736-750.
- Moore T. R., Bubier J. L., Frohling S. E., Lafleur P. M., Roulet N. T.* Plant biomass and production and CO₂ exchange in an ombrotrophic bog //J. Ecol. 2002. Vol. 90. P.25–36.
- Nungesser M. K.* Modelling microtopography in boreal peatland: hummocks and hollows //Ecolog. Modelling. 2003. Vol. 165. P. 175–207.
- Ohlson M., Okland R.H.* Spatial variation in rates of carbon and nitrogen accumulation in a boreal bog. //Ecology. Vol. 79. № 8. P. 2745–2758.
- Schultze E. D., Prokuschkin A., Arneth A., Knorre A., Vaganov E. A.* Net ecosystem productivity and peat accumulation in Siberian Aapa mires: a comparison of methods //Tellus. 2002. Vol. 54B. P. 531-536.
- Tolonen K., Turunen J.* Carbon accumulation in mires in Finland //Northern peatlands in global climatic change. Proc. Of Intern. Workshop. Hyytiala. The academy of Finland, 1995. P.250–255.
- Tolonen K., Vasander H., Damman A. W. H., Clymo R. S.* Rate or apparent and true carbon accumulation in boreal peatlands //Proc. IX Inter. Peat Congress. Uppsala, 1992. P. 319–333.
- Trumbor S. E., Bubier J. L., Harden J. W., Crill P. M.* Carbon cycling in boreal wetlands: A comparison of three approaches //J. Geophys. Res. 1999. P.27,673–27,682.
- Waddington J. M., Roulet N. T.* Atmosphere – wetland carbon exchanges: Scale dependency of CO₂ and CH₄ exchange on the developmental topography of a peatland //Global Biogeochem. Cycles. 1996. Vol. 10. № 2. P.233–245.

**S. E. VOMPERSKY, A. G. KOVALEV, T. V. GLUKHOVA,
M. V. SMAGINA, A. E. EROFEEV, M. Y. ZAZNOBIN. About a
technique of an estimation of contemporary apparent rate of peat
accumulation**

The technique of estimation of contemporary apparent rate of peat accumulation (during 0–20, 0–30 year B.P., maybe some more) is offered. Dating of an overhead peat layer is made by advanced «pine method».

Root collar position and its depth are established before excavation of a pine from peat. The height mark of an unimpaired surface of soil above root collar and height mark itself root collar after its clearing from peat is determined with the help of a geodetic level. The peat borer of greater diameter is used – about 20 sm for more exact definition of volumetric weight of peat. The bog surface is reflected by levelling of points of 2×2 m for the subsequent representative calculation of the different microsites contribution to the peat accumulation.

ОПЫТ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ДВУХ ОСНОВНЫХ КЛАССИФИКАЦИОННЫХ ПОДХОДОВ ДЛЯ КРУПНОМАСШТАБНОГО КАРТОГРАФИРОВАНИЯ РАСТИТЕЛЬНОСТИ БОЛОТ

О. В. ГАЛАНИНА^{1,2}

¹Ботанический институт им. В.Л. Комарова РАН, botany@yandex.ru

²Kainuu Regional Environment Centre, Friendship Park research Centre, olga.galanina@ymparisto.fi

В работах исследователей начала прошлого века (Сукачев, 1906; Филатов, 1911, 1913; Какс, 1914; Юрьев, 1925) уже наблюдались попытки картографически отразить растительный покров болот. Легенды этих картографических произведений предельно просты, а контуры гомогенны и значительны по протяженности. В качестве картографируемых единиц служили категории, называемые авторами растительные формации (например, *Nurpnetum*, *Pinetum*, *Alnetum* и т.д.).

В литературе имеются картосхемы отдельных болотных массивов и систем, на которых показано распределение фитоценозов и микрокомплексов. Так, К.Е. Иванов в монографии «Основы гидрологии болот лесной зоны» (1957) приводит черно-белые схемы нескольких болотных массивов, в т. ч. болота Ламмин–Суо. Картируемыми единицами выступают микроландшафты. Известное исследование Ширинской болотной системы Н. Г. Солоневич (1960) также имеет схематическую карту болотного массива «Бор» (Ленинградская обл.).

Работы Е. А. Галкиной (1962) и Е. А. Романовой (1967) посвящены непосредственно картированию растительного покрова болот. Ими применялись в качестве картируемых единиц как ассоциации, так и типы комплексов.

Целый ряд публикаций 70-х годов содержат иллюстративные карто-схемы изученных авторами болотных систем (Курм, 1967; Козлова, 1971;

Кирюшкин, 1967, 1980; Елина, Белоусова, 1971; 1977; Кузнецов, Елина, 1982; Антипин, 1984, Елина и др., 1984 и др.).

Необходимо назвать работы Татьяны Корнельевны Юрковской, много сделавшей для развития крупномасштабного (Юрковская, 1970, 1983), средне- и мелкомасштабного геоботанического картографирования болот (Юрковская, 1968, 1974, 1986, 1988, 1992; Исаченко, Юрковская, 1973).

Классификация и легенда карты

Научная и практическая ценность геоботанических карт определяется содержанием легенды, в основу которой могут быть положены различные принципы классификации растительного покрова. Как правило, первоначально классификации разрабатывались независимо от картографических задач, но в последствие многие из них были использованы для создания карт.

В данной статье будут рассмотрены две классификации: *эколого-фитоценоотическая* (доминантная) и *флористическая* (*эколого-флористическая*).

Флористическая классификация Браун–Бланке нашла применение в картографии ряда европейских стран, например, в Румынии (Sîvulescu, 1940; Donit, Roman, 1976), Югославии (Karta..., 1986; Acceto et al., 1986), Чехии (Klika, 1955; Míkyška a kolektiv, 1972), Польше (Matuszkiewicz, Matuszkiewicz, 1975; Matuszkiewicz, 1984; 1995; Herbich, 1992, 1994; Ostrowski et al., 1991), в Швейцарии (Frehner, 1967), Италии (Pedrotti et al., 1973; Pedrotti, 1978, 2003), а также Японии (Miyawaki, Okuda, Fujiwara, 1969; Realen vegetation..., 1972; Miyawaki und Ohno, 1971; Map of actual vegetation..., 1974).

Традиции отечественной картографии основывались на использовании доминантного подхода. При создании крупномасштабных карт для отдельных регионов, охраняемых территорий продолжает широко применяться доминантный подход (Грибова, Самарина, 1963; Крауклис, Медведев, 1966; Виноградов, 1966; Волкова, 1983; Холод, 1989; 1994; Нешатаев, Ухачева, 2000; Ерохина, 2000).

В. Б. Сочава (1979) писал, что ЛЕГЕНДА при правильном подходе основывается на определенной классификации, но необязательно повторяет ее. Картирование – это не просто нанесение на карту мест расположения ассоциаций. Это более сложная процедура. Переход от классификации к легенде представляет собой элемент научной генерализации карты (Грибова, Исаченко, 1972).

Между продромусом (перечнем) синтаксонов и легендой к карте безусловно есть связь, но они не повторяют друг друга. Более того, между ними существуют принципиальные различия. Организующим началом синтаксонов в продромусе является сходство их флористического состава, отражающее экологическое сходство занимаемых ими местообитаний. Единицы легенды объединяются по территориальному принципу (в случае среднего и мелкого масштаба).

При использовании доминантной классификации картируемые единицы представляют собой ассоциации и группы ассоциаций. На крупномасштабных картах, созданных с применением методики Браун-Бланке, в качестве картируемых единиц наряду с ассоциациями, можно увидеть порядки и союзы, т.е. единицы более высокого ранга. Кроме того, ассоциация в системе Браун-Бланке – единица крупная, широкого объема и не низшая, а основная единица системы (Александрова, 1969).

Нами применены оба подхода для картирования растительности одного и того же болотного массива. Ранее для создания карт использовался либо один, либо другой классификационный подход. В качестве объекта картографирования был выбран Кудровский болотный массив.

Кудровский болотный массив

Кудровский болотный массив расположен в Ленинградской обл. на границе Тосненского и Гатчинского административных районов. Он занимает водораздел рек Тосна и Оредеж. Его северная и северо-восточная части имеют охранный статус и входят в состав регионального комплексного заказника “Лисинский”.

Окружающие массив суходолы сложены суглинками и частично песками, на которых произрастают хвойно–мелколиственные и хвойные леса, представленные ельниками черничными и кисличными, часто с участием липы и обилием неморальных видов.

Общая площадь Кудровского болотного массива составляет 2235 га. Его протяженность с севера на юг равна 10 км. Болотный массив состоит из 3-х неравноценных частей – основной (Кудровское-I), и двух других: небольшого сильно обводненного болота Кудровское-II с мезотрофной растительностью и верхового болота Кругленькое, примыкающих к основному массиву с северо-запада. Вероятно, на начальных стадиях болота развивались независимо, но затем через узкие перешейки соединились в единый массив. Средняя глубина торфяной залежи составляет 3.03 м. Наибольшая глубина обнаружена в южной части массива, она достигает 7.4 м.

В 1879-1900 гг. Кудровский болотный массив был использован как полигон для осуществления первого проекта в России по направленному

осушению. Массив повторно частично осушен в 1929 году для лесомелиоративных целей. Редкая сеть валовых канав еще заметна в северо-восточной части болота. В настоящий момент поверхность болота прорежут три крупных искусственных канала (рис. 1).

Центральная часть болота слабо выпуклая. Наибольшую площадь в изученной части болотного массива занимают облесенные сосной олиготрофные участки с пушицево-кустарничково-сфагновой растительностью. Грядово-мочажинный комплекс (ГМК) расположен на восточном склоне болота. Мочажины заняты шейхцерицево-сфагновыми сообществами (*Sphagnum balticum*, реже *S. majus* и *S. cuspidatum*). Кустарничково (*Empetrum nigrum*)-пушицево-сфагновые гряды характеризуются доминированием *Sphagnum fuscum*.

Озеро Кузнецовское, вокруг которого расположен массив, окружено узким кольцом приозерного сосняка. Восточный берег озера напоминает береговой вал, он размывается водой и обрушивается из-за сильного прибоя, вызванного западными ветрами.. Характерны *Vaccinium uliginosum*, *V. vitis-idaea*, *Ledum palustre*. В моховом покрове преобладает *Sphagnum angustifolium*.

«Карта растительности изученной части Кудровского болотного массива» составлялась по материалам предварительного дешифрирования крупномасштабных черно-белых аэрофотоснимков (М 1:5 000) и полевых исследований.



Рис. 1. Фрагмент топографической карты с изображением Кудровского болотного массива

На карте показаны гомогенные контуры, в целом, с характерной для ненарушенного болота растительностью (рис. 2). Лишь в одном случае они прерываются участком успешной мелиорации, покрытым сосняком кустарничково-сфагновым. Некоторая пестрота растительного покрова наблюдается вдоль магистрального Кузнецовского канала, что объясняется пирогенными причинами антропогенного происхождения.

Легенда карты содержит 15 номеров, собственно болотную растительность характеризуют 1–12 номера; № 13 – необследованная территория болотного массива; № 14 – лесная растительность, № 15 – озеро. Характеристика контуров была дана на основании фитоценотического анализа описаний, выполненного в традициях доминантного подхода к классификации растительности. Описания были распределены на три основные группы: описания гомогенной растительности, описания растительности гряд и описания мочажин, что отражает структурную организацию растительности данного болотного массива. Таким образом, картируемыми единицами явились комплексы (грядово-мочажинный, окраинный

сосново-кустарничковый, генеративный) и их трансформированные варианты.

При описании сообществ особое внимание обращалось на экологическую форму и высоту сосны, что нашло отражение в легенде (Галанина и др., 2001). Кудровский болотный массив довольно сильно облесен. Однако процесс облесения не является однонаправленным, наблюдается массовая гибель сосны на грядах.

Картографы-геоботаники подвергаются критике со стороны проф. В. И. Василевича, который указывает на отсутствие непосредственных результатов классификации растительности в легендах карт. Поэтому, в новом варианте легенды приведена попытка непосредственно использовать синтаксоны, полученные для Кудровского массива в результате доминантной классификации (рис. 2). Выделенные ассоциации болотной растительности можно подставить в соответствующие номера легенды. Также в легенду привлечены ассоциации, выделенные И.Д. Богдановской-Гиенэф (1928), так как наших данных в ряде случаев оказалось недостаточно (не набралось необходимого числа описаний).

Следует заметить, что обычно классификации подвергаются описания широко распространенных сообществ, для анализа которых имеется достаточный банк данных. Уникальные сообщества, флористически и физиономически своеобразные остаются за рамками классификации, но они также должны быть отражены на карте. На карте не может быть «белых пятен», поэтому приходится отступать от теории и вводить в легенду внеранговые категории.

Кроме того, процесс картографирования болотной растительности осложняется из-за мозаичности сообществ и их мелкого размера, поэтому мы вынуждены описывать комплексы.

При создании карты Кудровского болотного массива, основанной на использовании эколого-флористического подхода к классификации описаний, картируемыми единицами выступают ассоциации. Однако, когда встает вопрос о характеристике контуров с нарушенной растительностью. Для них была приведена классификационная единица более высокого ранга. Попытка создания такой легенды приводится ниже (рис. 3). Имея ввиду комплексность растительного покрова болотного массива, я разделяю растительность гряд и мочажин и отдельно ее характеризую с позиций эколого-флористической классификации, что, строго говоря, довольно нетипично для картографии западно-европейских авторов, использующих систему Браун-Бланке (Pedrotti, 1978, 1980, 2003).

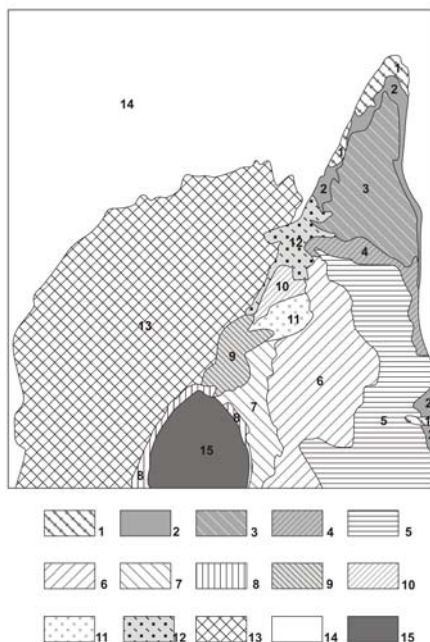


Рис. 2. Карта растительности изученной части Кудровского болотного массива, составленная с использованием доминантного подхода

ЛЕГЕНДА

1. *Chamaedaphne calyculata*-*Sphagnum angustifolium*+*S. magellanicum*
2. *Pinus sylvestris* f. *Litwinowii*-*Eriophorum vaginatum*-*Sphagnum angustifolium*
3. *Eriophorum vaginatum*-*Sphagnum magellanicum*
4. *Eriophorum vaginatum*-*Sphagnum angustifolium* Богдановская-Гиенэф 1928)
5. ГМК: *Eriophorum vaginatum*-*Sphagnum fuscum*
Scheuchzeria palustris-*Sphagnum balticum*
6. *Pinus sylvestris* f. *Litwinowii*-*Ericaceae*-*Sphagnum* ssp. Богдановская-Гиенэф 1928)
7. *Calluna vulgaris*-*Sphagnum fuscum*
8. *Pinus sylvestris* f. *uliginosa*-*Vaccinium* ssp.—*Sphagnum angustifolium* Богдановская-Гиенэф 1928)
9. *Calluna vulgaris*-*Sphagnum angustifolium* Богдановская-Гиенэф 1928)
10. *Pinus sylvestris*-*Calluna vulgaris*-*Polytrichum strictum*
11. *Calluna vulgaris*-*Polytrichum strictum*
12. *Pinus sylvestris* f. *uliginosa*-*Ledum palustre*-*Sphagnum magellanicum* + *S. angustifolium*
13. Необследованная часть болотного массива
14. Лесная растительность
15. Озеро

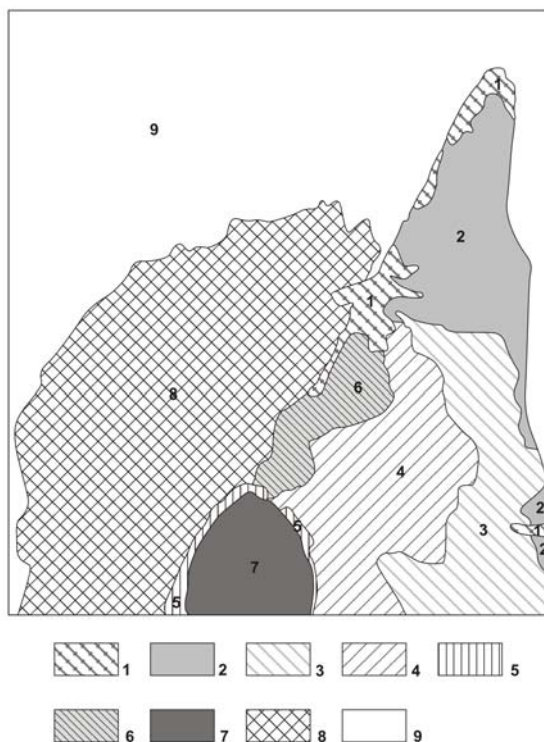


Рис. 3. Карта растительности изученной части Кудровского болотного массива, составленная на основе использования эколого-флористического метода.

ЛЕГЕНДА

1. *Sphagnetum magno-pinosum* Filatov et Yurev 1913 (synonym *Sphagnetum magellanici boreale pinetosum* Jasnowski 1968).
2. *Chamaedaphne-Sphagnetum magellanici* Bogdanowskaja-Guiheneuf 1928 em. Boč 1990
3. Комплекс: *Ledo-Sphagnetum fusci* Du-Rietz 1921 – на грядах
Scheuchzerietum palustre Tx. 1937 – в мочажинах
4. *Ledo-Sphagnetum fusci* Du-Rietz 1921
5. *Pinetum sphagnosum* Kaks 1914 (synonym *Vaccinio uliginosi-Pinetum* Hueck 1925)
6. *Союз Sphagnion fusci* Br.-Bl. (1915) 1926
7. оз. Кузнецовское
8. неисследованная часть
9. лесные массивы

Очевидно, контур № 5 был бы охарактеризован как ass. *Scheuchzerietum palustre* Тх. 1937. Однако, нам встречались крупномасштабные карты растительности, составленные J. Herlich (1994) для зарастающих частей различных озер, в легендах к которым можно увидеть попытку отразить комплексность растительного покрова при использовании классификационной методики Браун–Бланке. Так, в легенде к карте “Contemporary real vegetation in the west end of Lake Lubowisko...” среди номеров, характеризующих отдельные ассоциации, встречается комплекс (complex of) *Eriophoro angustifolii*–*Sphagnetum recurvi* and *Sphagnetum magellanicum*.

Выводы

Таким образом, для создания легенды при крупномасштабном картографировании могут использоваться как эколого-флористический, так и флористические методы классификации растительности.

Применение эколого-флористического подхода сократило число картируемых категорий в два раза и упростило легенду к карте. Растительность болотного массива приобрела формализованный вид, однако при этом ее специфика осталась скрытой для читателя в синоптических таблицах, т.е. вне легенды. Структура растительного покрова, как правило, не находит отражения в легендах таких карт.

Различия результатов применения разных классификационных подходов состоят в уровне генерализации информации и, соответственно, уровне детализации контуров. Полученные результаты привели меня к выводу, что ассоциации, выделенные по доминантам, более удобны для составления крупномасштабных карт, а ассоциации эколого-флористической классификации – для среднемасштабных.

Литература

- Александрова В.Д.* Классификация растительности. Л., Наука. 1969. 275 с.
- Антипин В.К.* Структура болотных массивов южной Карелии: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л., 1984. 24 с.
- Галанина О.В., Андреева Е.Н., Кузьмина Е.О.* Растительный покров охраняемой части Кудровского болота (Ленинградская область) //Бот. журн. 2001. Т. 86. № 11. С. 109–121.
- Богдановская-Гиенэф И.Д.* Растительный покров верховых болот русской Прибалтики //Тр. Петергофского ест.-научн. Ин-та. 1928. № 5. С. 265–377.

Виноградов Б.В. Современное состояние теории и практики геоботанического дешифрирования // Теория и практика дешифрирования аэроснимков. М.-Л., 1966. С. 126–137.

Волкова В.Г. Крупномасштабное картографирование стадий восстановления степных фитоценозов Хакасии // Геоботаническое картографирование 1983. Л., 1983. С. 51–60.

Галкина Е.А. Особенности картирования растительного покрова болотных массивов (с применением материалов аэрофотосъемки) // Принципы и методы геоботанического картографирования. М.-Л., 1962. С. 121–130.

Грибова С.А., Самарина Г.Д. Составление детальной крупномасштабной карты с учетом динамики растительного покрова // Геоботаническое картографирование 1963. М.-Л., 1963. С. 15–25.

Грибова С.А., Исаченко Т.И. Картирование растительности в съёмочных масштабах // Полевая геоботаника. М.-Л., 1972. Т. IV. С. 137–286.

Елина Г.А., Белоусова Н.А. О развитии болотных массивов озерной равнины в районе северо-восточного побережья Онежского озера // Очерки по растительному покрову Карельской СССР. Петрозаводск, 1971. С. 112–122.

Елина Г.А., Кузнецов О.Л., Максимов А.И. Структурно-функциональная организация и динамика болотных экосистем Карелии. Л., 1984. 128 с.

Ерохина О.В. Крупномасштабная геоботаническая карта проектируемого природного парка “Тургояк” (Южный Урал) и ее легенда // Современные проблемы бот. географии, картографии, геоботаники, экологии. Тр. межд. конф. к 100-летию акад. Е.М. Лавренко. СПб., 2000б. С. 63–64.

Иванов К.Е. Основы гидрологии болот лесной зоны. Л., 1957. 500 с.

Исаченко Т.И., Юрковская Т.К. Основные типы сочетаний растительности Мещеры и отражение их на карте // Геоботаническое картографирование 1973. Л., 1973. С. 3–6.

Какс А.Р. Болота окрестностей оз. Дулова // Материалы по изучению Восточного болотного р-на Псковской губернии, произведенное под руководством В.Н. Сукачева. Псков, 1914. 76 с.

Кирюшкин В.Н. Болотная система “Вадье” и пути ее развития // Природа болот и методы их исследований. Л., 1967. С. 47–55.

Кирюшкин В.Н. Формирование и развитие болотных систем. Л., 1980. 88 с.

Козлова Р.П. Растительность и стратиграфия основных типов болот южной Карелии // Очерки по растительному покрову Карельской АССР. Петрозаводск, 1971. С. 73–94.

- Крауклис А.А., Медведев Ю.О.* Показ растительности в серии крупномасштабных карт в связи с картографированием динамики природной среды // Геоботаническое картографирование 1966. М.–Л., 1966. С 26–35.
- Кузнецов О.Л., Елина Г.А.* Болота северо-западной Карелии и история их формирования // Комплексные исследования растительности болот Карелии. Петрозаводск, 1982. С. 13–29.
- Курм Х.Х.* Из опыта ландшафтного исследования болот Эстонской ССР // Природа болот и методы их исследований. Л., 1967. С. 15–17.
- Нешатаев Ю.Н., Ухачева В.Н.* Картографирование растительности Казанской степи в целях мониторинга // Современные проблемы бот. географии, картографии, геоботаники, экологии. Тр. межд. конф. к 100-летию акад. Е.М. Лавренко. СПб., 2000. С. 29–31.
- Романова Е.А.* Методика составления типологических карт болот с использованием материалов аэрофотосъемки для гидрологического изучения болотных ландшафтов // Тематическое картографирование в СССР. Л., 1967.
- Солоневич Н.Г.* Растительный покров и строение болота “Бор” Широинской болотной системы // Тр. Ботан. Ин-та АН СССР. Сер. 3. Геоботаника. 1960. Вып. 12. С. 211–228.
- Сочава В.Б.* Растительный покров на тематических картах. Новосибирск, 1979. 187 с.
- Сукачев В.Н.* Материалы по изучению болот и торфяников озерной области // Труды пресн. биол. ст. И. СПб. О. Ест., т. II. С.-Петербург, 1906.
- Филатов С.М.* Цевельское болото // Мат. по изучению восточного болотного района Псковской губернии. Псков, 1911. 46 с.
- Филатов С.М.* Болота между озерами Полисто и Цевло // Мат. по изучению восточного болотного района Псковской губернии. Псков, 1913.
- Холод С.С.* Крупномасштабное картографирование как метод детального изучения структуры растительного покрова (на примере арктической тундры о-ва Врангеля) // Геоботаническое картографирование 1989. Л., 1989. С. 61–71.
- Холод С.С.* Структура растительного покрова и карта растительности окрестностей бухты Сомнительной // Арктические тундры острова Врангеля. СПб., БИН, 1994.
- Юрковская Т.К.* Из опыта крупномасштабного картографирования растительности болот северной Карелии // Крупномасштабное картографирование растительности. Новосибирск, 1970. С. 13–146.
- Юрковская Т.К.* Структура и динамика растительного покрова грядово-мочажинных комплексов некоторых типов болот // Структура растительности и ресурсы болот Карелии. Петрозаводск, 1983. С. 38–51.

- Юрковская Т.К.* О некоторых принципах построения карты растительности болот //Геоботаническое картографирование 1968. Л., 1968. С. 44–51.
- Юрковская Т.К.* Типы болотных массивов на обзорной карте растительного покрова лесной зоны европейской части СССР //Типы болот СССР и принципы их классификации. Л., 1974. С. 57–62.
- Юрковская Т.К.* Структура, география и картография растительности болот европейской части СССР: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Л., 1986. 40 с.
- Юрковская Т.К.* Картографирование растительности болотных систем //Геоботаническое картографирование 1988. Л., 1988. С. 13–28.
- Юрковская Т.К.* География и картография растительности болот Европейской России и сопредельных территорий. СПб., 1992. 265 с.
- Юрьев М.М.* Шуваловский торфяник «Черная гора» //Изв. Науч.-мелиор. Ин-та, 1925. Вып. 11-12. С. 144–270.
- Acceto M., Džekov S., Jovanović B., Jovanović R. et al.* Prirodna potencijalna vegetacija Jugoslavije (komentar karte m. 1: 1 000 000) //Rezime. Ljubljana, 1986. 122 s.
- Donit N., Roman N.* Vegetatia. (Harta la scara 1: 1 000 000) //Atlas Republica Socialistă România. București, 1976, f. VI-2.
- Frehner H-K.* Kartierung der Waldgesellschaften des V. aargauischen Forstkreises Zofingen //Vegetations- und bodenkundliche Methoden der forstlichen Standortskartierungs. Veröff. d. geobot. Inst. d. Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung, 1967. H. 39.
- Herbich J.* Fen vegetation of valleys in young glacial landscape of the Kashubian Lakeland (Northern Poland) // Proceed. of the 9th IPS Congress, Uppsala, Sweden, 22–26 June 1992. 1992. V. 1. P. 294–309.
- Herbich J.* Przestrzenno-dynamiczne zróżnicowanie roślinności dolin w krajobrazie młodoglacjalnym na przykładzie Pojezierza Kaszubskiego //Monogr. Bot. 1994. Vol 76. 175 p.
- Karta prirodne potencijalne vegetacije ser Jugoslavije 1: 1 000 000 //Prirodna potencijalna vegetacija Jugoslavije: (komentar karte m. 1: 1 000 000). Rezime. Ljubljana, 1986.
- Klika J.* Nauka o rostlinných společenstvech. Nakl. Ceskoslov. Acad. Ved, Praha. 1955. cc
- Map of actual vegetation of Tokyo Metropolis. Tokyo, 1974.
- Matuszkiewicz W.* Die Karte der potentiellen natürlichen Vegetation von Polen. Braun-Blanquetia. 1984. N. 1. 99 p. + mapa.
- Matuszkiewicz W., eds.* Potencjalna Roślinność naturalna Polski. Mapa przeglądowa 1: 300 000. Warszawa, 1995.

- Matuszkiewicz W., Matuszkiewicz A.* Mapa zbiorowisk roślinnych Karkonoskiego Parku Narodowego //Ochr. przyr. 1975. Roc. 40. C. 45–112.
- Mikyška R. a kolektiv.* Geobotanická mapa CSSR. I. České země. Akademia, Nakladatelství Československé Akademie věd. Praha, 1972.
- Miyawaki A., Okuda S., Fujiwara K. I.* Karte der realen Vegetation des Numappara-Moores (Mittel-Honshu). II. Karte der realen Vegetation des Numappara-Moor Gebietes (Mittel-Honshu). III. Karte der potentiellen natürlichen Vegetation des Numappara-Moor Gebietes (Mitte-Honshu), 1969.
- Miyawaki A., Ohno K.* Pflanzensociologische Studien für Vegetationsgutachten und Grünplanung auf den Wakabadaí in Yokohama. Yokohama, 1971.
- Ostrowski M., Herbich J., Adamczyk R., Wozniak M.* Supervised spectral classification of vegetation of overgrowing lakes // Proceed. of XXXIII Symposium of IAVS, Warsaw, April 8–12, 1990. Phytocoenosis. 1991. Vol 3 (N.S.). P. 71–78.
- Pedrotti C., Orsomando E., Pedrotti F., Sanesi G.* La vegetazione e i souli del Pain Grande di Castelluccio di Norcia (Appennino centrale) //Atti dell'instituto botanico e laboratorio crittogamico dell'universita di Pavia. 1973. Ser. 6, vol. IX.
- Pedrotti F.* Carta della vegetazione del foglio Trento s. 1: 50 000. Firenze, 1978.
- Pedrotti F.* Carta della vegetazione del folgio Mezzolombardo s. 1: 50 000. Roma, 1980.
- Pedrotti F.* Vegetation changes in the Laghestel wetland basin (Trentino, Central Alps) from 1976 to 2001 // Proceed. 46th Symposium of the IAVS "Water Resources and Vegetation". Napoli, Italy, 8-4 June 2003. 2003. P. 171+ maps.
- Realen vegetation der Präfektur Kanagawa.* Yokohama. The board of Education at the Kanagawa Prefektur. 1972.
- Săvulescu T.* Der biogeographische Raum Rumäniens //An. Fac. agr. Bucarest, 1940. Vol. 1. P. 283-330.

O. V. GALANINA Results of application of two main classification approaches to large scale mapping of bog vegetation.

The purpose of the research was to promote the application of cartographic method to phytosociological studies as well as to contribute to further development of large scale mapping of bog vegetation.

A concrete task was to compare two vegetation maps of a particular bog, which were prepared on a bases of two different vegetation classification approaches, dominant and floristic or Braun–Blanquet.

Kudrovsky mire massif was chosen as a polygon of investigations (Leningrad region). Vegetation relevés were classified by both methods. Classification units (associations and subassociations) were distinguished and later used as mapping units. They are listed in the legends of the maps.

As a result, two vegetation maps of Kudrovsky massif are presented in the paper. The number of contours on maps is different. A map based on Braun–Blanquet approach looks unified. This fact can be explained by different rank of classification units. Braun–Blanquet association is a bigger classification unit than association according to dominant classification approach. Some problems appear if we need to map the vegetation under anthropogenic impact (for example, fires, drainage). Braun–Blanquet classification scheme does not fit to this task.

On the other hand, dominant approach traditionally used for geobotanical mapping in practise does not follow the ideas of Viktor Sochava (1979), who announced that vegetation classification should be considered as the basement of the legend to the map. Therefore, as a rule, we have out-rank vegetation units in the legends.

To conclude, both classification methods can be used in vegetation mapping. But it seemed that dominant approach is more suitable in large-scale mapping. Floristic approach can be successfully applied in middle-scale mapping.

ПОСТМЕЛИОРАТИВНАЯ ДИНАМИКА СТРУКТУРЫ И БИОЛОГИЧЕСКОЙ ПРОДУКТИВНОСТИ МЕЗОТРОФНЫХ ТРАВЯНО-СФАГНОВЫХ БОЛОТ ЮЖНОЙ КАРЕЛИИ

С. И. ГРАБОВИК

Институт биологии Карельского научного центра РАН,
grabovik@bio.krc.karelia.ru

В последние десятилетия во всем мире активно изучаются проблемы изменения климата в связи с антропогенным влиянием, в том числе повышением концентрации CO_2 в атмосфере. Для определения роли тех или иных типов болот в аккумуляции CO_2 необходимы в первую очередь данные о биологической продуктивности слагающих их сообществ, величине их ежегодного опада.

Растительный покров осушенных болот имеет сложную структуру, которая зависит от ряда факторов: от типа болотного массива, видового состава растительных сообществ, интенсивности и давности осушения. На разных типах болот изменение структуры растительных сообществ

происходит неодинаково. Здесь важную роль играет экологическая пластичность видов растений, слагающих фитоценозы, а также конкурентная способность видов, внедряющихся после осушения.

Изменению растительности болот и заболоченных лесов под влиянием осушения посвящено достаточно много работ как у нас в стране, так и за рубежом. Большинство исследователей уделяли главное внимание вопросу влияния осушения на древесный ярус.

Динамика растительного покрова нижних ярусов рассматривается в сравнительно немногих работах. Гораздо меньше данных, полученных на постоянных пробных площадях путем повторных исследований в первые десятилетия после осушения, которые позволяют полнее раскрыть механизм влияния мелиорации не только на древесный ярус, но и на напочвенный покров и экологические условия осушенных участков. Данные по биологической продуктивности осушенных болот отражают значимость структурных единиц фитоценозов и направленность их развития во времени и пространстве.

Комплексные исследования структуры и динамики болот и заболоченных лесов в естественном состоянии проводятся на территории Киндасовского лесоболотного научного стационара Карельского НЦ РАН, в подзоне средней тайги (61°48' с.ш. и 33°35' в.д.) с 1970 года. В начале 70-х годов была заложена серия пробных площадей на естественных болотах разных типов (Елина, Кузнецов, 1977), часть болот на стационаре была осушена и в дальнейшем нами были продолжены исследования динамики видового состава, структуры и продуктивности растительного покрова под влиянием мелиорации (Грабовик, 1989, 1991, 1998, 1999).

Исследования динамики видового состава, структуры и биологической продуктивности растительного покрова выполнялись апробированными и модифицированными методами (Александрова, 1964; Программа и методика..., 1966).

В статье представлены результаты 30-летних исследований по динамике биологической продуктивности и структуры растительного покрова в пространственно-временном аспекте под влиянием осушения на примере трех пробных площадей.

Пробная площадь 1 заложена в центральной открытой части болота Близкое, относящегося к мезотрофному травяно-сфагновому типу, на котором до осушения в центральной части был развит кочковато-топяной комплекс *Sphagneta centrale*+*Herbet*—*Sphagneta subsecundi*. Ассоциация *Carex lasiocarpa* – *Menyanthes trifoliata*, занимающая 70% площади болотного участка, приурочена к мочажинам (УГВ – выше поверхности сфагнового покрова до +5 см). Растительный покров кочек, зани-

мавших 30% площади болотного участка, был представлен фитоценозами ассоциации *Chamaedaphne calyculata-Sphagnum centrale*+*S. angustifolium*. На кочках росли единичные *Betula pubescens* или *Pinus sylvestris* высотой до 2 м.

Пробная площадь 2 расположена на окрайке болота Койвусуо, в слабооблесенном кочковато–западинном комплексе *Sphagneta angustifolii*+*Herbetea* с редкой *Betula pubescens* как на кочках, так и в западинах. До осушения основными элементами этого болотного участка являлись кочки (44%), на которых были представлены фитоценозы *Betula pubescens-Chamaedaphne calyculata* – *Pleurozium schreberi* и *Andromeda polifolia-Carex lasiocarpa* - *Sphagnum angustifolium*. Понижения (56%) заняты фитоценозом *Phragmites australis* – *Carex lasiocarpa*. Деревья здесь были низкие (2-4 м), древостой малосомкнутый (0.2.).

Пробная площадь 3 заложена в центральной части болотного массива Койвусуо в кочковато-топяном болотном участке *Sphagneta magellanici* + *Herbetea*, который занимал 27% от площади массива. До осушения основными элементами являлись кочки (36% площади участка), растительный покров которых был представлен фитоценозами *Andromeda polifolia* – *Carex lasiocarpa* – *Sphagnum magellanicum* + *S. angustifolium*. Сообщества мочажин *Carex lasiocarpa* – *Sphagnum subsecundum* и *Carex limosa* – *Menyanthes trifoliata* занимали 64% площади участка.

В 1970-1971 г.г. эти болота были осушены сетью открытых канав, проложенных через 160, 180 и 100 м соответственно. В настоящее время откосы и дно канав заросли травянистой растительностью.

Данные по структуре и продуктивности растительного покрова мезотрофных болот стационара до осушения отражены в работах Г. А. Елиной, О. Л. Кузнецова (1977) и Г. А. Елиной с соавторами (1984).

На пр.пл. 1. запасы фитомассы кочек и топей близки, но структура фитомассы различна: на кочках она складывается из фитомассы кустарничков и мхов, а в топиях, в основном, за счет трав. Запасы фитомассы на кочках 25.2, на понижениях – 26.3 ц/га (таблица).

На пр.пл. 2 надземная фитомасса кочек была почти в 4 раза больше, чем на пр.пл.1, так как они облесены и их растительный покров более

Изменение надземной фитомассы (1) и годичной продукции (2) на пробных площадях под влиянием осушения, ц/га

Ф	До осушения				После осушения											
	Кочки		мочажины		через 5 лет				через 13 лет				Через 25 лет		через 30 лет	
					кочки		ковры		кочки		ковры		ковры		ковры	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
	Кочковато–топяной комплекс <i>Sphagneta centrale</i> + <i>Herbeto</i> – <i>Sphagneta subsecundi</i> (пр.пл.1)															
Д	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	219	13.7	508	33	610	38
К	9.7	3.1	2.3	0.8	45.1	13.2	3.8	1.5	19.1	5.6	12.7	3.8	–	–	–	–
Т	1.7	1.7	17.5	17.5	4.7	4.7	14	13.8	8.7	8.7	21.4	21.4	17	17	15.6	16
М	13.8	3.7	6.5	3.9	21.3	5.8	0.3	0.1	8.2	1.9	–	–	19	4	10.3	1
В	25.2	8.5	26.3	22.2	71.1	23.7	18	15.4	36.0	16.2	253	38.9	544	53	636	55
	Слабо облесенный кочковато–западинный комплекс <i>Sphagneta angustifolii</i> + <i>Herbeto</i> с редкой <i>Betula pubescens</i> (пр.пл.2)															
Д	19.0	17.6	–	–	–	–	–	–	421	26.5	–	–	969	61	1036	65
К	17.3	5.4	5.6	1.6	–	–	–	–	17.3	5.1	42.7	15.8	13	4	9.0	3
Т	9.2	9.2	11.8	11.8	–	–	–	–	1.5	1.5	0.9	0.9	26	26	22.4	23
М	52.8	10.6	12.9	4.7	–	–	–	–	6.7	3.3	1.9	0.7	1.3	0.3	0.9	0.2
В	98.3	53.3	30.3	18.1	–	–	–	–	447	36.4	45.5	17.4	1009	91	1008	91
	Кочковато–топяной комплекс <i>Sphagneta magellanici</i> + <i>Herbeto</i> (пр.пл.3)															
К	14.6	4.5	4.9	1.8	73.0	29.1	0.4	0.1	114	9.8	3.3	0.3	–	–	67.7	6.4
Т	4.5	4.5	9.0	9.0	5.3	5.3	2.4	2.4	3.1	3.1	5.4	5.4	–	–	3.1	3.1
М	29.4	7.4	6.4	2.4	15.3	3.8	0.1	0.05	12.9	3.3	9.0	2.5	–	–	23.8	6.0
В	48.5	16.4	20.3	13.2	93.6	38.2	2.9	2.5	130	16.2	17.7	8.2	–	–	94.6	16

Ф – фракции, Д – деревья, К – кустарнички, Т – травы, М – мхи, В – всего надземной фитомассы

густой. Запасы фитомассы на кочках 98.3, на понижениях 30.3 ц/га (таблица).

На пр.пл. 3 запасы надземной фитомассы и ее фракционный состав на кочках и в понижениях значительно различались и зависели от видового состава и структуры растительного покрова. В понижениях преобладали осоки, вахта и сфагновые мхи (*Sphagnum angustifolium*, *S. subsecundum*), на кочках – кустарнички и сфагновые мхи (*S. angustifolium*, *S. magellanicum*). В растительном покрове кочек отмечали 2–3 яруса, моховой ярус сплошной, и мхи составляли больше половины надземной фитомассы. Запасы фитомассы на кочках 48.5, на понижениях – 20.3ц/га (таблица)

Многолетние стационарные исследования динамики растительного покрова мезотрофных болот среднетаежной Карелии после осушения показали разную скорость и направленность сукцессий.

Повторные определения биологической продуктивности проводились через 5 лет после осушения на пр. пл. 1 и 3, через 13 лет на всех пробных площадях, через 25 и 30 лет на 1 и 2 пр. пл. и через 30 лет после осушения на пр. пл. 3.

Через 5 лет после осушения на пр. пл. 1 болотный участок *Sphagneta centrale*+*Herbeto*–*Sphagneta subsecundi* трансформировался в участок *Sphagneta centrale*+*Herbeto* с редкой *Betula pubescens*. В пределах участка увеличилась густота древесного яруса, в основном из березы. На кочках образовались фитоценоз *Chamaedaphne calyculata* – *Sphagnum centrale*+*S. angustifolium*, которые занимали 19% площади участка, фитоценозы *Betula pubescens* – *Chamaedaphne calyculata* – *Sphagnum centrale* формируют высокие приствольные кочки и занимают 1%, а подавляющую часть ковров заняли сообщества *Carex lasiocarpa*+*Calamagrostis neglecta*–*Menyanthes trifoliata*. На понижениях в результате уменьшения фитомассы гидрофильных трав и сфагновых мхов, участие которых в растительном покрове сильно сократилось, общие запасы фитомассы снизились до 17.9ц/га. Запасы фитомассы кочек возросли до 71.1ц/га, что объясняется увеличением фитомассы кустарничков. Годичная продукция кочек составила 23.7, а на коврах – 15.4ц/га (таблица).

На пр. пл.3 через пять лет на месте прежнего болотного участка сформировался кочковато–равнинный участок *Mixtofruticuleto* – *Sphagneta angustifolii* + *Herbeto*. Растительный покров кочек образовали фитоценозы *Betula nana*+*Andromeda polifolia* – *Sphagnum magellanicum*+*S. angustifolium*, а ковров – фитоценоз *Carex lasiocarpa* – *Menyanthes trifoliata*. Из растительного покрова исчезли гипергидрофильные виды *Carex limosa*, *C. rostrata*, *C. chordorrhiza*, *Sphagnum subsecundum*. Доминантные

виды остались те же, но изменились их жизненность и проективное покрытие. Запасы фитомассы на понижениях уменьшились по сравнению с запасами до осушения почти в 7 раз (таблица). Запасы фитомассы кочек увеличились почти в 2 раза, что объясняется большей экологической пластичностью *Betula nana*, которая при благоприятных экологических условиях образовала здесь значительную надземную фитомассу. Годичная продукция кочек составила 38, понижений – 2.5ц/га.

Через 13 лет после осушения исследования на трех пробных площадях показали дальнейшее изменение структуры и биологической продуктивности растительного покрова.

На пр. пл. 1 на месте болотного участка *Sphagneta centrale* + *Herbeta* с редкой *Betula pubescens* сформировался древесно–травяной фитоценоз *Betuleto* – *Herbeta* с кочковато–равнинным микрорельефом. Основным эдификатором растительного покрова является *Betula pubescens*. Растительный покров приствольных кочек образовали фитоценозы *Betula pubescens* – *Chamaedaphne calyculata* (5%), а *Chamaedaphne calyculata* – *Sphagnum centrale*+*S. angustifolium* образуют покров более низких сфагновых кочек (8%). Растительный покров ковров представлен фитоценозами *Betula pubescens* – *Calamagrostis neglecta*+*Carex lasiocarpa*+*Comarum palustre*, которые занимают 87% площади комплекса. Состав древостоя 10Б₂₀+С, относительная полнота 0.3.

На пр.пл. 2 на месте кочковато–западинного слабо облесенного комплекса сформировалось облесенное сообщество *Betuleto* – *Sphagneta angustifolii* с эдификатором *Betula pubescens*. Состав древостоя 8Б₃₀ 2С₃₀ + Е, относительная полнота 0.7. В результате смыкания верхнего полога и образования лесной подстилки улучшились условия для появления всходов ели и их дальнейшего роста и развития. Анализ картирования и геоботанических описаний позволил выделить следующие фитоценозы и их фрагменты. Растительный покров приствольных кочек (10%) представлен фитоценозом *Betula pubescens* – *Chamaedaphne calyculata*–*Pleurozium schreberi*, а на коврах выделяются две микроассоциации *Carex lasiocarpa* – *Sphagnum angustifolium* (36%) и *Betula nana*–*Sphagnum angustifolium* (54%).

Запасы надземной фитомассы через 13 лет после осушения на пр.пл. 1 и 2 на кочках составили соответственно 36 и 446.6 ц/га, а ковров – 252.6 и 45.5 ц/га. Годичная продукция сообществ сфагновых кочек (1 пр. пл.) составила 16.2, а кочек с березой – 36.4 ц/га (2 пр. пл.), а на коврах – древесно–травяных – 38.9 и кустарничково–сфагновых – 17.4 ц/га соответственно (таблица). На пр.пл. 1 увеличение произошло в основном за счет древесного яруса, в напочвенном покрове возросла фитомасса кус-

тарничков и трав и резко снизилась – сфагновых мхов. На пр.пл.2 фитомасса также увеличилась в основном за счет древесного яруса, в напочвенном покрове резко снизилась фитомасса трав и мхов.

На пр.пл.3 сформировался кочковато–равнинный болотный участок *Betuleta nanae* + *Herbeta*. Растительный покров кочек представлен фитоценозами *Betula nana* – *Sphagnum angustifolium* + *S. magellanicum*, а ковров – *Carex lasiocarpa* – *S. angustifolium*. Запасы фитомассы кочек возросли до 130 ц/га, в основном за счет увеличения надземной фитомассы *Betula nana*, которая усиленно разрастается в связи с улучшением аэрации корнеобитаемого слоя. Фитомасса сфагновых мхов значительно уменьшилась. Вероятно, это связано с ухудшением водного режима и освещения на кочках, в результате чего снижаются жизнеспособность и проективное покрытие сфагновых мхов, начинается их деградация. Значительная годовая продукция на кочках (16 ц/га) объясняется быстрым ростом *Betula nana* и сравнительно большей облиственности. Основная доля годичной продукции кустарничков приходится на листья (около 80%). Годичная продукция ковров – 8 ц/га (таблица).

Через 25 лет после осушения на пр. пл. 1 на месте прежнего болотного фитоценоза сформировался древесно–травяной *Betuleto* – *Herbeta*. Состав древостоя 9Б₃₀1С₅₀, полнота – 0.8, на месте редкой и тонкоствольной березы пушистой формируется смешанный древостой: у березы средняя высота 9.3 м, средний диаметр – 9.6 см, у сосны – средняя высота – 10.2 м, диаметр – 10.1 см, общее число стволов 1991 шт/га, в том числе березы 1849 шт/га, выросшей в основном после осушения. На появление подроста ели под пологом осушенных березняков оказывает существенное влияние напочвенный покров, развитие которого зависит от полноты древостоев, давности осушения и условий местопроизрастания. Так, образование различных производных ассоциаций с доминированием *Calamagrostis neglecta* привело к задернению почвы, которое препятствует появлению и развитию подроста ели. Подтверждением этому является отсутствие подроста на данном участке даже через 25 лет после осушения (Ананьев, Грабовик, 2003). Запасы надземной фитомассы составили 543.8 ц/га. Резкое ее увеличение произошло. в основном, за счет древесного яруса – 507.7 ц/га, т. е. доля участия древесного яруса, трав и мхов от общих запасов надземной фитомассы составляет 93.4, 3.2 и 3.4%. Через 30 лет после осушения происходит дальнейшее изреживание напочвенного покрова, что сказывается на запасах надземной фитомассы трав и мхов, которые составляют соответственно 15.6 и 10.3 ц/га, запасы древесного яруса возрастают до 609.6 ц/га (таблица).

На пр. пл.2 сформировалось березово-травяное сообщество *Betuleto* – *Herbetea*. Анализ картирования и геоботанических описаний позволили выделить следующие фитоценозы и их фрагменты. Растительный покров приствольных кочек (10%) представлен фитоценозом *Betula pubescens* – *Pleurozium schreberi* + *Hylocomium splendens*. На коврах, в результате дальнейшего смыкания верхнего полога, травяно-кустарничковый ярус изреживается и проективное покрытие не превышает 35%. Отдельные лесные виды, такие как *Dryopteris carthusiana*, *Pyrola rotundifolia*, *Rubus arcticus* образуют небольшие куртины. Болотные виды выпадают *Andromeda polifolia*, *Chamaedaphne calyculata*. Сфагновый покров изреживается. Формируется лесная подстилка из опавших листьев березы. Состав древостоя 10Б₄₅ ед.Е, С, относительная полнота – 1.3. Средняя высота березы составляет 12.3 м, а средний диаметр – 12.0 см, средняя высота ели – 5.2 м, средний диаметр – 6.7 см, общее число стволов 2011 шт/га, в том числе березы 1978 шт./га. По данным учета установлено, что под пологом исследуемого древостоя через 25 лет после осушения насчитывается 3.5 тыс. экз./га жизнеспособного елового подроста. При наличии такого количества подроста и высокой встречаемости его (68%) в дальнейшем при условии устойчивой работы осушительной сети исследуемые короткопроизводные осушенные березняки (продолжительность существования первого поколения березы 70–80 лет) переформируются в длительнопроизводные еловые насаждения нормальной производительности (Ананьев, Грабовик, 2003). Присутствие естественного возобновления ели под пологом короткопроизводных лиственных насаждений будет способствовать в дальнейшем переформированию их в длительнопроизводные еловые насаждения. Запасы надземной фитомассы древесного яруса составляют 968.7 ц/га, т.е. доля участия древесного яруса, кустарничков, трав и мхов от общих запасов надземной фитомассы составляет 96.0, 1.3, 2.5 и 0.1% соответственно. Через 30 лет после осушения запасы надземной фитомассы древостоя составляют 1036 ц/га, запасы кустарничков, трав и мхов уменьшились (таблица).

На 3 пр. пл. через 30 лет сформировалось ерниково-сфагновое (*Betula nana* – *Sphagnum angustifolium*) сообщество с мозаичной структурой, обусловленной размерами клонов *Betula nana*, с редким (сомкнутость 0,2) древесным ярусом из сосны высотой до 4 метров. Состав древостоя 9С1Б. Поселение сосны началось на участке через 10–13 лет после осушения, в последние годы (через 30 лет после осушения) появилось естественное возобновление ели до 400 экз. га. Произошло сглаживание микрорельефа и расселение *Sphagnum angustifolium* по бывшим топким мочажинам. Изменения состава флоры участка направлены в сторону

полного исчезновения или снижения жизненности гидрофильных трав и мхов, полностью исчезли *Carex limosa*, *C. chordorrhiza*, *Sphagnum subsecundum*, снизились жизненность и обилие большинства болотных видов кустарничков и трав и только *Andromeda polifolia* и особенно *Betula nana* обильно разрослись после осушения. Произошло вселение новых видов мхов (*Dicranum polysetum*, *Polytrichum alpestre*, *P. gracile*). Запасы надземной фитомассы составили 94.6ц/га, в основном за счет *Betula nana* и мхов (*Sphagnum angustifolium*) (таблица), в то же время необходимо отметить, что фитомасса *Betula nana* уменьшилась почти в 2 раза по сравнению с фитомассой через 13 лет после осушения (ранее фитомасса была 111ц/га), а через 33 года – 61ц/га. Эти цифры свидетельствуют о том, что стволы *Betula nana* постоянно погребаются нарастающим сфагновым ковром и переходят в подземную фитомассу. Появление молодых побегов практически не наблюдается, годичный прирост и доля зеленой массы заметно снижается и составляет 5ц/га, общая годичная продукция ковров – 15.5ц/га (таблица).

Проведенные исследования дают представление о динамическом процессе, происходящем в растительном покрове мезотрофных травяно–сфагновых болот в течение 32 лет после осушения. При осушении понижается УГВ, изменяется почвенно-гидрологический режим, что приводит к смене растительного покрова. На изменение режима увлажнения наиболее чутко реагируют сфагновые мхи, особенно гипергигрофильные виды, которые из растительного покрова выпадают уже в первые годы после осушения. Травяно-кустарничковый и моховой ярусы наглядно отражают изменения не только почвенно-гидрологического режима, но они не менее чувствительны и к изменениям, происходящим под влиянием осушения в древесном ярусе. Через 30 лет после осушения изменяется структура растительного покрова, происходит выравнивание микрорельефа, сукцессионный процесс идет в сторону мезофитизации сообществ по сравнению с исходными. Процессы естественного облесения мезотрофных болот протекают по-разному: наиболее существенные преобразования происходят на 2 участке, где до осушения в растительном покрове присутствовали древесные породы в значительном количестве.

Литература

- Александрова В.Д. Изучение смен растительного покрова //Полевая геоботаника. М.Л., 1964. Т. 3. С. 300–447.
- Ананьев В.А., Грабовик С.И. Влияние напочвенного покрова на возобновление ели в березняках на осушенных болотах. //Эколого–экономические аспекты гидролесомелиорации: Сборник научных трудов Института леса

Национальной академии наук Беларуси. – Вып. 58. Гомель, 2003. С. 89–91.

Грабовик С.И. Динамика растительного покрова болотных массивов мезотрофного травяно-сфагнового типа под влиянием осушения //Бот. журн., 1989. Т. 74, N. 12. С. 1752–1768.

Грабовик С.И. Изменение биологической продуктивности мезотрофных болот под влиянием осушения //Методы исследований болотных экосистем таежной зоны. Л. 1991. С. 28–41.

Грабовик С.И. Динамика растительного покрова и биологической продуктивности сосняка кустарничково-осоково-сфагнового под влиянием осушения //Биоразнообразие, динамика и охрана болотных экосистем восточной Финноскандии. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 1998. С. 63–72.

Грабовик С.И. Особенности формирования березовых сообществ на мезотрофных травяно-сфагновых болотах под влиянием осушения // Болота и заболоченные леса в свете задач устойчивого природопользования. Материалы совещания. М. 1999. С. 109–111.

Елина Г.А., Кузнецов О.Л. Биологическая продуктивность болот южной Карелии // Стационарное изучение болот и заболоченных лесов в связи с мелиорацией. Петрозаводск, 1977. С. 105–123.

Елина Г.А., Кузнецов О.Л., Максимов А.И. Структурно-функциональная организация и динамика болотных экосистем Карелии. Л., 1984. 128 с. Программа и методика биогеоэкологических исследований. М., 1966. 334 с.

S. I. GRABOVIK. Dynamics of mesotrophic herb–sphagnum mires' structure and productivity after drainage in south Karelia

Results of 30–years researches on dynamics of biological productivity and structure of vegetation cover of mesotrophic grass–sphagna mires in space–time aspect under influence of drainage are presented by the example of three sample plots. Long–term stationary researches have shown different rate and direction of succession. Drainage of mesotrophic mires results in significant decrease in the share of basic peat forming plants in ground phytomass and in increase of a role of arboreal plants. The most significant transformations occur in the areas where arboreal plants were present in vegetation cover before drainage.

БОЛОТА СЕВЕРО–ЗАПАДНОГО ПРИЛАДОЖЬЯ И ИХ ДИНАМИКА (НА ПРИМЕРЕ ЛАДОЖСКОЙ УЧЕБНО–ГЕОГРАФИЧЕСКОЙ БАЗЫ СПБГУ)

В. П. ДЕНИСЕНКОВ, Г. М. ЧЕРНОВА

Санкт–Петербургский государственный университет,
biogeo_spb@mail.ru

Для рельефа СевероЗападного Приладожья характерно чередование скалистых гряд (и сельг) с глубокими ложбинами. Сельги сложены преимущественно гранито–гнейсами и вытянуты в направлении с северо–запада на юго–восток. Они обнажены или прикрыты тонким слоем валунной супеси. Между ними в узких, местами расширенных, ложбинах расположены озера, соединяющиеся между собой ручьями и протоками. Заболоченность территории невелика в среднем около 4–6%, что обусловлено расчлененностью рельефа, слабой водопроницаемостью кристаллических пород, способствующих быстрому стоку поверхностных вод (Методические указания..., 1999). Основные болотные массивы территории Ладужской учебно–географической базы Санкт–Петербургского государственного университета (ЛУГБ) и ее окрестности приурочены к депрессиям – межсельговым понижениям, образованным тектоническими движениями, и обработанным ледником. После деградации Валдайского оледенения часть депрессий была занята водами обширных послеледниковых водоемов. По мере гляциостатического поднятия территория Приладожья регрессировала, от нее отшнуровывались мелкие водоемы, которые зарастали и заболачивались. Торф отлагался на слой донного сапропеля, либо непосредственно на озерные глины.

Согласно типологии и болотному районированию Карельского перешейка (Абрамова, 1963) болота Северо–Западного Приладожья близки по своим природным свойствам массивам Карельского типа периферически–олиготрофного хода развития, но в тоже время они имеют ряд черт, свойственных болотам южнее расположенной области выпуклых олиготрофных торфяников.

Болота и заболоченные земли Северо–Западного Приладожья уже давно подвергались мелиорации. По данным ряда исследователей (Абрамова, 1954; Раменская, 1964; Арсланов и др., 1995; Исаченко, Резников, 1996; Исаченко, 1998 и др.). Здесь за последние два–три столетия были осушены многие низинные и переходные болота. Осушенные торфяники использовались преимущественно под сенокосные угодья. Крупноосоковые низинные болота при осушении переходят в луга с преобладанием

щучки (*Deschampsia caespitosa*) и мелких осок. После окончания Великой Отечественной Войны, когда территория Северо-Западного Приладожья отошла от Финляндии к России, мелиоративная сеть на большей части болот и заболоченных земель была нарушена и перестала функционировать. На месте мелиорированных земель начали развиваться процессы вторичного заболачивания. Выявление характера изменений растительности этих земель имеет научный и практический интерес.

На первых стадиях процесса, когда питание болотных растений происходило во многом за счет минерализованных озерных (в основном проточных) и грунтовых вод, господствовали осоковые и травяно-хвощово-осоковые ассоциации с древостоем из березы и черной ольхи. По мере заполнения первичного водоема торфом низинные (эвтрофные) и переходные (мезотрофные) болота сменялись мезоолиготрофными и кустарничково-сфагновыми олиготрофными (верховыми) (Чернова и др., 1997).

В процессе исследований мы исходили из положения, что торф хорошо отражает особенности материнских растительных сообществ (Богдановская-Гиензф, 1945; Абрамова, 1954; Боч, 1958; Елина, 1979). При описании торфяных разрезов пользовались классификациями торфов и торфяных залежей С.Н. Тюремнова (1976). Староосушенные земли подразделялись по общепринятой классификации на категории: болота – мощность торфа в осушенном состоянии более 30 см, заболоченные леса и луга – мощность до 30 см.

Образцы на спорово-пыльцевой анализ и ботанический состав торфов отбирались из скважин с интервалом 5-10 см. Техническая обработка проб осуществлялась методом Л. фон Поста и сепарационным методом В. П. Гричука, модифицированным И. В. Петровой (Пыльцевой анализ, 1950; Методические рекомендации..., 1986). Описания растительности проводилось по общепринятой методике на пробных площадях размером 10×20 м, 10×10 м и 1×1 м. Современная стадия развития любого болотного комплекса Северо-Западного Приладожья обусловлена формой и глубиной вмещающей депрессии, длительностью торфонакопления и мощностью торфяной залежи, степенью проточности первичного водоема и длительностью периода мелиорации. Болота депрессий, не подвергшихся мелиорации, представляют собою комплексы с хорошо выраженной концентрической структурой. Примером может служить болото Суо (условное название), занимающее протяженное положение между массивами центральноолиготрофного и периферически-олиготрофного типа развития. Болото находится в 1 км к югу от южной оконечности оз. Суури, в понижении сельгового массива с сосновым лесом. Максимальная протяженность около 250 м, ширина не более 100 м. Мощность торфяной за-

лежи изменяется от 0,8-1,7 м на окраинах, где торф в ряде случаев лежит непосредственно на гранитах до 5,5-6,3 м – в центре болота. Поверхность массива плоская, слабо наклонная к юго-востоку. Окраина занята неширокой полосой (5-10 м) с осоками (*Carex rostrata*, *C. lasiocarpa*, *C. vesicaria*, *C. echinata*) с участием сфагновых мхов (*Sphagnum balticum*, *S. obtusum*, *S. riparium*), а также осоково-вахтово-сфагновых, и хвощово-осоково-травяно-гипновых сообществ. Наряду с этими обводненными окраинами встречаются дренированные участки, покрытые березняком травяно-осоково-сфагновым. Наиболее дренированные окраины заняты олиготрофным сосново-кустарничково-ерниково-морозово-сфагновым сообществом. Из сфагновых мхов доминируют *Sphagnum magellanicum*, *S. angustifolium*. В виде небольшой примеси присутствует *S. fuscum*, *S. balticum*. Сосна здесь достигает высоты 8-0 м. Мощность торфяной залежи не превышает 1,7 м. Верхний слой залежи образован магелланикум-торфом. Далее по направлению к центру, развиты безлесные кустарничково-сфагновые, кустарничково-пушицево-сфагновые комплексы кочек и понижений с неясно выраженными мочажинами. На высоких и плоских кочках растут *Sphagnum magellanicum*, *S. fuscum*, *S. angustifolium*. В понижениях *S. balticum*, *S. angustifolium*, *Carex pauciflora*. В мочажинах – топлях *Scheuchzeria palustris*, *Carex limosa*, *Sphagnum balticum*, *S. cuspidatum*. Центральные, наиболее низкие части болота заняты олиготрофными топяными комплексами с отдельными кочками, мочажинами, а также черными мочажинами “римпи”, покрытыми печеночными мхами (*Mylia anotala* и др.) и редкими экземплярами очеретника, пухоноса, росянки английской. Из сфагновых мхов здесь доминирует *Sphagnum papillosum*.

Два разреза (глубина скважин 5,0 и 6,3 м) обеспечены сплошными колонками палинологических исследований (через 2-5-10 см) и радиоуглеродными датировками (через 10 см). Они характеризуют отложения с накоплением осадков, начиная с позднего дриаса (10540 ± 210 лет назад (л. н.)). Всего получено 36 дат по ^{14}C . Разрезы торфяной залежи четко характеризуют закономерную смену развития болота от озерной стадии накопления торфянистого сапропеля через стадии низинного с накоплением гипновых, гипново-вахтовых, гипново-осоковых и других видов торфов и переходного – гипновый переходный торф – к верховому – пушицево-сфагновый, магелланикум-торф, фускум-торф, комплексные торфа (рис). В верховую стадию болота перешло около 3980 ± 120 л. н. (Арсланов и др., 1995; Чернова и др., 1997; Arslanov et al., 1999).

В поверхностном слое торфяной залежи болота Суо хорошо прослеживается избыточная концентрация “бомбового радиоуглерода”, образо-

высоко поднятых плоских межсельговых понижениях (урочище “Ковш”), нередко ступенчато террасированных, встречаются сосново-кустарничково-сфагновые болота на маломощном торфе (15-40 см). Болота покрыты густо растущей сосной (6-10 м высотой). Обилен кустарничковый ярус из багульника, болотного мирта, черники, голубики, брусники. В связи с этим сфагновый покров не полностью сомкнут. Развитие этих болот начинается непосредственно с олиготрофной стадии, или же мощность переходного торфа (соснового, сосново-пушицевого) крайне мала (5-10 см). Сосново-кустарничково-сфагновые болота, вероятно, неоднократно подвергались мелиорации. На это указывают как сохранившиеся мелиоративные каналы, так и наличие в залежи вторичных, сильно трансформированных торфов. По данным радиоуглеродного анализа формирование торфа здесь происходило в течение последних 8000-8500 лет (Арсланов и др., 1995). Мощность залежи, как уже указывалось, достигает 2 м. Обращает на себя внимание укороченность вертикального профиля залежи при ее значительном абсолютном возрасте. Рассчитанная по этим данным средняя скорость торфонакопления имеет столь низкие значения (ниже 0,2 мм/год), что можно предполагать перерыв в аккумуляции торфа и даже его частичную сработку в период мелиорации ложбины.

Специфичны для ландшафта ЛУГБ сельговые болота, занимающие сравнительно небольшую площадь. Их образование здесь связано исключительно с накоплением атмосферной влаги в трещинах и замкнутых западинах поверхности кристаллических пород. В таких условиях начинается интенсивный рост и расползание подушек сфагновых мхов, в основном из *Sphagnum capillifolium*. Так называемые “висячие сфагновые болота” были описаны А.А. Ниценко (1959). Они занимают самые верхние части сельг, террасированные плоские уступы, где происходит застаивание воды, и имеют вид округлых пятен в поперечнике до 10 м. Центральная часть приподнята. Толщина сфагновой подушки 7-10 см. Торф под сфагновыми пятнами, как правило, не образуется. На пятнах произрастают только определенные виды кустарничков: багульник, водника, голубика, вереск. При пожарах на сельгах висячие сфагновые болотца обгорают с внешней стороны там, где слой мха довольно тонок. На послепожарных сукцессиях здесь начинает усиленно разрастаться осока шаровидная (*Carex globularis*).

Кроме висячих сфагновых болот на сельгах развиты сфагново-кустарничковые сообщества с редкими экземплярами сосны. Они приурочены к замкнутым западинам большей площади. Набор видов кустарничков тот же, что и на висячих болотцах. Сфагновый покров образован

Sphagnum magellanicum, *S. angustifolium*, *S. capillifolium*. Мощность торфа достигает в отдельных местах до 50–60 см. Время формирования магелланикум-торфа (глубина 0,5 м) на одном из этих болот составляет не более 200 лет.

Наряду с этими болотами, для района учебной базы характерны небольшие осоковые, осоково–сфагновые, травяно-гипново-сфагновые низинные и переходные болота. Они располагаются в межсельговых ложбинах, у подножий склонов и в котловинах небольших озер. В плоских ложбинах со слабым стоком получают развитие сосново-березовые долгомошно-сфагновые заболоченные леса с редкими пятнами кустарничков (багульника, черники, брусники), осокой шаровидной, пушицей влагалищной. Мощность торфа под ними 0,5–0,6 м.

Определенный интерес представляют болота, возникшие на месте заросших и зарастающих озер и протоков, их соединяющих. Это, прежде всего сплавинное переходное болото в урочище Мянтю-Лампи. Болото примыкает к одноименному зарастающему озеру, вытянутому с северо–запада на юго-восток на 120 м. Оно связано протокой с оз. Суури и Ладогой. Вероятно, эта протока – искусственное сооружение (Севастьянов и др., 1996) с целью понижения уровня оз. Суури и высвобождения заболоченных участков озерной котловины под сенокосные угодья. Характеристики растительности и торфяной залежи болота и радиоуглеродные датировки образцов торфа и сапропеля приведены в публикациях авторов (Арсланов и др., 1995; Чернова и др., 1997; Методические указания..., 1999).

На территории ЛУГБ и ее окрестностях сохранились еще с довоенного времени осушенные и освоенные под луговые угодья низинные и переходные болота, а также заболоченные земли. Осушению подвергались и заболоченные леса, о чем свидетельствует старая сеть мелиоративных канав. В последние годы авторы изучали современное состояние растительного покрова на осушенных ранее болотах и заболоченных землях (Денисенков и др., 2001). За последние 50–60 лет растительность ранее осушавшихся болот и заболоченных земель, изъятых из сферы сельскохозяйственного использования, претерпела существенные изменения. Общая тенденция изменения растительности связана с регенерацией болотообразовательного процесса, усилением доли гидро– и гигромезофитов, а также гипновых и частично мезоэвтрофных сфагновых мхов. О регенерации болотообразовательного процесса свидетельствуют также слои молодого торфа различной мощности, сформировавшиеся как на осушавшихся ранее болотах, так и на разболоченных лесах и лугах.

На отдельных ранее осушавшихся болотах произошло полное восстановление естественного растительного покрова. Примером может служить осоковое болото, расположенное в межсельговой котловине справа от шоссе-ной дороги по ходу следования от базы в сторону поселка Ровное. В ряде случаев произошла полная трансформация: замена одного типа растительности на другой. Так на месте осушавшихся осоковых, осоково-сфагновых болот сформировались березовые гигрофильно-травяные леса. Особенно характерна ассоциация березняка хвощово-климациевого (*Betuletum equisetoso-climaciosum*). На менее глубоком торфе (до 0,5–0,6 м) развиты березняки ланцетно-вейниковые, разнотравно-щучковые (урочище Мянтю-Лампи).

Заболоченные осушавшиеся луга на территории базы встречаются повсеместно, но не занимают больших площадей. Они связаны с широкими межсельговыми понижениями и характерны также для нижних частей склонов сельг. На многих из них сохраняется сеть мелиоративных канав, в большинстве случаев заросших ивами, серой ольхой (*Alnus incana*), березой (*Betula pubescens*). Нередко ивы, которыми зарастают заброшенные мелиоративные канавы, встречаются довольно обильно и на межканавных участках. Средняя высота ив 2,5–3 м. Присутствие в травостое лугов–залежей влаголюбивого разнотравья (гравилат речной, таволга, скерда болотная и др.), осок и значительная замоховелость их луговыми зелеными (*Aulacomnium palustre*, *Climacium dendroides*, *Mnium cuspidatum*) и сфагновыми (*Sphagnum warnstorffii*, *S. papillosum*, *S. squarrosum*) мхами, указывают на процессы вторичного заболачивания осушенных прежде территорий, обусловленные нарушением старой осушительной системы. В целом же, растительный покров осушавшихся ранее заболоченных лугов очень пестрый и требует дальнейшего изучения.

Болота Ладужской учебно-географической базы СПбГУ представляют научный интерес как особый тип болотных массивов. Важное значение болота имеют и как объекты проведения учебных экскурсий со студентами естественных факультетов, поскольку на них представлены виды растений и сообществ, набор видов торфов, залежей и озерных отложений, характерных для болот таежной зоны Европейской России. Болота имеют водоохранное и противопожарное значение, что особенно важно для побережья Ладужского озера.

Территория учебной базы находится в непосредственном соседстве с гранитным карьером “Ровное”. В связи с возрастающим объемом добычи гранитов некоторые сельги подвергаются частичному и полному разрушению. Кроме того, ландшафт испытывает усиливающуюся рекреацион-

ную нагрузку. В связи с этим уже давно назрела необходимость охраны сельгово-ложбинного ландшафта, специфичного для Ленинградской области. В качестве одного из объектов охраны предложена территория, прилегающая к ЛУГБ: здесь хорошо сохранился растительный покров.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ, проект № 05-05-64462а

Литература

Абрамова Т.Г. О связи между растительным покровом болот и строением верхних слоев торфяной залежи //Учен. зап. ЛГУ. Сер. Биол. наук. 1954. Вып. 34, № 167. С. 64-92.

Абрамова Т.Г. Типология и районирование болот Карельского перешейка //Учен. зап. Тартусск. Ун-та. 1963. № 145. С. 181-204.

Арсланов Х.А., Денисенков В.П., Исаченко Г.А. и др. Болота Северо-Западного Приладожья: темпы торфонакопления и индикация техногенного загрязнения атмосферы //Длительные изменения и современное состояние ландшафтов Приладожья. СПб: СПбГУ, 1995. С. 71-80.

Богдановская-Гиенэф И.Д. Принципы генетической классификации торфов //Учен. зап. Ленингр. Ун-та. Сер. биология. Л., 1945. Вып. 15. № 45.

Боч М.С. Растительный покров и его связь с торфяной залежью болотных массивов различных типов // Бот. журн. 1958. Т.43. № 4. С. 533-544.

Елина Г.А. Реконструкция растительности болот по ботаническому и спорово-пыльцевому анализам //Общие методы изучения истории современных экосистем. М., 1979. С. 62-75.

Исаченко Г.А., Резников А.И. Динамика ландшафтов тайги северо-запада Европейской России. СПб., 1996. 166 с.

Исаченко Г.А. Окно в Европу: История и ландшафты. СПб. Изд-во СПбГУ. 1998. 476 с.

Методические рекомендации к технике обработки осадочных пород при спорово-пыльцевом анализе. Л.: Недра. 1986. 77 с.

Методические указания по проведению летней практики по ботанической географии и почвоведению. СПб. 1999. Ч. 1. 191 с.

Ниценко А.А. Очерки растительности Ленинградской области. Л.: изд-во ЛГУ, 1959. С. 111-135.

Пыльцевой анализ М.: Госгеолиздат. 1950. 571 с.

Раменская М.Л. Растительность осушавшихся лугово-болотных земель бывшего Пряжинского района. //Болота и заболоченные земли Карелии. Петрозаводск. 1964. С. 150-170.

Севастьянов Д.В., Суббето Д.А., Арсланов Х.А., Денисенков В.П., Чернова Г.М. Процессы седиментации в озерно-болотных геосистемах Северо-

Западного Приладожья. //Изв. Русск. геогр. О-ва. 1996. Т. 128, вып.5. с. 36-47.

Тюремнов С.Н. Торфяные месторождения. М., 1976. 487 с.

Чернова Г.М., Арсланов Х.А., Денисенков В.П., Севастьянов Д.В., Тертычная Т.В., Окунева Е.Ю., Чернов С.Б. Палеоэкология и биоразнообразие растительности Северо-Западного Приладожья в голоцене //Вестн. С.-Петербург. Ун-та. Сер. 7. 1997. Вып. 4 (№ 28). С. 129-137.

Arslanov Kh.A., Saveljeva L.A., Gey N.A., Klimanov V.A., Chernov S.B., Chernova G.M., Kuzmin G.F., Tertychnaya T.V., Subetto D.A., Denisenkov V.P. Chronology of vegetation and paleoclimatic stages of north-western Russia during late glacial and holocene. Radiocarbon. Vol. 41, № 1, 1999. P. 25-45.

V .P. DENISENKOV, G. M. CHERNOVA. The bogs of North-West Ladoga region and dynamic of vegetation of draining bogs and paludified land (on the example of Ladozhskaya field station)

The dynamics of the vegetation draining bogs and paludified land North-West Ladoga region are considered on the example of Ladozhskaya field station. The results of botanic, radiocarbon and palynological analysis of lake-peat sediments are observed. The dynamics of the vegetation and the climate and their chronology for recent 10000 years were studied. The bogs and paludified land of the North-West Ladoga region during 2–3 hundreds centuries were exposed melioration. As results of the draining works the haymaking, sometimes arable and kitchen gardens appeared, the forest production increased. The vegetation of the draining bogs and paludified land intensified the mosaic vegetation of the region.

МОНИТОРИНГ СОСТОЯНИЯ ПОПУЛЯЦИЙ РЕДКИХ ВИДОВ РАСТЕНИЙ БОЛОТ

Т. Ю. ДЬЯЧКОВА

Институт биологии Карельского научного центра РАН,

tamara@bio.krc.karelia.ru

Флора болот и заболоченных земель Карелии включает 300 видов сосудистых растений. Редкими, нуждающимися в разных формах охраны или биологическом мониторинге в настоящее время являются 69 видов сосудистых растений (Кузнецов, Дьячкова, 2005).

Цель наших исследований – мониторинг состояния популяций редких видов сосудистых растений болот. Ботанический мониторинг осуществляется, в основном, в южной Карелии на постоянных пробных площадях, заложенных на болотах: «Неназванное», «Учебное», «Ключевое» и «Орхидное», а также в ходе маршрутных работ, которые проводятся в разных районах республики. Объектами исследования являются некоторые виды семейства *Orchidaceae*, произрастающие на болотах. Выбор обусловлен тем, что многие виды этого семейства в республике находятся у границ своих ареалов или занесены в Красную книгу Карелии (1995) как редкие или исчезающие виды. В задачи мониторинга входят: изучение динамики численности ценопопуляций, плотности особей и возрастного спектра, оценка мощности растений разных возрастных групп, составление фитоценотеки видов.

Из семейства *Orchidaceae* на болотах республики произрастают 19 видов: *Coeloglossum viride* (L.) C.Hartm. (пололепестник зеленый), *Corymborhiza trifida* Chatel. (ладьян трехнадрезный), *Cypripedium calceolus* L. (венерин башмачок настоящий), *Dactylorhiza cruenta* (O.F.Muell) Soo (пальчатокоренник кровавый), *D. longifolia* (N.Neum.) Aver. (п. длиннолистный), *D. incarnata* (L.) Soo (п. мясокрасный), *D. fuchsii* (Druce) Soo (п. Фукса), *D. maculata* (L.) Soo (п. пятнистый), *D. traunsteineri* (Saut.) Soo s.l.(п. Траунштейнера), *Epipactis helleborine* (L.) Crantz (дремлик широколистный), *E. palustris* (L.) Crantz (д. болотный), *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br. (кокушник длиннорогий), *Hammarbya paludosa* (L.) O. Kuntze (гаммарбия болотная), *Listera cordata* (L.) R. Br. (тайник сердцевидный), *L. ovata* (L.) R. Br. (т. яйцевидный), *Liparis loeselii* (L.) Rich. (липарис Лезеля), *Malaxis monophyllos* (L.) Sw. (мякотница однолистная), *Ophrys insectifera* L. (офрис насекомоносная), *Platanthera bifolia* (L.) Rich. (любка двулистная).

В настоящее время статус охраны в Красной книге Карелии (1995), как видно из таблицы, имеют 8 видов семейства *Orchidaceae*, из них 5 – виды, включенные в Красную книгу РСФСР (1988). На сопредельных территориях из карельских орхидей в Мурманской области охраняется 9 видов, столько же видов охраняется на территории Финляндии. Многолетние исследования современного состояния популяций редких видов флоры болот показали, что, по крайней мере, еще 3 вида орхидных (*Coeloglossum viride*, *Dactylorhiza incarnata*, *Hammarbya paludosa*) требуют ботанического контроля и, возможно, их необходимо будет включить в новое издание Красной книги Карелии (Кузнецов, Дьячкова, 2005).

В настоящее время объектами мониторинга являются 5 видов семейства *Orchidaceae*: *Cypripedium calceolus*, *Dactylorhiza. maculata*, *D.*

traunsteineri, *Epipactis palustris*, *Platanthera bifolia*. В данной статье представлены результаты исследований популяций *Epipactis palustris*, которые проводятся с 2000 года.

Epipactis palustris – длиннокорневищный летнезеленый евразийский вид, в Карелии находится у северной границы своего естественного ареала и встречается только в южных флористических районах: Приладожском, Олонецком, Пудожском, Суоярвском, Заонежском, Водлозерском (Кравченко и др., 2000) (рис. 1).

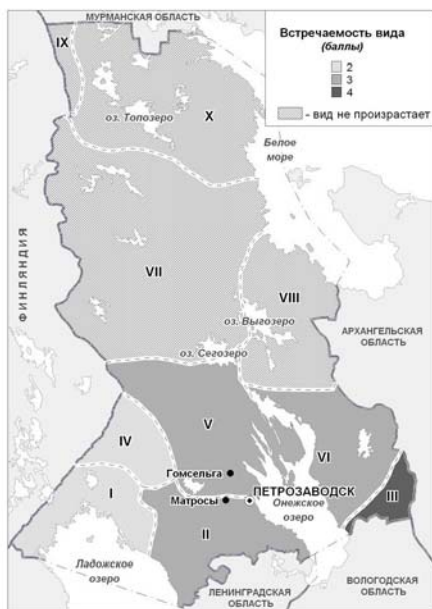


Рис.1. Распространение *Epipactis palustris* в Карелии (по: Кравченко и др., 2000). I–X – флористические районы: I – Приладожский, II – Олонецкий, III – Пудожский, IV – Суоярвский, V – Заонежский, VI – Водлозерский, VII – Кемский, VIII – Выгозерский, IX – Имандровский, X – Топозерский. 2–4 – баллы встречаемости: 2 – вид известен из 2–5 пунктов, 3 – редкий вид, известный из 6–20 пунктов, 4 – нередкий вид.

Таблица

Охрана видов *Orchidaceae*, произрастающих на болотах Карелии и
сопредельных регионов

Виды	Категории МСОП * в Красных книгах					
	РСФСР (1988)	Карелии (1995)	Восточной Фенноскандии (Red...,1998)*	Ленинградской обл. (2000)	Мурманской обл. (2003)	Финляндии (Rassi,2001)
<i>Coeloglossum viride</i>				2	3	
<i>Corallorhiza trifida</i>					3	
<i>Cypripedium calceolus</i>	3	4	4	3	16	VU
<i>Dactylorhiza cruenta</i>		3	3			VU
<i>D. incarnata</i>					3	NT
<i>D. baltica</i>	2	0		3		
<i>D. traunsteineri</i>	2	4		2	2	VU
<i>Epipactis helleborine</i>						
<i>E. palustris</i>		3	3			VU
<i>Gymnadenia conopsea</i>					3	VU
<i>Hammarbya paludosa</i>					16	
<i>Liparis loeselii</i>	3	1	1	1		EN
<i>Listera cordata</i>					3	
<i>L. ovata</i>					16	
<i>Malaxis monophyllos</i>		2	2		16	VU
<i>Ophrys insectifera</i>	2	0	0	2		VU
<i>Platanthera bifolia</i>					16	
Всего видов со статусом охраны	5	8	6	6	11	9

Примечание: * – в таблице приведены категории охраны МСОП (IUCN, 1978) из Красных книг Карелии, Ленинградской и Мурманской областей, Восточной Фенноскандии; категории Красной книги Финляндии: EN – исчезающий вид, VU – уязвимый, NT – потенциально уязвимый, ** – категории для территории Карелии.

Анализ встречаемости *E. palustris* в различных типах местообитаний, выполненный по всем гербарным сборам на территории Карелии, показал, что, кроме типичных для этого вида болотных сообществ, его можно также встретить на низинных лугах, в мелколиственных и заболоченных сосновых лесах, а также в рудерализированных местообитаниях (рис. 2).

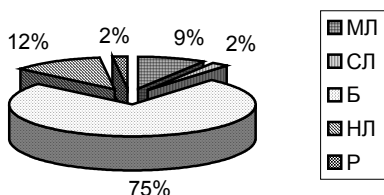


Рис. 2. Встречаемость *Epipactis palustris* по основным типам местообитаний; МЛ – мелколиственные леса, СЛ – сосновые леса, Б – болота, НЛ – низинные луга. Р – рудерализированные.

Сообщества с *E. palustris* на болотах Карелии характеризуются наличием редкого древесного яруса (сомкнутость крон 0,1-0,2) из *Picea abies*, *Betula pubescens* и *Pinus sylvestris*, а также богатого по составу травяно-кустарничкового яруса. Сообщества относятся к ассоциации *Equisetum palustre* – *Sphagnum warnstorffii*, выделенной в Карелии (Кузнецов, 2000). Всего в геоботанических описаниях зарегистрирован 91 вид сосудистых растений и 21 вид мохообразных. Высококонстантными видами сообществ с *Epipactis palustris* являются *Listera ovata*, *Bistorta major*, *Rumex acetosa*, *Betula pubescens*, *Picea abies*, *Dactylorhiza maculata*, *Poa pratense*, *Equisetum fluviatile*, *Menyanthes trifoliata*, *Sphagnum warnstorffii*, *S. teres*. Наибольшую представленность имеют виды экологических групп *Saxifraga hirculus* и *Baeothryon alpinum*, выделенных О.Л. Кузнецовым (2002) в топо-экологической классификации растительности болот. По структуре, флористическому составу и группе характерных видов карельские сообщества с *E. palustris* довольно близки к сообществам, описанным М.С. Боч и В.А. Смагиным (1993) для болот северо-запада России.

Мониторинг состояния популяций *E. palustris* проводится на постоянных пробных площадях, заложенных на болотах «Ключевое» и «Орхидное» (рис. 1). Критерии оценки состояния популяций использованы из методики наблюдений за редкими видами (Программа и методика..., 1986). Популяции *E. palustris*, изучаемые на болотах «Ключевое» и «Орхидное», отличаются большой численностью (более 500 растений) и занимаемой площадью. За годы наблюдений (2000-2004) проективное покрытие вида в сообществах колебалось, по средним данным, в разные годы от 10 до 20 % (рис. 3), доходя на отдельных учетных площадках до 40–50 %. При определении таких популяционных показателей, как плот-

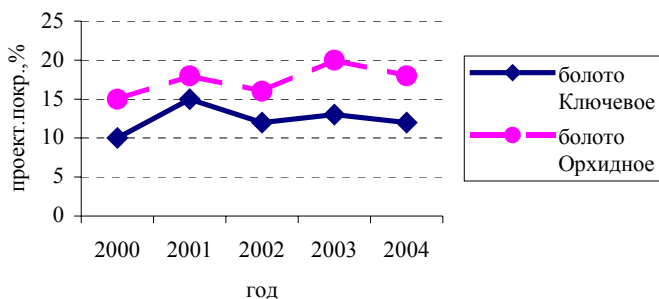


Рис. 3. Динамика проективного покрытия *Epipactis palustris*.

ность особей и возрастная структура, подсчитывали количество надземных побегов, т.к. для учета числа особей у длиннокорневищных жизненных форм необходимо производить раскопки, а в данном случае такой необходимости не было. Плотность растений, как видно на рис. 4, на болоте Ключевое, например, составляла за годы наблюдений 30-40 (из них генеративных побегов 5-7) на 1 м², а незначительные флюктуации, которые наблюдались, носят, скорее естественный характер. На болоте «Ключевое», также как и на болоте «Орхидное», следует отметить большое участие в формировании популяции *E. palustris* молодых растений прегенеративного возрастного периода, что свидетельствует о хорошем самовозобновлении вида в данных условиях.

Многолетние исследования динамики популяционных (численность популяции, плотность растений, возрастной спектр) и организменных (мощность растений, оцениваемая косвенно по морфологическим показателям) признаков *E. palustris* на болотах «Ключевое» и «Орхидное» позволяют сделать вывод о том, что за период исследования не отмечено

резкого снижения этих показателей. При условии, что в дальнейшем не будет увеличено антропогенное влияние (рядом с болотом «Ключевое» размещается песчаный карьер, где производится забор песка), состояние вида в ближайшем будущем будет устойчивое.

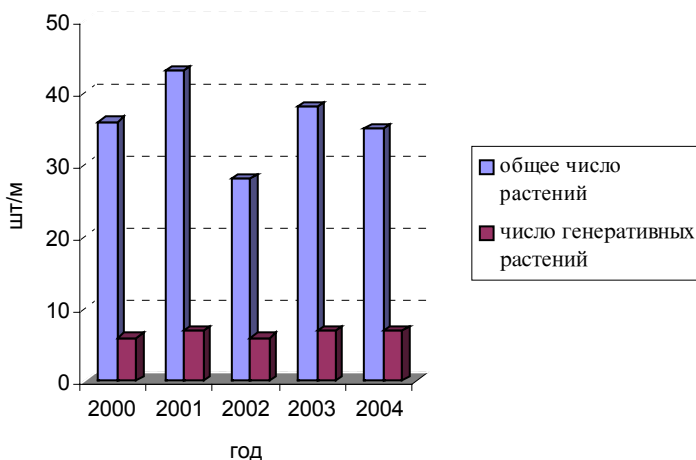


Рис. 4. Динамика плотности растений *Epipactis palustris* на болоте Ключевое.

Лучшей формой охраны видов являются особо охраняемые природные территории (ООПТ). В Карелии к ним относятся: заповедники «Кивач» и «Костомукшский», национальные парки «Паанаярви» и «Водлозерский» и еще более 30 различных заказников и других природоохранных территорий (Хохлова и др., 2000). В настоящее время на этих территориях произрастают 54 из 69 нуждающихся в охране видов флоры болот. *Epipactis palustris* охраняется в заповеднике «Кивач» и национальном парке «Водлозерский». Однако в республике есть еще немало естественных болотных местообитаний с редкими видами, не имеющих охранного статуса. По результатам наших исследований рекомендуется создание ботанического заказника, включающего болота «Учебное» и «Ключевое».

Литература

- Боч М. С., Смагин В. А. Флора и растительность болот Северо-Запада России и принципы их охраны. СПб., 1993. 223 с.
- Кузнецов О.Л., Дьячкова Т.Ю. Редкие и охраняемые сосудистые растения болот Карелии //Труды Карельского научного центра РАН. Вып. 8. Петрозаводск, 2005. С. 133-137.
- Красная книга Карелии. Петрозаводск, 1995. 286 с.
- Красная книга природы Ленинградской области. Т. 2. Растения и грибы. СПб., 2000. 671 с.
- Красная книга РСФСР (растения). М., 1988. 590 с.
- Кравченко А. В., Гнатюк Е. П., Кузнецов О. Л. Распространение и встречаемость сосудистых растений по флористическим районам Карелии. Петрозаводск, 2000. 75 с
- Кузнецов О. Л. Топо-экологическая классификация растительности болот Карелии //Матер. межд. симпозиума «Динамика болотных экосистем Северной Евразии в голоцене». Петрозаводск, 2000. С. 28-34.
- Кузнецов О. Л. Использование эколого-ценотических групп видов при разработке классификации растительности болот Карелии //Вест. Томск. гос. унив. 2002. № 2. С. 111-115.
- Программа и методика наблюдений за ценопопуляциями видов растений Красной книги СССР. М., 1986. 51 с.
- Хохлова Т. Ю., Антипин В. К., Токарев П. Н. Особо охраняемые природные территории Карелии. Петрозаводск, 2000. 312 с.
- Red Data Book of East Fennoscandia*. Helsinki. 1998. 351 p.

T. Yu. DYACHKOVA. The permanent observations on populations of rare mire plant species

The paper is dedicated to the modern estate of Orchidaceae species occurring on Karelian mires, particularly on the example of Marsh Helleborine (*Epipactis palustris*) populations observed on permanent plots. The species is found to form full – spectra populations mainly in the communities regarded as *Equisetum palustre* – *Sphagnum warnstorffii* associations. These populations are quite sustainable resuming by vegetative reproduction.

ФЛОРИСТИЧЕСКИЙ СОСТАВ, СТРУКТУРА И ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАСТИТЕЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ БОЛОТ НИЗКОГОРНОЙ ЧАСТИ ЮЖНОГО УРАЛА (НА ПРИМЕРЕ ИЛЬМЕНСКОГО ЗАПОВЕДНИКА)

Т. Г. ИВЧЕНКО

Челябинский государственный университет,

U2015.03@chel.elektra.ru

Общая площадь болотных массивов на Южном Урале несколько превышает 1500 га, из них до 60% занято небольшими (до 100 га), обычно евтрофными травяными и облесенными болотами (Горчаковский, 1968). Несмотря на такую малую степень заболоченности, горные болота играют важную роль в водном обеспечении и поддержании экологического равновесия экосистем Южного Урала и сопредельных территорий. Болотные массивы, расположенные на территории Ильменского государственного заповедника (ИГЗ) представляют особый научный интерес, они являются резерватами гено- и ценофонда растительности, свойственной переувлажненным местообитаниям. Здесь произрастают редкие и исчезающие, ценные лекарственные и полезные виды (Горчаковский, Шурова, 1982; Кучеров и др., 1987), большая часть которых связана именно с болотными местообитаниями. С 1999 г. по 2004 г. на данной природоохранной территории были проведены исследования естественной болотной растительности, изучены ее флористический состав, структура, типологическое разнообразие и особенности распределения, заложены и закартированы эталонные участки сообществ болот.

Ильменский государственный заповедник расположен в предгорьях восточного макросклона Южного Урала между 57°20'–57°31' с.ш. и 59°30'–59°50' в.д. на административной территории Челябинской области России. Площадь заповедника – 303,8 кв.км, вытянута вдоль в меридиональном направлении почти на 40 км, достигая в ширину в южной части 12 км, в северной – 5 км, западная граница проходит по подножию Ильменского хребта, а восточная – по озеру Б. Кисегач и пересекает озеро М. Миассово. Согласно геоботаническому районированию Челябинской области, данная территория расположена в бореальной зоне, подзоне предлесостепных березово-сосновых лесов (Колесников, 1961). Преобладает лесная растительность (81%, в том числе сосновые леса занимают 55%, березовые – 40%). На долю горных степей и лугов приходится 6%, озер – 8%, болот – 1,0 % (по данным лесоустройства 1985 г.). Климат характеризуется резкими колебаниями температур (средняя годовая темпе-

ратура воздуха – +1,0°C, средний абсолютный максимум – в июле – +38°C, средний абсолютный минимум – в январе – –47°C). Среднее годовое количество осадков сравнительно невелико – около 415 мм и их распределение по годам неравномерно (Алисов, 1956). Климат прибрежной полосы крупных озер, образующих цепь вдоль Ильменского хребта, характеризуется большей влажностью и более плавным ходом температурного режима. Здесь же в приозерных низинах и озерных котловинах наиболее интенсивно протекают процессы торфонакопления и болотообразования (Кулагин, 1962). Начало заболачивания на территориях, расположенных у подножия горных хребтов Южного Урала, на высотах до 700 м над у. м., Н.К. Панова (1987) на основании спорово-пыльцевого анализа датирует ранним голоценом (8–10 тыс. л. н.).

Материалы, связанные с характеристикой растительности болот заповедника имеются в работах Л. Н. Тюлиной (1928), Г. Л. Дервиз (1940), Е. В. Дорогостайской (1961), Ю. З. Кулагина (1962), В. И. Маковского (1978), А. П. Дьяченко (1999), сведения о флоре болот содержатся в статьях Н. А. Савельевой (2000), П. В. Куликова (2001). Данные из этих источников и собственные исследования автора послужили основой для составления флористического списка болотных сообществ ИГЗ, куда вошли 229 видов сосудистых растений (что составляет 24,9% от флоры заповедника), которые относятся к 122 родам, 51 семейству и 76 видов листостебельных мхов, что составляет 51,7% от бриофлоры ИГЗ, которые относятся к 35 родам и 16 семействам. Соотношение флоры сосудистых растений и листостебельных мхов на болотах заповедника составляет 3:1.

Учитывая малую площадь болотных сообществ заповедника (9% вместе с заболоченными лесами), необходимо отметить их значительное видовое богатство: количество видов, встречающихся на болотах ИГЗ, составляет больше половины флоры болот Северо-Запада России (357 видов) (Боч, Смагин, 1993), немного меньше видового состава сосудистых растений болот Карелии (283 вида) (Кузнецов, 1989) и превышает данные, приведенные Ю. Ю. Страздайте (1982) для Литвы (183 вида).

Ведущее положение во флористическом спектре сосудистых растений занимают 10 семейств, содержащих от 6 до 42 видов (табл.1). Судя по первой триаде семейств спектра (*Cyperaceae*, *Poaceae*, *Asteraceae*), болотную флору, согласно А.П. Хохрякову (2000), следует отнести к аркто-бореальному-восточноазиатскому типу. В то же время она близка к среднеевропейской (вторую триаду семейств возглавляет

Таблица 1

Таксономическая структура флоры сосудистых растений торфяных болот Ильменского заповедника

Семейство	Болотная флора в целом			Флороценоотический комплекс		
	№ по кол-ву видов	Число видов	%	№ по кол-ву видов	Число видов	%
<i>Cyperaceae</i>	1	42	18,3	1	31	33,3
<i>Poaceae</i>	2	26	11,4	5	4	4,3
<i>Asteraceae</i>	3–4	14	6,1	6–11	3	3,2
<i>Rosaceae</i>	3–4	14	6,1	6–11	3	3,2
<i>Salicaceae</i>	5	13	5,7	2–3	6	6,5
<i>Ericaceae</i>	6–8	8	3,5	2–3	6	6,5
<i>Orchidaceae</i>	6–8	8	3,5	4	5	5,4
<i>Ranunculaceae</i>	6–8	8	3,5	12–17	2	2,2
<i>Scrophulariaceae</i>	9–10	6	2,6	6–11	3	3,2
<i>Juncaceae</i>	9–10	6	2,6	18–28	1	1,1
<i>Caryophyllaceae</i>	12–17	4	1,7	6–11	3	3,2
<i>Droseraceae</i>	18–24	3	1,3	6–11	3	3,2
<i>Rubiaceae</i>	18–24	3	1,3	6–11	3	3,2

сем. *Rosaceae*). Среди листостебельных мхов ведущую роль на болотах играет монотипное семейство *Sphagnaceae* – 31,6%, за которым следуют *Amblystegiaceae* и *Brachytheciaceae* (табл. 2).

Во флороценотическом комплексе болот, составляющем “ядро” болотной флоры, еще более возрастает роль *Cyperaceae* (33,3%) и *Sphagnaceae* (46%). В целом, видов имеющих верность от 3 до 5 баллов по шкале верности Braun-Blanquet, на болотах заповедника насчитывается 93 среди сосудистых растений и 50 среди листостебельных мхов. Из числа ведущих семейств выпадают *Ranunculaceae*, *Juncaceae*, *Hylocomiaceae* и *Plagiotheciaceae*, напротив, резко возрастает роль *Salicaceae*, *Ericaceae*, *Orchidaceae*, *Mniaceae* и *Hypnaceae* (табл. 1, 2).

И. Д. Богдановская-Гиенэф (1946) указывает на преобладание во флоре бореальных болот Евразии северо-восточноазиатских видов. Этот вывод правомерен и для болот Ильменского заповедника, так как основную массу флоры сосудистых растений составляют виды, относящиеся к голарктической (44,1%) и евразийской (28,9%) ареальным группам. На преобладание в географическом спектре флоры бореальных болот видов с широким ареалом указывают О. Л. Кузнецов (1989), М. С. Боч, В. А. Смагин (1993), Е. Д. Лапшина (2004). Расположение Ильменского заповедника между европейской и азиатской частями отражается в незначительном участии европейских (1,7%) и сибирских (2,2%) видов, что наряду с присутствием субокеанических элементов является характерной чертой флоры болот данной территории. Среди широтных элементов всей болотной флоры заповедника преобладают бореальные виды.

Основу ценотического спектра болотной флоры сосудистых растений заповедника составляют собственно болотные (20,1%), лугово-болотные (24,5%) и лесо-болотные (17%) виды. Большая часть видов являются гигрофитами (41,4%) и мезогигрофитами (26,6%), отмечен значительный (16,2%) процент мезофитов. В ценотическом спектре бриофлоры преобладают болотные виды (43,4%). В экологическом спектре – группа гигрогидрофитов (27,6%). Значительные доли принадлежат мезофитам (23,7%), мезогигрофитам (21,1%) и гигрофитам (19,7%).

В состав болотной флоры входит значительное количество полезных растений. 38 видов (16,6%) сосудистых растений и 15 видов (19,7%) листостебельных мхов относятся к разряду редких и исчезающих растений Южного Урала, большая их часть встречается на изучаемой территории только в болотных сообществах, среди них *Hammarbya paludosa*, *Liparis loeselii*, *Sphagnum contortum*, *S. subnitens* и др.

Таблица 2

Таксономическая структура флоры листостебельных мхов торфяных болот Ильменского заповедника

Семейство	Болотная флора в целом			Флороценотический комплекс		
	№ по кол-ву видов	Число видов	%	№ по кол-ву видов	Число видов	%
<i>Sphagnaceae</i>	1	24	31,6	1	23	46
<i>Amblystegiaceae</i>	2	13	17,1	2	11	22
<i>Brachytheciaceae</i>	3	8	10,5	6–11	1	2
<i>Dicranaceae</i>	4	6	7,9	5	2	4
<i>Mniaceae</i>	5–6	5	6,6	3–4	4	8
<i>Hypnaceae</i>	5–6	5	6,6	3–4	4	8
<i>Hylocomiaceae</i>	7	4	5,3	–	–	–
<i>Bryaceae</i>	8–10	2	2,6	6–11	1	2
<i>Plagiotheciaceae</i>	8–10	2	2,6	–	–	–
<i>Polytrichaceae</i>	8–10	2	2,6	6–11	1	2
<i>Aulacomniaceae</i>	11–16	1	1,3	6–11	1	2
<i>Meesiaceae</i>	11–16	1	1,3	6–11	1	2
<i>Helodiaceae</i>	11–16	1	1,3	6–11	1	2

Полученные сведения о флоре в дальнейшем были использованы при классификации болотной растительности. В результате проведенных классификационных построений, основанных на эколого-фитоценоотическом подходе, было выделено 4 класса формаций, 15 формаций и 30 ассоциаций. В данной статье приведен сокращенный список растительных сообществ и даны описания наиболее распространенных из них.

Тип растительности – *Lignosa*

Класс формаций– *Ligneta*

Формация– *Alneta glutinosae*

Ass. Betula pubescens – *Alnus glutinosa* – *Carex acutiformis* + *C. cinerea* + *C. elongata* + *Calla palustris*

Формация– *Betuleta pubescentis*

Ass. Betula pubescens – *Carex cinerea* + *C. elongata* + *C. juncella*

Ass. Betula pubescens – *Calamagrostis canescens* + *Carex diandra* + *C. omiskiana* + *C. rostrata* + *C. lasiocarpa*

Тип растительности – *Herbosa*

Класс формаций– *Cariceta*

Формация– *Cariceta rostratae*

Ass. Calla palustris + *Carex rostrata*

Класс формаций– *Mixtoherbeta*

Формация– *Phragmiteta australis*

Ass. Calla palustris + *Phragmites australis*

Тип растительности– *Humido–Muscosa*

Класс формаций– *Sphagneta*

Формация– *Sphagneta obtusi + teri*

Ass. Calamagrostis canescens + *Carex rostrata* + *C. cinerea* + *C. lasiocarpa* – *Sphagnum squarrosum* + *S. obtusum* + *S. teres*

Ass. Carex cinerea + *C. limosa* – *Sphagnum obtusum* + *S. teres*

Формация– *Sphagneta obtusi + maji*

Ass. Oxycoccus palustris + *Carex rostrata* – *Sphagnum obtusum* + *S. majus*

Формация– *Sphagneta obtusi + baltici*

Ass. Eriophorum vaginatum – *Sphagnum obtusum* + *S. balticum*

Формация– *Sphagneta magellanici*

Ass. Pinus sylvestris f. *Litwinowii* u. f. *Willkommii* – *Ledum palustre* + *Chamaedaphne calyculata* – *Sphagnum magellanicum*

Формация– *Sphagneta fusci*

Ass. Pinus sylvestris f. Willkommii – Ledum palustre + Chamaedaphne calyculata – Sphagnum fuscum

Формация– *Sphagneta angustifoli + magellanic*

Ass. Pinus sylvestris – Ledum palustre + Chamaedaphne calyculata + Eriophorum vaginatum – Sphagnum angustifolium + S. magellanicum + S. balticum

Ass. Pinus sylvestris – Ledum palustre + Chamaedaphne calyculata – Sphagnum angustifolium + S. magellanicum

Наиболее распространены (описаны на 11 из 12 массивов) евтрофные сообщества березово–осоковой ассоциации (*Betula pubescens – Carex cinerea + C. juncella + C. elongata*), занимающие от 1,3% до 100% территории болотных массивов или 27,6% от общей закартированной площади. Данные фитоценозы приурочены к окраинам болотных массивов или занимают их большую часть. Мощность торфяной залежи составляет от 0,5 до 4,0 м, pH болотных вод – 5,6 – 5,8. Характерен кочковатый микрорельеф (рис. 1). Кочки образованы приствольными повышениями и кочкообразующими осоками. Высота (h) 20 – 50 см, диаметр (d) осоковых кочек 20 x 30 см, приствольных повышений – от 70 x 100 см до 150 x 200 см. Соотношение кочек и межкочий колеблется от 40 : 60 до 70 : 30. Встречаются наполовину мертвопокровные микропонижения. Уровень болотных вод (УБВ) – от –10 до +3 – +5 см. Проективное покрытие (п/п) древесного яруса – 60 – 80%, h = 12 – 16 (20) м, d = (8) 12 – 18 (25) см. Доминирует *Betula pubescens*, встречаются *Alnus incana*, *Alnus glutinosa*, h = 6 м, d = 4–5 см и *Pinus sylvestris*. Кустарниковый ярус занимает не более 5% площади фитоценоза, представлен *Padus avium*, *Ribes nigrum*, различными видами ив. В травяном ярусе (п/п = 60 – 80%, h = 30 – 80 (до 150) см) наряду с доминирующими осоками широко представлено болотное разнотравье. Моховой ярус (п/п = 20 – 30%) чаще всего представлен *Calliergon giganteum*, *C. cordifolium*, *Sphagnum fimbriatum*, *S. squarrosum*. На приствольных повышениях отмечены лишайники: *Cladonia macilenta*, *C. fimbriata*, *C. subsquamosa* и *C. coriocraca*, их проективное покрытие составляет 3 – 5%. Во флористическом аспекте это самые богатые болотные участки, что связано с их переходным характером между лесами и болотами. Общее количество видов в фитоценозах данной ассоциации составляет 171, из них 127 видов сосудистых растений, 44 вида листостебельных мхов. “Верные” виды составляют 40,2% среди сосудистых растений и 36,4% среди листостебельных мхов.

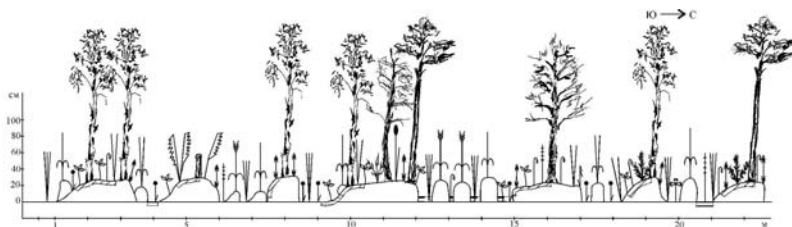


Рис. 1. Вертикальный профиль березово-осинового сообщества
(*Betula pubescens* - *Carex cinerea* + *C. elongata* + *C. juncella*)

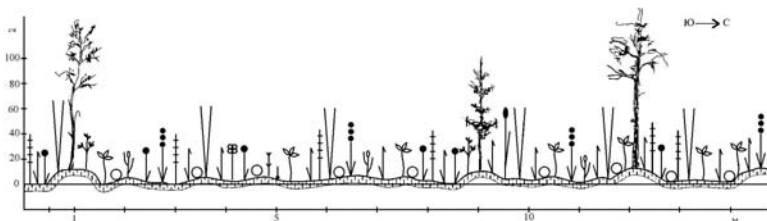


Рис. 2. Вертикальный профиль осоково-сфагнового сообщества
(*Carex cinerea* + *C. limosa* - *Sphagnum obtusum* + *S. teres*)

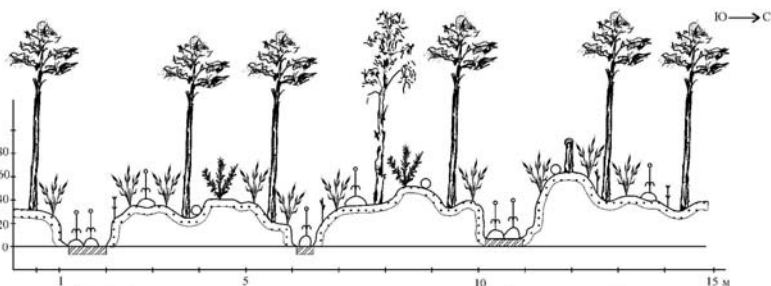
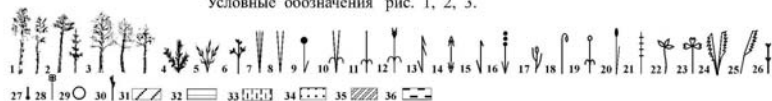


Рис.3. Вертикальная проекция сосново-кустарничково-сфагнового сообщества
(*Pinus sylvestris*-*Ledum palustre* + *Chamaedaphne calyculata* - *Sphagnum angustifolium* + *S. magellanicum*)

Условные обозначения рис. 1, 2, 3.



Виды: 1 - *Betula pubescens*, 2 - *Pinus sylvestris*, 3 - *Alnus glutinosa*, 4 - *Ledum palustre*, 5 - *Chamaedaphne calyculata*, 6 - *Salix myrtilloides*, 7 - *Carex rostrata*, 8 - *C. lasiocarpa*, 9 - *C. cinerea*, 10 - *C. cespitosa*, 11 - *C. juncella*, 12 - *C. appropinquata*, 13 - *C. paupercula*, 14 - *C. elongata*, 15 - *C. limosa*, 16 - *C. diandra*, 17 - *C. chordorrhiza*, 18 - *Eriophorum polystachion*, 19 - *E. vaginatum*, 20 - *Calamagrostis canescens*, 21 - *Equisetum fluviatile*, 22 - *Menyanthes trifoliata*, 23 - *Comarum palustre*, 24 - *Dryopteris carthusiana*, 25 - *Athyrium filix-femina*, 26 - *Andromeda polifolia*, 27 - *Drosera rotundifolia*, 28 - *Scheuchzeria palustris*, 29 - *Oxycoccus palustris*, 30 - *Vaccinium vitis-idaea*, 31 - *Sphagnum squarrosum* + *S. fimbriatum*, 32 - *Calliergon giganteum* + *C. cordifolium*, 33 - *Sphagnum obtusum* + *S. teres*, 34 - *Sphagnum angustifolium* + *S. magellanicum*, 35 - *Sphagnum balticum* + *S. fallax*, 36 -

На втором месте по распространению и встречаемости – евтрофные сообщества редкостойно березово–вейниково–осоковой ассоциации (*Betula pubescens* – *Calamagrostis canescens* + *Carex diandra* + *C. omskiana* + *C. rostrata* + *C. lasiocarpa*). Встречены на 7 болотных массивах, где они занимают от 5,6% до 88,7% или 23,9% от общей территории изученных болот. Микрорельеф кочковатый. Кочки образованы приствольными повышениями и кочкообразующими осоками ($h = 20 - 40$ см, d осоковых кочек $15 - 30$ см, приствольных повышений от 60×80 см до 100×150 см). Соотношение кочек и межкочий – $70 : 30$, $80 : 20$. УБВ – $+7 - +15$ ($+20$) см, $pH = 5,5 - 5,6$. Проективное покрытие древесного яруса (30) $40 - 50\%$, в котором *Betula pubescens* ($h = 2 - 6$, $8 - 10$ м, $d = 4 - 8$, $10 - 12$ см) преобладает над *Pinus sylvestris* ($h = 1 - 1,5$ м, $d = 1 - 2$ см). Кустарниковый ярус занимает 3% и представлен различными видами ив. Травяно–кустарничковый ярус хорошо развит ($п/п = 70 - 90\%$). Проективное покрытие мохового яруса – $10 - 30\%$. Сфагновые мхи занимают приствольные повышения, зеленые мхи чаще приурочены к склонам кочек и межкочьям. Видовой состав данной ассоциации включает 112 видов, из них 87 видов сосудистых растений и 25 видов листостебельных мхов. “Верные” виды составляют 60,9% среди сосудистых растений и 76% среди листостебельных мхов.

Среди мезотрофных растительных сообществ наиболее распространенными являются вейниково–осоково–сфагновые (*Calamagrostis canescens* + *Carex rostrata* + *C. cinerea* + *C. lasiocarpa* – *Sphagnum obtusum* + *S. squarrosum* + *S. teres*). Они описаны на 4 болотных массивах, где им принадлежит от 5,2% до 26,6% или 6,0% территории изученных болот. Данные фитоценозы располагаются ближе к центральным частям массивов, постепенно замещая евтрофные фитоценозы окраины, а также могут представлять мочажины в комплексах. Микрорельеф волнисто–кочковатый или волнистый, сглаженный сплошным сфагновым покровом. УБВ – $-5 - 0$ см, $pH = 4,7 - 4,9$. Древесный ярус либо отсутствует, либо его проективное покрытие не превышает $10 - 20\%$. Кустарнички представлены *Chamaedaphne calyculata*, *Oxycoccus palustris*, $п/п$ каждого достигает 10%. Общее проективное покрытие травяно–кустарничкового яруса – $40 - 50\%$. Видовой состав данной ассоциации включает 60 видов, из них 44 вида сосудистых растений и 16 видов листостебельных мхов. “Верные” виды составляют 81,8% среди сосудистых растений и 81,3% среди листостебельных мхов.

Мезотрофные сообщества осоково–сфагновой ассоциации (*Carex cinerea* + *C. limosa* – *Sphagnum obtusum* + *S. teres*) (рис. 2) занимают центральные части изученных болот заповедника. Они также присутст-

вуют в структуре кочковато–мочажинных комплексов. Микрорельеф волнистый, вся поверхность перекрыта сплошным сфагновым покровом. УБВ – –3 – 0 см, рН = 4,6 – 4,8. Древесный ярус отсутствует или представлен отдельными, редкостоящими (п/п = 1 – 3%), угнетенными экземплярами *Betula pubescens*, *Alnus glutinosa* (h = 1,0 – 1,5 м) и *Pinus sylvestris* (h = 0,5 – 1,0 м). Кустарниковый ярус занимает не более 1 – 3% площади фитоценоза, его образуют виды рода *Salix*, в основном *S. lapponum*, *S. myrtilloides*. Проективное покрытие травяно–кустарничкового яруса – 40 – 50 (60)%. Видовой состав данной ассоциации включает 44 вида, из них 32 вида сосудистых растений и 12 видов листостебельных мхов. “Верные” виды составляют 90,9% среди сосудистых растений и 100% среди листостебельных мхов.

Довольно разнообразны на территории заповедника олиготрофные сфагновые сообщества. Самыми распространенными являются фитоценозы сосново–кустарничково–сфагновой ассоциации (*Pinus sylvestris* – *Ledum palustre* + *Chamaedaphne calyculata* – *Sphagnum angustifolium* + *S. magellanicum*) (рис. 3), занимающие большую часть олиготрофных болотных массивов и представленные небольшими участками на болотах других типов. Суммарная их площадь составляет 30,385 га или 14,2% от общей изученной территории. Характерен кочковато–равнинный микрорельеф. Кочки образованы приствольными повышениями. Перепады высот составляют 10– 20 (30) см. Торфяная залежь достигает 4,0 – 5,5 м, далее 1,5 – 2,0 м сапропеля. УБВ – –30 – –50 см, рН = 3,3 – 3,5. Проективное покрытие древесного яруса составляет 40 – 60%, h = 10 – 12 (15) м, d = 6 – 14 (16) см. Преобладает *Pinus sylvestris* лесного вида, встречается *Betula pubescens*. Кустарниковый ярус отсутствует. Проективное покрытие травяно–кустарничково яруса 50 – 70%, высота кустарничков от 10 – 20 см (*Vaccinium vitis-idaea*, *V. myrtillus*), до 40 – 60 см (*Chamaedaphne calyculata*, *Ledum palustre*, *Vaccinium uliginosum*). В описываемых фитоценозах *Eriophorum vaginatum* имеет небольшое распространение, п/п = 20 – 30%. Доминирует данный вид в западинах микрорельефа, где располагаются самостоятельные пушицево–сфагновые фитоценозы (Ивченко, 2005), хотя данную структуру можно трактовать и как мозаичность. Отмечено небольшое присутствие лишайников: *Cladonia coniocraea*, *Cladina rangiferina* и *C. stellaris*. Видовой состав данной ассоциации включает 34 вида, из них 13 видов сосудистых растений и 21 вид листостебельных мхов. “Верные” виды составляют 64,3% среди сосудистых растений и 81% среди листостебельных мхов.

В большинстве случаев мезотрофные и олиготрофные растительные сообщества образуют гомо– или гетеротрофотипные кочковато–

мочажинные микрокомплексы. Гомотрофотипные на изученной территории представлены мезотрофными и олиготрофными микрокомплексами. Первыми занято 12,421 га или 5,8% от общей площади изученных болотных массивов. Вторыми – 34,638 га или 16,11%. Доля гетеротрофотипных микрокомплексов равна 2,11% от общей, в том числе на олигоэвтрофные комплексы приходится 0,6% и на олиго–мезотрофные – 1,51%.

В ценотических спектрах сосудистых растений, выделенных ассоциаций преобладают болотные, лугово–болотные и лесо–болотные виды. Доля последних в среднем составляет 20%. Высокий процент участия лугово–болотных видов характерен для эвтрофных сообществ. При переходе от грунтового типа питания к смешанному, а в последствии и атмосферному, а также при развитии гипновых и сфагновых мхов в сообществах резко возрастает доля болотных видов до 40% и выше. Среди листовых мхов в большинстве ценотических спектров преобладают болотные виды.

В экологических спектрах сосудистых растений болотных ассоциаций широко представлены все выделенные экологические группы. При переходе от эвтрофных к олиготрофным сообществам снижаются доли участия гигрофитов и гидрофитов, а процент гидрооксифитов и оксифитов, наоборот, увеличивается. В экологических спектрах мхов преобладают гидрогигрофиты и гигрофиты. Как в эвтрофных, так и в олиготрофных фитоценозах со значительно развитым древесным ярусом отмечены виды, не характерные для болотных сообществ, среди них лесные, луговые и лесо–луговые, соответственно в экологических спектрах данных сообществ значительная доля принадлежит мезофитам, что свидетельствует о переходном характере данных фитоценозов.

Изученные нами болотные массивы Ильменского заповедника со свойственной им флорой и растительностью являются характерными для низкогорной части Южного Урала. Полученные результаты в дальнейшем могут быть использованы при общей характеристике болот данной территории, а также служить эталоном в системе регионального и локального фитомониторинга для выявления изменений, происходящих в болотной растительности других регионов Урала под воздействием деятельности человека.

Литература

Алисов Б.П. Климат СССР. М., 1956. 127 с.

- Богдановская–Гиенэф И.Д.* О происхождении флоры бореальных болот Евразии //Материалы по истории флоры и растительности СССР. М.; Л., 1946. Вып. 2. С. 425-468.
- Боч М.С., Смагин В.А.* Флора и растительность болот Северо–Запада России и принципы их охраны. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. 225 с.
- Горчаковский П.Л.* Растительность //Урал и Приуралье. М., 1968. С. 211-261.
- Горчаковский П.Л., Шурова Е.А.* Редкие и исчезающие растения Урала и Приуралья. М., 1982. 207 с.
- Дервиз Г.И.* Растительность //Ильменский государственный заповедник им. В.И. Ленина. Челябинск, 1940. С. 143-167.
- Дорогостайская Е.В.* Конспект флоры цветковых растений Ильменского заповедника //Тр. Ильмен. гос. заповедник им. В.И. Ленина. 1961. Вып. 8. С.9-50.
- Дьяченко А.П.* Флора листостебельных мхов Урала. Екатеринбург, 1999. Ч. II. 384 с.
- Ивченко Т.Г.* Болотные комплексы Ильменского заповедника (Южный Урал) //Ботан. журн. 2005. Т. 90. № 4. С. 544-554.
- Колесников Б.П.* Очерк растительности Челябинской области в связи с ее геоботаническим районированием //Тр. Ильмен. гос. заповедник им. В.И. Ленина. 1961. Вып. 8. С.105-130.
- Кузнецов О.Л.* Анализ флоры болот Карелии //Ботан. журн. 1989. Т. 74. № 2. С. 153-167.
- Кулагин Ю.З.* Типы болотных лесов Ильменского заповедника и их динамика //Материалы по изучению флоры и растительности Урала. Свердловск, 1962. С. 66-73.
- Куликов П.В.* Дополнение к списку сосудистых растений Ильменского заповедника //Исследования эталонных природных комплексов Урала: Материалы науч. конф., посвящ. 30–летию Висим. заповедника. Екатеринбург, 2001. С. 111-118.
- Кучеров Е.В., Мулдашев А.А., Галеева А.Х.* Охрана редких видов растений на Южном Урале. М., 1987. 208 с.
- Лапина Е.Д.* Болота юго-востока Западной Сибири: (Ботаническое разнообразие, история развития и динамика накопления углерода в голоцене): Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Томск, 2004. 40 с.
- Панова Н.К.* История лесной и болотной растительности центральной горной провинции Южного Урала в голоцене: (По дан. Спорово-пыльцевого анализа торфа): Автореф. дис. .. канд. биол. наук. Свердловск, 1987. 23 с.

Савельева Н.А. Бриофлора и структура бриосинузий Ильменского государственного заповедника: (Юж. Урал): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Екатеринбург, 2001. 24 с.

Страздайте Ю.Ю. Хорологические группы видов болотных растений Литовской ССР //Тр. АН ЛитССР. Сер. В. Биол.науки. 1982. Т. 3 (79). С. 10-16.

Тюлина Л.Н. К эволюции растительного покрова Восточных предгорий Южного Урала //Дневник Всесоюзн. съезда ботаников. Л., 1928. С. 263-264.

Хохряков А. П. Таксономические спектры и их роль в сравнительной флористике //Ботан. журн. 2000. Т. 85. № 5. С. 1-11.

T. G. IVCHENKO. Flora, structure and features of distribution of mire's vegetation communities of southern Ural (On the example of the Ilmensky Nature Reserve)

Mire flora of the Ilmensky Nature Reserve is presented 229 vascular plant species, makes 24,9% from flora of reserve and 76 moss species, makes 51,7% from flora of mosses that territory. In article are given results taxonomical, geographical, coenotical and ecological analyses of all mire's flora, are differentiated true mire's species.

The received data on flora further were used at classification of mire's vegetation. As a result of the classification constructions based on the dominant approach it was described 4 classes of formations, 15 formations and 30 associations. In article are given the reduced list of vegetation communities and are summarized as follows the most widespread from them are also are presented there coenotical and ecological spectra.

БРИОФЛОРА БОЛОТ НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА «РУССКИЙ СЕВЕР» (ВОЛОГОДСКАЯ ОБЛАСТЬ)

Е. В. КАРМАЗИНА

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
ekarmazina@yandex.ru

Мохообразные принадлежат к числу важнейших компонентов автотрофной части биоценозов, которая является ведущим звеном биосферы, поэтому им должно быть уделено соответствующее внимание при изучении растительности любого региона и установлении полного видового списка сообществ этого региона. Изучение мохообразных на территории

Вологодской области проводилось фрагментарно в разное время. Территория национального парка «Русский Север» (далее НП) не была охвачена исследованиями.

НП «Русский Север» организован в марте 1992 г. в Кирилловском районе Вологодской области с целью сохранения природного и историко-культурного наследия края. Общая площадь НП «Русский Север» составляет 166,4 тыс. га. Она включает 76,6 тыс. га земель, переданных в пользование парку, и 89,9 тыс. га сельскохозяйственных и иных земель без изъятия их из хозяйственного использования. На территории парка преобладают леса, занимающие 132,7 тыс. га ($\approx 80\%$). Из них хвойные леса составляют 60% (сосновые – 32%, еловые – 28%) и мелколиственные 40% (сюда относятся березняки, осинники и ольшаники). Болотами и водами занято 18 тыс. га ($\approx 11\%$). Остальная территория занята лугами, как суходольными, так и сырыми низинными и пойменными) (Особо охраняемые..., 1993).

Согласно ботанико-географическому районированию, территория НП «Русский Север» относится к Евразийской таежной области Северо-европейской таежной провинции Валдайско-Онежской подпровинции. НП расположен в северной части подзоны южнотаежных лесов и южной части зоны среднетаежных лесов (Растительность ..., 1980). Для этих подзон характерно присутствие низинных и верховых болот. Согласно районированию болот, разработанному Н. Я. Кацем (1971), северная часть парка расположена в пределах Печорско-Онежской провинции олиготрофных сфагновых грядово-мочажинных торфяников, а южная – в пределах Среднерусской провинции олиготрофных сфагновых болот.

Климат рассматриваемой территории умеренно-континентальный. Современный рельеф НП разнообразен: северо-восточная часть – низменная, отличается плоскими, сильно заболоченными водоразделами. Южная часть (отроги Белозерско-Кирилловских гряд) характеризуется повышенным расчленением рельефа, значительными уклонами поверхности. Положительные формы рельефа разделены заболоченными понижениями или заняты озерами.

НП представляет собой часть Вологодского Поозерья. Обилие озер (более 100) обуславливает разнообразие гидрофитов. Самая крупная река НП – Шексна, ее русло наследует древнюю ложбину стока. Но, войдя в состав Волго-Балтийского водного пути, она утратила свой естественный режим. У многих рек и озер этой гидротехнической системы повышение уровня воды в среднем на 1,5-2 м привело к общему подъему грунтовых вод и заболачиванию прилегающих к озерам и водохранилищам территорий, изменению растительного покрова. Медленно текущие, слабо вре-

занные реки на севере НП сохранили свой естественный режим, являясь фактором заболачивания своих пойм и водораздельных равнин и современного интенсивного торфонакопления.

Болота на территории НП разнообразны. В южной части НП преобладают мелкие мезо- и эвтрофные болота в межхолмных понижениях и у оснований холмов. Эвтрофные болота различаются по видовому составу в зависимости от богатства питающих их вод. Некоторые из них – местообитания редких и охраняемых видов. Обычны крупноосоково-гипновые, разнотравно-осоковые эвтрофные и мезотрофные кустарничково-осоково-разнотравные болота с березой, сосной, ивами. Некоторые из межхолмных болот находятся в олиготрофной стадии развития, где господствуют сосна, кустарнички сем. *Ericaceae* и пушица (*Eriophorum vaginatum*). В северной и северо-восточной части НП олиготрофные болота занимают обширные пространства (болота Б. и М. Чисть). Особенности болот северной части НП – примесь древовидной формы можжевельника высотой до 15-16 м в основном древостое (Сосудистые растения национального парка ..., 2004).

Разнообразие типов болот, занимающих на территории НП достаточно значительные площади, и приуроченных к ним фитоценозов, обуславливает степень развития, видовой состав и особенности распространения мохообразных. Видовой состав мохообразных и его систематическая структура определяются, в первую очередь, геологической историей региона, а также особенностями климатических, почвенных и орографических условий.

Олиготрофные болота. Эдификаторы и доминанты фитоценозов данного типа болот – сфагновые мхи, влаголюбивые нетребовательные к минеральному питанию, образуют сплошной мощный покров.

Среди олиготрофных болот были исследованы болота Соколье, расположенное в 1 км к югу от д. Топорня общей площадью 4042 га, Чарозерское болото, расположенное в северо-восточной части НП общей площадью 25282 га (Торфяной фонд ..., 1968) и небольшие по площади болота в окрестностях д.д. Окулово, Коварзино, Косино, Горицы. В районе исследования наиболее распространены сосново-пушицево-кустарничково-сфагновые фитоценозы, где преобладают *Sphagnum angustifolium*¹ (о.п. 5-50%), *S. magellanicum* (15-50%), *S. fuscum* (до 30%), нередко встречается *Sphagnum fallax* (до 5%). На кочках (15-70 % общей площади) произрастают *Sphagnum magellanicum*, *S. angustifolium*, *S.*

¹ Здесь и далее номенклатура и объем таксонов листостебельных мхов приводится по: М. С. Игнатов, Е. А. Игнатова (2003, 2004).

fuscum, *Polytrichum strictum*, *Pleurozium schreberi*, *Aulacomnium palustre*, *Dicranum polysetum*, *Dicranum scoparium*, *Straminergon stramineum*, *Pohlia nutans*. Участие этих видов бывает порой незначительным от 2% до 65%. Между кочками встречаются *Sphagnum cuspidatum*, *S. balticum*, *S. majus*, *S. pulchrum*, *S. rubellum* (10-60 %). В более глубоких межкочьях доминирует *Sphagnum balticum*.

На центральной, наиболее приподнятой части обширных сфагновых болот со сглаженным нанорельефом преобладает сосново-кустарничково-сфагновое сообщество. Здесь выражен редкоствольный ярус из низкорослой *Pinus sylvestris* f. *litwinowii* (1-2,5 м). Эдификатором фитоценоза является олиготрофный гигрофит *Sphagnum fuscum* (до 60%), который встречается при наиболее низком стоянии грунтовых вод по сравнению с другими сфагнами олиготрофных болот (Богдановская-Гиэнеф, 1928). Там же встречаются *Sphagnum angustifolium*, *S. magellanicum*, *Polytrichum strictum*, а также некоторые лесные мхи-мезофиты (*Dicranum polysetum*, *Pleurozium schreberi* и др.), их участие достигает не более 20%. Среди сфагновых мхов обнаружены печеночные мхи-гигрофиты *Cladopodiella fluitans*² и *Mylia anomala*. В понижениях среди *Scheuchzeria palustris* в сильно обводненных местах произрастают типичные мочажинные виды *Sphagnum majus* и *S. balticum*.

Бриофлора фитоценозов олиготрофных болот НП «Русский Север» в целом включает 20 видов (табл. 1). Из них 11 сфагновых мхов, 7 бриевых мхов и 2 вида печеночных мхов. Наиболее широко распространены здесь *Sphagnum angustifolium*, *S. magellanicum*, *S. fuscum*, которые являются олиготрофными и олигомезотрофными гигрофитами или гигрогидрофитами, являющиеся гиперацидофилами или ацидофилами. Очень часто встречается примесь *Polytrichum strictum*, *Sphagnum balticum*, *S. majus*, а также лесных мезофитов *Dicranum polysetum* и *Pleurozium schreberi* и более редкой *Pohlia nutans*, произрастание которых на кочках связано с обогащением субстрата за счет опадающих кусочков коры и хвои сосны, а также гниющей древесины.

На олиготрофные условия наиболее отзывчивы *Sphagnum fuscum*, *S. balticum*, *S. rubellum*. Эти виды особенно подчеркивают эколого-фитоценотическую специфику верховых сфагновых болот. Все они гиперацидофилы, произрастающие преимущественно на олиготрофных болотах. На сильную обедненность и высокую кислотность болотных почв указывает также обильное развитие *Sphagnum magellanicum*, *S.*

² Здесь и далее номенклатура и объем таксонов печеночных мхов приводится по: Grolle, Long (2000).

angustifolium, *S. cuspidatum* и *Polytrichum strictum*. В целом, сфагновые мхи на болотах верхового типа являются эдификаторами и торфообразователями, которые подкисляют среду обитания, и тем самым обедняют бриофлору болот.

Мезотрофные болота. Строение и состав мезотрофных болот определяются их промежуточным положением в ходе эволюции от эвтрофных к олиготрофным болотам.

Типичные мезотрофные болота, которые бы занимали обширные площади на территории НП не были выявлены, но участки зачастую встречаются по окрайкам олиготрофных болот и были описаны в окрестностях д.д. Коварзино и Горка. На мезотрофных болотных участках было выявлено 29 видов мохообразных (табл.1), из них 2 печеночника, 11 сфагнов и 16 бриевых мхов. В сплошном моховом покрове сочетаются виды с различным отношением к трофности – от эвтрофных до олиготрофных. Олигомезотрофные мхи (10 видов) представлены *Sphagnum angustifolium*, *S. capillifolium*, *S. magellanicum*, *S. russowii*, *Dicranum polysetum*, *Pleurozium schreberi* и др., олиготрофные – *Sphagnum fuscum*, мезотрофные (7 видов) – *Sphagnum centrale*, *S. girgensohnii*, *Straminergon stramineum*, *Aulacomnium palustre* и др., эвтрофно-мезотрофные (3 вида) – *Sphagnum obtusum*, *S. warnstorffii*, эвтрофные (8 видов) – *Sphagnum squarrosum*, *S. teres*, *Climacium dendroides*, *Marchantia polymorpha*, *Plagiomnium ellipticum*, *Tomentypnum nitens* и др. Среди этих мхов имеются как выносящие сильноокислую реакцию среды, так и избегающие ее виды. По распространенности и ценотической роли на мезотрофных болотах довольно часто можно встретить *Sphagnum teres*, *S. magellanicum*, реже встречаются *Sphagnum centrale*, *S. squarrosum*, *S. obtusum*.

Помимо обычных болотных видов, на олиготрофных и мезотрофных болотах можно встретить как примесь типичные лесные виды такие, как *Dicranum scoparium*, который «заходит» на приствольные повышения и *Ptilidium pulcherrimum*, который является лесным эпифитом.

Эвтрофные болота. В отличие от предыдущих типов в моховом покрове эвтрофных болот господствуют виды бриевых мхов, требовательные не только к увлажнению, но и к обеспеченности почвы элементами питания. В зависимости от сочетания экологических факторов, состава и мощности развития сосудистых растений степень участия мхов в различных фитоценозах весьма неодинакова. С возрастанием степени увлажнения и застойности грунтовых вод доля участия мхов

Таблица 1

Видовой состав и распределение мохообразных по типам болот

Виды	Типы болот			Экологические группы по отношению	
	эвтроф- ный	мезо- троф- ный	олиго- троф- ный	к трофности субстрата	к условиям увлажнения
<i>Aulacomnium palustre</i> (Hedw.) Schwaegr.	+	+	+	мезотрофный	мезогигрофит
<i>Bryum pseudotriquetrum</i> (Hedw.) Gaertn.	+	+	—	эвтрофный	гигрогидрофит
<i>Calliergon cordifolium</i> (Hedw.) Kindb.	—	+	—	эвтрофный	гигрофит
<i>Calliergonella cuspidata</i> (Hedw.) Loeske	+	—	—	эвтрофный	гигрофит
<i>Campylium stellatum</i> (Hedw.) C. Jens.	+	—	—	эвтрофный	гигрофит
<i>Cladopodiella fluitans</i> (Ness) H. Buch			+	олиготрофный	гигрофит
<i>Climacium dendroides</i> (Hedw.) Web. et Mohr.	+	+	—	эвтрофный	мезогигрофит
<i>Dicranum bonjeanii</i> De Not. in Lisa	+	—	—	эвтрофно-мезотроф.	гигрофит
<i>Dicranum polysetum</i> Sw.	—	+	+	олигомезотрофный	мезогигрофит
<i>Dicranum scoparium</i> Hedw.	—	+	+	мезотрофный	мезогигрофит
<i>Drepanocladus aduncus</i> (Hedw.) Warnst.	+	—	—	эвтрофный	гигрогидрофит
<i>Drepanocladus polygamus</i> (B. S. G.) Hedenaes	+	—	—	эвтрофный	гигрофит
<i>Fissidens adianthoides</i> Hedw.	+	—	—	эвтрофный	Гигрогидрофит
<i>Hamatocaulis vernicosus</i> (Mitt.) Hedenaes	+	—	—	эвтрофный	гигрофит
<i>Helodium blandowii</i> (Web. et Mohr) Warnst.	+	—	—	эвтрофно-мезотроф.	гигрофит
<i>Hylocomium splendens</i> (Hedw.) B. S. G.	—	+	—	мезотрофный	мезофит
<i>Limprichtia cossonii</i> (Schimp.) Anderson	+	—	—	эвтрофный	гидрофит
<i>Marchantia polymorpha</i> L.	+	+	—	эвтрофный	Гигромезофит
<i>Mylia anomala</i> (Hook.) Gray			+	олигомезотрофный	гигрофит
<i>Paludella squarrosa</i> (Hedw.) Brid.	+	—	—	эвтрофный	гигрогидрофит
<i>Philonotis fontana</i> (Hedw.) Brid.	+	—	—	эвтрофный	гигрофит
<i>Plagiomnium ellipticum</i> (Brid.) T. Kop.	+	+	—	эвтрофный	гигрофит
<i>Pleurozium schreberi</i> (Brid.) Mitt.	—	+	+	олигомезотрофный	мезогигрофит
<i>Pohlia nutans</i> (Hedw.) Lindb.	—	—	+	олигомезотрофный	мезогигрофит

<i>Polytrichum commune</i> Hedw.	+	+	–	олигомезотрофный	мезогигрофит
<i>Polytrichum strictum</i> Brid.	–	+	+	олигомезотрофный	мезогигрофит
<i>Ptilidium pulcherrimum</i> (Weber) Vain	–	+	–	олигомезотрофный	мезофит
<i>Ptilium crista-castrensis</i> (Hedw.) De Not.	–	+	–	олигомезотрофный	мезофит
<i>Rhodobryum roseum</i> (Hedw.) Limpr.	–	+	–	эвтрофно-мезотроф.	мезогигрофит
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> (Hedw.) Warnst.	–	+	–	мезотрофный	мезогигрофит
<i>Sphagnum angustifolium</i> (C.Jens. ex Russ.) C.Jens. in Tolf	+	+	+	олигомезотрофный	гигрогидрофит
<i>Sphagnum balticum</i> (Russ.) Russ. ex C.Jens.	–	–	+	олиготрофный	гигрогидрофит
<i>Sphagnum capillifolium</i> (Ehrh.) Hedw.	–	+	–	олигомезотрофный	гигрофит
<i>Sphagnum centrale</i> C. Jens.	+	+	–	мезотрофный	гигрофит
<i>Sphagnum cuspidatum</i> Ehrh. ex Hoffm.	–	–	+	олигомезотрофный	гидрофит
<i>Sphagnum fallax</i> (Klinggr.) Klinggr.	–	–	+	мезотрофный	гигрофит
<i>Sphagnum fuscum</i> (Schimp.) Klinggr.	–	+	+	олиготрофный	гигрофит
<i>Sphagnum girgensohnii</i> Russ.	+	+	–	мезотрофный	гигрофит
<i>Sphagnum magellanicum</i> Brid.	+	+	+	олигомезотрофный	гигрофит
<i>Sphagnum majus</i> (Russ.) C.Jens.	–	–	+	олигомезотрофный	гигрогидрофит
<i>Sphagnum obtusum</i> Warnst.	–	+	–	эвтрофно-мезотроф.	гидрофит
<i>Sphagnum pulchrum</i> (Lindb. ex Braithw.) Warnst.	–	–	+	мезотрофный	гигрофит
<i>Sphagnum riparium</i> Aongstr.	–	–	+	мезотрофный	гигрогидрофит
<i>Sphagnum rubellum</i> Wils.	–	–	+	олиготрофный	гигрогидрофит
<i>Sphagnum russowii</i> Warnst.	–	+	–	олигомезотрофный	гигрофит
<i>Sphagnum squarrosum</i> Crome in Hoppe	+	+	–	эвтрофный	гигрофит
<i>Sphagnum teres</i> (Schimp.) Aongstr. ex Hartm.	+	+	–	эвтрофный	гидрофит
<i>Sphagnum warnstorffii</i> Russ.	+	+	+	эвтрофно-мезотроф.	гигрогидрофит
<i>Straminergon stramineum</i> (Dicks. ex Brid.) Hedenaes	+	+	+	мезотрофный	гигрофит
<i>Tomentypnum nitens</i> (Hedw.) Loeske	+	+	–	эвтрофный	гигрофит

в напочвенном покрове эвтрофных болот увеличивается и развиваются осоково-гипновые сообщества.

В вздутоосоково-хвощевой, дернистоосоково-вахтовой, папоротниково-хвощево-разнотравной, хвощево-сабельниково-осоководернистой ассоциациях, развивающихся в пойме р. Шексна в окрестностях д. Топорня моховое покрытие достигает 15%. Здесь встречаются *Climacium dendroides*, *Aulacomnium palustre*, *Sphagnum warnstorffii*, *Helodium blandowii*, *Tomentypnum nitens*, *Plagiomnium ellipticum*, *Marchantia polymorpha*, *Bryum pseudotriquetrum*. Участие отдельных видов в данных сообществах незначительное и, в целом, видовой состав фитоценозов беден. У южного подножия горы Маура располагается небольшое болото общей площадью 0,5 га. В рогозово-пушицево-осоковой ассоциации общее покрытие мхов составляет 30%. Здесь доминирует *Tomentypnum nitens* (до 25%), а также произрастают *Drepanocladus polygamus*, *Limprichtia cossonii*, *Climacium dendroides*, *Aulacomnium palustre*, *Plagiomnium ellipticum*, *Calliergonella cuspidata*, участие которых значительно меньше.

Постоянное и обильное увлажнение свойственно гипново-осоковой ассоциации, расположенной по берегу оз. Кузькино в окрестностях д. Коварзино. Моховой покров достигает 80% с преобладанием *Paludella squarrosa* (75%). В небольших количествах встречается *Calliergonella cuspidata*, *Sphagnum squarrosum*, *S. teres*, *Straminergon stramineum*.

На границе с НП на правом берегу р. Шексна находится очень интересное небольшое эвтрофное болото (0,5 га), где наблюдается выход вод, обогащенных сероводородом. Гипново-двутычинковоосоковая ассоциация здесь отличается от предыдущих сильным развитием мохового яруса (о.п. 40%). В фитоценозе доминируют *Drepanocladus aduncus* (25%), меньше участие *Tomentypnum nitens* (до 10%), *Plagiomnium ellipticum* и *Aulacomnium palustre* (до 5%). Также произрастают *Bryum pseudotriquetrum*, *Calliergonella cuspidata*, *Helodium blandowii*, *Limprichtia cossonii*, *Campylium stellatum*, *Marchantia polymorpha*, *Climacium dendroides*. Древостой отсутствует из-за высокой обводненности и сглаженности нанорельефа.

Фитоценозы с преобладанием *Climacium dendroides* развиваются на торфяно-болотных почвах вследствие их мелиорации, а также при активном естественном дренаже на приподнятых участках болот, занятых ивняком, и на примыкающих к ним полосах с невыраженным нанорельефом по берегам водоемов, что наблюдается и в других регионах (Рыковский, 1980).

В составе бриофлоры фитоценозов эвтрофных болот НП отмечено 26 видов, из них 1 печеночник, 7 сфагнов и 18 бриевых мхов (табл. 1). Большинство мохообразных – гигрофиты, гигрогидрофиты, реже мезогигрофиты, требовательные к минеральному питанию, но некоторые из них относятся к эвтрофно-мезотрофам, мезотрофам и редко олигомезотрофам.

Наиболее распространены и обильны здесь *Drepanocladus aduncus*, *Tomentypnum nitens*, *Bryum pseudotriquetrum*, *Calliergonella cuspidata*.

Систематический список мохообразных всех типов болот НП «Русский Север» включает 50 видов, из них и 46 видов листостебельных мхов, относящихся к 25 родам, 16 семействам и двум подклассам: *Sphagnidae* и *Bryidae*, и 4 вида печеночников.

Наиболее крупными семействами являются: *Sphagnaceae* – 18 видов и *Amblystegiaceae* – 4, *Hylocomiaceae* и *Dicranaceae* представлены 3 видами, *Mniaceae*, *Bryaceae*, *Scorpidiaceae*, *Pylaisiaceae*, *Calliergonaceae* и *Polytrichaceae* – 2 видами, остальные восемь семейств представлены 1 видом (табл. 2).

Наибольшее число родов содержат семейства *Amblystegiaceae* и *Hylocomiaceae* – 3 рода; *Bryaceae*, *Mniaceae*, *Scorpidiaceae*, *Pylaisiaceae* и *Calliergonaceae* – по 2 рода. 13 семейств представлены лишь 1 родом.

По числу видов преобладают роды: *Sphagnum* – 18 видов, *Dicranum* – 3, *Polytrichum*, *Bryum*, *Drepanocladus* – по 2.

Таблица 2

Таксономический состав бриофлоры болот НП «Русский Север»

Семейство	Число родов	Число видов
<i>Sphagnaceae</i>	1	18
<i>Amblystegiaceae</i>	3	4
<i>Hylocomiaceae</i>	3	3
<i>Dicranaceae</i>	1	3
<i>Bryaceae</i>	2	2
<i>Mniaceae</i>	2	2
<i>Scorpidiaceae</i>	2	2
<i>Pylaisiaceae</i>	2	2
<i>Calliergonaceae</i>	2	2
<i>Polytrichaceae</i>	1	2
Остальные семейства	10	10
Итого:	29	50

В целом, моховой покров всех типов болот включает 28 видов бриевых мхов, 18 видов сфагнов и 4 вида печеночных мхов. Из сфагновых мхов на олиготрофных и мезотрофных болотах обнаружено 11 видов, на эвтрофных – 7. Доля бриевых мхов наоборот увеличивается в бриофлоре болот с возрастанием их трофности: на олиготрофных – 7, на мезотрофных – 16, на эвтрофных, наиболее благоприятных для их произрастания – 18.

Литература

- Богдановская-Гиенэф И.Д.* Растительный покров верховых болот русской Прибалтики //Тр. Петергофского ест.-науч. Ин-та. 1928 N 5. С. 265-372.
- Васильевская В.Д., Шварова Г.Ю.* Подзолистые почвы Вологодской области //Вестн. Моск. ун-та, 1985. Сер. 17. Биол. Почв. №4. С. 15-24.
- Игнатов М. С., Игнатова Е. А.* Флора мхов средней части европейской России. Т. 1. Sphagnaceae – Hedwigiaceae. М.: КМК, 2003. С. 1-608.
- Игнатов М. С., Игнатова Е. А.* Флора мхов средней части европейской России. Т. 2. Fontinaceae – Amblystegiaceae. М.: КМК, 2004. С. 609-944.
- Кац Н.Я.* Болота Земного шара. М.: Изд-во Наука, 1971. 291 с.
- Особо охраняемые природные территории, растения и животные Вологодской области* (под ред. Воробьева Г.А. и др.). Вологда: Волог. гос. пед. ун-т, 1993. 210 с.
- Растительность европейской части СССР.* Л.: Наука, 1980. 429 с.
- Рыковский Г.Ф.* Мохообразные Березинского биосферного заповедника. – Минск: Наука и техника, 1980. 136 с.
- Сосудистые растения* национального парка «Русский Север».
- Суслова Т. А и др.* М, 2004. 62 с.
- Торфяной фонд* Вологодской области М.: Институт гипроторфразведка, 1968. С. 186-221.
- Grolle R., Long D.* An annotated check-list of the Hepaticae and Anthocerotae of Europe and Macaronesia //Journal of Bryology, 2000. №22. P. 103-140.

E. V. KARMAŠINA. Moss flora of mires of National Park «Russkyi Sever» (Vologda district)

The aim of research work was to investigate mire bryoflora of the National Park “Russian North”(Kyrillov district, Vologda region). The National Park “Russian North” was established in 1992 for preservation unique natural lake complexes, historical and cultural monuments. Mires and waters cover 18 thousand hectares and make up 11% National Park “Russian North” territory. The bryoflora of mires National Park “Russian North” includes 50 species, 4 of them – liverworts and 46 species – mosses.

ПОТЕНЦИАЛ ЗАБОЛАЧИВАНИЯ ТАЕЖНЫХ ЛАНДШАФТОВ КАРЕЛИИ

В. А. КОЛОМЫЦЕВ

Институт леса Карельского научного центра РАН.

Victor.Kolomysev@krc.karelia.ru

Как известно, климат определяет, а рельеф распределяет природные особенности территории. Наша задача заключается в определении меры воздействия климата и рельефа на структуру и динамику заболоченности Восточной Фенноскандии (в границах Карелии) – уникального по природным особенностям таежного региона России. Происхождение ландшафтов, обусловленное им преобладание форм рельефа и слагающих горных пород служат основными факторами структурных особенностей их заболоченности (Волков и др., 1990, 1995; Коломыцев, 1985, 1986, 1993 а,б, 2001 и др.). Подробно охарактеризованные типы ландшафтов северной и средней тайги Карелии можно объединить в четыре группы в соответствии с их морфогенезом:

- ландшафты озерно–ледниковых и морских равнин (скульптурный рельеф);
- холмисто–грядовые водно–ледниковые (скульптурный рельеф);
- холмистого – грядовые денудационно–тектонические с слабо расчлененным рельефом (структурный рельеф);
- грядовые (сельговые и низкорослые) денудационно–тектонические с сильно расчлененным рельефом (структурный рельеф).

Энергию заболачивания можно представить как понятие о развитии болотообразовательного процесса, определяемое средними взвешенными значениями уклонов заболоченных и болотных поверхностей в ландшафтах. Она диагностирует возможности заболачивания в "освоении" пространственных ресурсов рельефа, т.е., чем круче склоны, на которых способны формироваться заболоченные и болотные местообитания, тем выше энергия этого процесса.

Данные по уклонам поверхностей различных категорий земель представлены в виде средних взвешенных их значений для морфогенетических групп ландшафтов по подзонам тайги Карелии. Потенциальная энергия заболачивания в категориях болотных и заболоченных земель имеет очевидные подзональные отличия в группе сильно расчлененных ландшафтов денудационно–тектонического генезиса. В северотаежной подзоне для

болотных земель она выше чем в среднетаежной – в 3,4 раза, а заболоченных – в 2,8 раза.

Потенциал заболачивания групп ландшафтов отражает и подзональные особенности структуры их заболоченности (табл. 1). В сильно расчлененных грядовых и низкогорных денудационно–тектонических ландшафтах кривая распределения категорий земель относительно подзон тайги имеет вид экспоненты..

Подзональная дифференциация заболачивания характерна и для других моногенетических групп ландшафтов. Соотношение между минеральными и заболоченными землями и между заболоченными и болотными ($i_d / i_p \rightarrow i_p / i_m$) в пределах подзон по моногенетическим группам ландшафтов различаются довольно существенно. В северотаежной подзоне разли-

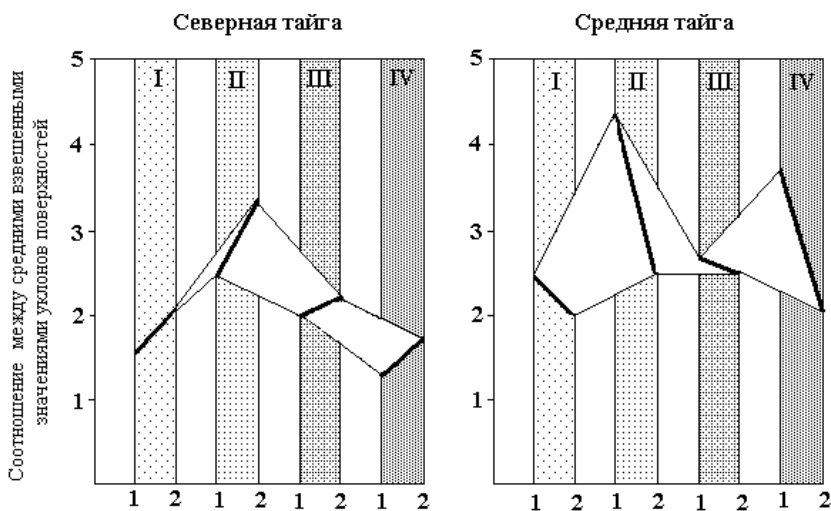


Рис. 1. Соотношение между показателями средних взвешенных значений уклонов поверхностей категорий земель в северотаежной (слева) и среднетаежной (справа) подзонах Карелии

Морфогенетические группы ландшафтов: I – равнины озерно–ледниковые и морские, II – холмисто–грядовые водно–ледниковые, III – холмисто–грядовые денудационно–тектонические со слабо расчлененным рельефом, IV – холмисто–грядовые и низкогорные денудационно–тектонические с сильно расчлененным рельефом. Соотношения показателей уклонов поверхностей между категориями земель (по оси ординат): 1 – минеральные/заболоченные, 2 – заболоченные/болотные.

Таблица 1.

Средние взвешенные значения уклонов поверхностей (i) категорий минеральных лесных (i_d) заболоченных лесных (i_p) и болотных земель (i_m) по морфогенетическим группам ландшафтов и подзонам тайги Карелии

Группа ландшафтов	Северная тайга			Средняя тайга		
	категории земель					
	Минеральные (i _d)	заболоченные (i _p)	болотные (i _m)	минеральные (i _d)	заболоченные (i _p)	болотные (i _m)
Равнины озерно–ледниковые и морские	0,021	0,013	0,0064	0,03	0,013	0,0064
Холмисто–грядовые водно–ледниковые	0,068	0,028	0,0083	0,11	0,025	0,01
Холмисто–грядовые водно–ледниковые слабо расчлененные	0,056	0,028	0,013	0,053	0,019	0,0075
Грядовые (сельговые) и низкогорные денудационно–тектонические сильно расчлененные	0,12	0,087	0,052	0,12	0,031	0,015

личие склоновых показателей во всех группах ландшафтов положительное, а в среднетаежной – отрицательное, при том, что сами эти значения в среднетаежной подзоне выше, чем в северотаежной приблизительно в 1,3 раза (рис. 1).

Общим для подзон являются сравнительно слабые различия в показателях соотношений между категориями земель в равнинных ландшафтах озерно–ледникового и морского генезиса и в денудационно–тектонических ландшафтах со слабо расчлененным рельефом с различной тенденцией связи между ними. Большие различия данных показателей между подзонами характерны для ландшафтов с сильно расчлененным рельефом.

С экологической точки зрения смысл данных показателей заключается в отражении влияния топологических и зональных особенностей болотообразовательного процесса с учетом незаболоченных территорий. Прежде всего, меры их воздействия на возможности его потенциального развития. Полученные данные можно интерпретировать следующим образом:

- чем выше значение соотношения между категориями земель, тем ниже потенциальная энергия заболачивания;

- положительная связь соотношений склоновых показателей в пределах морфогенетических групп ландшафтов характеризует усиление потенциальной энергии заболачивания, а отрицательное – ее ослабление.

Таким образом, определение соотношения склоновых показателей между категориями земель с учетом фоновых значений уклонов поверхностей суши (суходольных (незаболоченных) земель позволило предположить, что в северотаежной подзоне заболачивание активно развивается, тогда как в среднетаежной подзоне оно затухает или имеет "пассивный характер".

С целью уточнения дифференциации параметров потенциальной энергии заболачивания было проведено более детальное исследование этого явления. В северотаежной подзоне превышение средних взвешенных значений уклонов поверхностей минеральных земель над заболоченными в различных подгруппах ландшафтов составляет от 1,61 до 2,43, а между минеральными и болотными от 2,3 до 8,19. В среднетаежной подзоне эти величины несколько выше, соответственно, от 2,31 до 4,4 и от 4,69 до 11 (табл. 1, 2).

Более существенное различие между подзонами наблюдается в последовательности нарастания соотношений склоновых характеристик по морфогенетическим группам ландшафтов. В северотаежной подзоне наименьшее различие в соотношении между категориями земель по их

склоновым характеристикам наблюдается в группе грядовых и низкогорных сильно расчлененных денудационно–тектонических ландшафтов и,

Таблица 2

Соотношение средних взвешенных значений уклонов поверхностей (i) категорий земель: минеральных лесных (i_d) и болотных (i_m) по морфогенетическим группам ландшафтов и подзонам тайги Карелии (i_d/i_m)*

Группа ландшафтов	Северная тайга	Средняя тайга
	категории земель	
	минеральные (i_d)/болотные(i_m)	минеральные (i_d)/болотные(i_m)
Равнины озерно–ледниковые и морские	3,28	4,69
Холмисто–грядовые водно–ледниковые	8,19	11,0
Холмисто–грядовые водно–ледниковые слабо расчлененные	4,31	7,07
Грядовые (сельговые) и низкогорные денудационно–тектонические сильно расчлененные	2,31	8,0

далее, возрастает по мере нарастания среднего взвешенного значения уклонов минеральных земель от равнин к холмисто–грядовым водно–ледниковым ландшафтам. В среднетаежной подзоне соотношение между этими показателями имеет «классический» вид, т.е. нарастает по мере увеличения среднего взвешенного значения уклонов минеральных земель, за исключением группы холмисто–грядовых водно–ледниковых ландшафтов. Они в этом аспекте занимают особое положение в обеих подзонах, имея наибольшее соотношение между минеральными лесными землями с одной стороны и заболоченными и болотными с другой (табл. 2, 3).

Следует отметить, что соотношение уклонов поверхностей между заболоченными и болотными землями в северотаежной подзоне сохраняет порядок распределения по морфогенетическим группам ландшафтов, выявленный для соотношения между минеральными и заболоченными землями с относительными значениями от 1,7 до 3,37. В среднетаежной подзоне наблюдается рокировка и совпадение крайне противоположных по морфогенезу групп ландшафтов при слабом разбросе этого признака – от 2,03 до 2,53. Различия в соотношении уклонов поверхностей заболоченных и болотных земель практически отсутствуют (показатель около

Таблица 3

Соотношение средних взвешенных значений уклонов поверхностей заболоченных (i_p) и болотных (i_m) категорий земель в морфогенетических группах ландшафтов северотаежной и среднетаежной подзон тайги Карелии, ($i_{p\text{сев}}$ / $i_{p\text{средн}}$), ($i_{m\text{сев}}$ / $i_{m\text{средн}}$)

Группа ландшафтов	Заболоченные земли (i_p)	Болотные земли (i_m)
	подзоны тайги	
	северная /средняя	северная /средняя
Равнины озерно–ледниковые и морские	1,0	1,0
Холмисто–грядовые водно–ледниковые	1,12	0,83
Холмисто–грядовые денудационно– тектонические слабо расчлененные	1,47	1,73
Грядовые (сельговые) и низкогорные денудационно–тектонические сильно расчлененные	2,81	3,47

единицы) между ландшафтами равнинными озерно–ледниковыми и холмисто–грядовыми водно–ледниковыми, но четко проявляются, особенно для категории болотных земель, в обеих группах денудационно–тектонических ландшафтов (до 3,47 в грядовых (сельговых) и низкогорных) (табл. 3).

В чем заключается столь своеобразное "поведение" процесса заболачивания в денудационно–тектонических ландшафтах? По–видимому, причин несколько. Основная заключается в том, что в этих морфогенетических группах ландшафтов болота занимают относительно глубокие межгрядовые депрессии или склоны гряд. Минеральные берега в них значительно возвышаются над поверхностями болот. Кроме того, можно предположить, что наряду с климатическими различиями подзон, такими как сумма активных температур и продолжительность вегетационного периода, здесь проявляются особенности геологического строения и гидрологических условий. Известно, что толща рыхлых четвертичных отложений в Карелии с юга на север сокращается (Бискэ, 1959; Лукашов, 1976) и достигает минимальных значений на севере именно в этих группах ландшафтов. Соответственно, основным относительно стабильным источником водного питания для процесса заболачивания служат трещинные воды скальных пород. Их выклинивание (разгрузка) наблюдается повсеместно. Этому способствует ступенчатый и западинный рельеф,

сформированный за счет тектонических разломов различной размерности. В результате образовались локальные хранилища воды (в основном в болотах), расположенные на разных высотных уровнях склонов кристаллических гряд и холмов. За счет аккумуляции торфа уровень воды в болотах постоянно повышается и способствует как заполнению водой трещин, так и постепенному повышению уровня ее разгрузки вдоль нижележащих участков склонов.

Исходя из изложенного выше можно сделать следующие выводы:

- потенциальная энергия заболачивания зависит от морфогенеза ландшафтов и в целом усиливается с возрастанием средних взвешенных значений уклонов поверхностей минеральных (незаболоченных земель), т.е. реализует доступные для его развития ресурсы рельефа;

- в пределах подзон "область разрыва" (соотношение) склоновых характеристик между категориями минеральных земель, с одной стороны, и заболоченных и болотных, с другой, для всех групп ландшафтов несколько выше в среднетаежной подзоне, при том, что соотношение данной величины между заболоченными и болотными землями в обеих подзонах различается слабо;

- наиболее четко подзональные различия потенциальной энергии заболачивания наблюдаются в группах ландшафтов с сильно расчлененным рельефом денудационно–тектонического и водно–ледникового генезиса, тогда как в равнинных ландшафтах данный показатель практически одинаков;

- климатические различия потенциальной энергии заболачивания проявляются во всех группах ландшафтов, она выше в северотаежной подзоне, но в максимальной степени реализуются в уникальных для Севера России денудационно–тектонических ландшафтах с сильно расчлененным рельефом. Это обусловлено особыми гидрологическими условиями под влиянием трещиноватости скальных пород и особого гидротермического режима.

В пределах таежной зоны ландшафтные факторы оказывают решающее влияние на структурно–динамические показатели заболоченности территории и потенциальную энергию заболачивания.

Литература

Бискэ Г.С. Четвертичные отложения и геоморфология Карелии. Петрозаводск, 1959. 308 с.

Волков А.Д., Громцев А.Н., Еруков Г.В. и др. Экосистемы ландшафтов запада средней тайги (структура, динамика). Петрозаводск, 1990. 284 с.

Волков А.Д., Громцев А.Н., Еруков Г.В. и др. Экосистемы ландшафтов запада средней тайги (структура, динамика). Петрозаводск, 1995. 194 с.

Коломыцев В.А. К вопросу о взаимосвязи заболоченности и темпов заболачивания с рельефом равнинных типов ландшафтов // Структура и динамика лесных ландшафтов Карелии. Петрозаводск, 1985. С. 125-149.

Коломыцев В.А. Моделирование процесса заболачивания в лесных ландшафтах среднетаежной подзоны Карелии // География и природные ресурсы. 1986. №1. С.66-71.

Коломыцев В.А. Болотообразовательный процесс в среднетаежных ландшафтах Восточной Финноскандии. Петрозаводск, 1993 а. 172 с.

Коломыцев В.А. Болотный фонд // Экологическая ситуация в Карелии. Петрозаводск, 1993 б. С. 35-45.

Коломыцев В.А. Географические особенности структуры и динамики заболаченности Восточной Финноскандии. Петрозаводск, 2001. 184 с.

Лукашов А.Д. Новейшая тектоника Карелии. Петрозаводск, 1976. 108 с.

V. A. KOLOMYTSEV. Potential of paludification in taiga landscapes of Karelia

The potential of paludification is one of the most important indexes of that process. It is determined by mean slope weight value of paludified forests and mires. The potential of paludification depends on the landscape relief morphogenesis. It intensifies with increasing of mean slope weight value of paludification surfaces. The obtained data testify the process of paludification in the north taiga sub-zone and decreasing of its activity in the mid-taiga sub-zone. It becomes apparent strongly in landscapes with hilly ridge relief. The potential of paludification of denudation-tectonic landscapes in the north taiga sub-zone 3-4 times as large than in the mid-taiga sub-zone but there is no difference in landscapes with plain relief.

ФЛОРА БОЛОТ ПРИРОДНОГО ПАРКА «КОЖОЗЕРСКИЙ» (АРХАНГЕЛЬСКАЯ ОБЛАСТЬ)

А. В. КРАВЧЕНКО

Институт леса Карельского научного центра РАН,
kravchenko@krc.karelia.ru

Природный парк «Кожозерский» площадью парка 201,6 тыс. га расположен на западе Архангельской области. Он был организован в 2002 г. решением Администрации Архангельской области. Парк создан «для сохранения уникальных природных и культурных комплексов Кожозерья, поддержания экологического баланса и разнообразия региона, рационального природопользования и мониторинга окружающей среды, развития туризма и отдыха населения» (Постановление..., 2002). В ботаническом отношении территория парка практически не изучена.

Краткая характеристика растительности. Согласно ботанико-географическому районированию европейской части СССР, территория природного парка относится к Средне-Онежскому округу Валдайско-Онежской подпровинции Североевропейской таежной провинции Евразийской таежной (хвойнолесной) области (Растительность..., 1980; Бубырева, 1992). В традициях скандинавских натуралистов, основная часть территории парка лежит в восточной части биографической провинции Карелия поморская восточная – *Karelia pomorica orientalis*, Kpor, а часть территории к югу от оз. Кожозера – в восточной части биографической провинции Карелия заонежская – *Karelia transonegensis*, Kton (см., например, Mela, Cajander, 1906; Red Data Book..., 1998 и др.). Согласно геоботаническому районированию Нечерноземья, территория парка лежит в Водлозерско-Онегорецком округе полосы среднетаежных лесов (Геоботаническое..., 1989). Однако, лесоведы проводят границу между средней и северной подзонами тайги южнее – приблизительно по центру оз. Кожозера (Моисеев, Чертовской, 1967). При принятии последнего районирования приблизительно треть парка относится к северной тайге, две трети – к средней. Вероятно, парк находится в широкой переходной зоне между этими подзонами тайги, так как наиболее продуктивные местообитания заняты высокополнотными еловыми лесами среднетаежного облика, а на верхних частях моренных холмов, на вершинах и склонах озов нередко встречаются характерные для подзоны северной тайги сосновые леса с болотными видами кустарничков в напочвенном покрове.

Преобладающим типом растительности на территории природного парка являются леса. Здесь встречаются, вероятно, все типы лесов, характерные для данного региона – от лишайниковых и скальных до

раактерные для данного региона – от лишайниковых и скальных до сфагновых и травяно-болотных. Наибольшее видовое разнообразие характерно для ельников травяно-болотных (корб), где наряду с лесными видами широко представлены также болотные и преимущественно прибрежно-водные виды. Большая часть лесов не затронута деятельностью человека и находится в естественном состоянии. Преобладают перестойные (с лесохозяйственной точки зрения) леса. Но вблизи поселений (бывшая деревня Кривой Пояс, окрестности Кожпоселка) значительную площадь занимают средневозрастные и приспевающие леса. Южная часть парка (полоса шириной до 4 км восточнее бывшего пос. Северный) недавно пройдена сплошными рубками (которые были прекращены после создания парка) и занята сейчас вырубками, лиственными и хвойно-лиственными молодняками.

Территория парка, особенно его западная часть, сильно заболочена. В парке отмечены все основные типы болот, характерные для восточной оконечности Финноскандии, за исключением «висячих» и дистрофных. Болота никогда не подвергались мелиорации, но многие болотные массивы в той или иной степени нарушены гусеничной техникой.

На территории природного парка представлены первично безлесные пойменные и вторичные настоящие луга на месте бывших поселений, в меньшей степени – по берегам рек, например, Подлومки. Пойменные луга приурочены только к наиболее крупным рекам – Коже, Подломке, Туре, Никодимке. Так как поймы рек молодые и слабо разработанные, пойменные луга развиты в узкой полосе (обычно не более 1-2 м), иногда на довольно протяженных участках рек практически отсутствуют. Более или менее широкая полоса пойменных лугов отмечена только в истоках или устьях тех же наиболее крупных рек. Иногда ширина лугов достигает 100 м, как, например, у выхода протоки между оз. Лопозером и оз. Жилым и в истоках р. Подломки из оз. Жилого. Пойменные луга обычно заболочены (относятся к формациям болотистых или торфянистых лугов) и на них обильно представлены широко распространенные болотные и прибрежно-водные гигрофиты, хотя в целом видовой состав таких лугов довольно беден и тривиален. Какая-то часть (возможно, значительная) пойменных лугов в прошлом выкашивалась, о чем свидетельствуют встречи в некоторых местах видов, характерных для вторичных суходольных лугов. Настоящие суходольные луга на территории парка преимущественно вторичные. Наибольший массив вторичных лугов вдали от поселений расположен по р. Подломке вблизи устья р. Березовки. Все вторичные луга в той или иной степени деградируют, что проявляется в зарастании их древесной растительностью и (или) заболачивании.

Водная растительность на территории парка развита почти по всем мелководьям озер и рек. Преобладают олиготрофные со слабо– или среднеминерализованной (менее 100 мг/л) водой водоемы и водотоки с довольно бедной и однообразной флорой. Мезо– и евтрофные водоемы встречаются редко (оз. Доброе, оз. Ламба). Наиболее распространены мелководья с песчаным дном, нередко также с песчано-илистым и песчано-валунным. Илистые грунты встречаются реже, занимая иногда, однако, значительные площади, как, например, в оз. Шидмозере. Каменистые берега отмечены только на наиболее выдающихся в озеро скальных мысах оз. Кожозера. Уровень воды в озерах подвержен значительным колебаниям как от года к году, так и в пределах года. Так, уровень воды в оз. Кожозере в 2003 г. был приблизительно на 0,5 м ниже обычного, что привело к обнажению значительных по площади участков дна. Наблюдалось активное заселение осушенных участков пионерными преимущественно прибрежными видами растений. Флора озер и рек довольно схожая.

Состав прибрежной флоры сборный, здесь, помимо собственно прибрежных видов, встречаются виды других типов местообитаний – преимущественно болотные, водные, лесные. Почти по всему побережью оз. Кожозера на заторфованных каменистых или валунных, очень редко песчаных, берегах сформировались прибрежные сообщества, напоминающие по флористическому составу мелкозалежные низинные болота. Только на них встречаются в природном парке такие преимущественно болотные в регионе виды, как *Carex flava* L., *C. panicea* L., *C. serotina* Mérat, *Pinguicula vulgaris* L.

В северной половине парка (севернее линии мыс Калманский Нос – мыс Щелейный Нос), а также по левому борту долины р. Подломки (между р. Березовкой – оз. Муромским) и в низовьях р. Туры нередко выходы скальных пород основного и (значительно реже) карбонатного состава. Вдали от береговой линии скалы обычно перекрыты слоем моренных отложений, обнажения небольшие по площади, поросшие лесом и замшелы, поэтому специфические скальные виды на скалах в лесу встречаются далеко не всегда. На пологих прибрежных скалах можно встретить большое число прибрежно-водных, болотных, луговых, лесных, а также адвентивных видов.

Так как антропогенное влияние на территорию парка в течение последних несколько десятилетий крайне незначительно, число заносных видов невелико, в составе адвентивной фракции преобладают обычные широко распространенные виды. Безусловно, во времена расцвета Кожозерского монастыря, а также во время ведения интенсивного хозяйства в

послереволюционное время и после Второй мировой войны, когда появились новые деревни Тушилово и Хабарово, здесь должны были встречаться многие сорные и рудеральные виды, отсутствующие сейчас. Некоторые сорные виды, отмеченные в окрестностях монастыря (Кожпоселке) А. К. Сајандер в конце XIX века, нами повторно не обнаружены и, безусловно, исчезли из состава флоры.

Краткая характеристика флоры парка в целом и флоры болот парка. Во флоре природного парка «Кожозерский», которая рассматривается нами в ранге локальной, выявлен 491 вид сосудистых растений из 83 семейств и 238 родов. Аборигенную фракцию представляют 408 видов (83, 1%) из 200 родов и 74 семейств, в адвентивной фракции – 83 вида (16, 9%).

На территории парка широко распространены болота, включающие болотные участки разных типов – верховые, переходные, аапа, низинные, ключевые, что определяет видовое богатство болотной флоры, которая насчитывает 131 вид (табл. 1, приложение). На болотах встречается 26,7% от локальной флоры парка. Близкие цифры приводятся для национальных парков «Водлозерский» – 113 видов (22,8% флоры парка), «Кенозерский» – 182 вида (33,4%) (Антипин и др., 2000), а также более обширных регионов. Так, в Карелии на болотах встречается 25% видов региональной флоры (Кузнецов, 1988), в Архангельской обл. – 24,3% (Шмидт, 2005). Распределение видов по типам болотных участков в парке и Архангельской обл. (Шмидт, 2005) довольно схожее. Больше всего видов выявлено на низинных участках – 95 (72,5% от общего числа болотных видов) в парке и 120 видов (45,0% от общего числа болотных видов) в области, меньше всего на ключевых участках – 17 видов (13,0%) в парке и 30 видов (11,2%) – в области. Доля видов верховых участков совпала полностью – по 20,6%.

Только на болотах произрастает 31 вид (23,7% от общего количества встреченных на болотах видов). Небольшой процент исключительно болотных видов объясняется тем, что многие преимущественно болотные виды нередки в заболоченных лесах, по берегам и на мелководьях водоемов и водотоков, на лугах, т.е. фактически являются болотно-лесными, болотно-прибрежноводными, болотно-луговыми. Многие исключительно болотные виды встречаются на ключевых травяно-гипновых участках открытых болот, а также на аапа болотах.

Широко распространенные на территории парка верховые и переходные болота характеризуются набором видов, обычных и массовых в регионе. Значительно более оригинальная флора характерна для болотных участков других типов.

На **аапа** болотах представлен комплекс специфических видов, характерных именно для этого типа болот и крайне редких в Архангельской области: *Juncus stygius* L., *Molinia caerulea* (L.) Moench, *Utricularia minor* L., *Carex livida* (Wahlenb.) Willd., *Dactylorhiza traunsteineri* (Saut.) Soó s. l. (два последние вида внесены в Красную книгу России). Наиболее крупные по площади известные нам аапа болота расположены в 1-2 км к востоку-северо-востоку от Кожпоселка и к югу от оз. Муромское. Болото у оз. Муромское относится к типичным среднекарельским аапа болотам с ярко выраженным грядово-озерковым микрорельефом и характерным набором видов сосудистых растений и мохообразных (доминирует *Sphagnum papillosum*). Болото вблизи Кожпоселка относится к переходному типу между среднекарельскими и онежско-печорскими аапа болотами (Антипин, Бойчук, 2004). Оно в значительной степени нарушено гусеничной техникой, однако на некоторые виды аапа болот (например, *Carex livida* и *Juncus stygius*) это отразилось скорее положительно, так как они успешно расселились по колеям и имеют здесь большее обилие по сравнению с ненарушенными участками.

Низинные (евтрофные) открытые или в той или иной степени облесенные участки отличаются разнообразием флоры. Здесь встречается почти весь набор видов евтрофных – *Listera ovata* (L.) R. Br., *Carex appropinquata* Schum., *C. diandra* Schrank, *Eriophorum latifolium* Hoppe, *Salix rosmarinifolia* L., *Ligularia sibirica* (L.) Cass. и многие др., – также мезотрофных болот. Наибольший по площади болотный массив с преобладанием низинных участков находится в 2-3 км к востоку от дер. Кривой Пояс. Многочисленные низинные болота, нередко с ключевыми участками, встречаются в крайне интересной лесо-болотной системе в 1-2 км к юго-западу от устья р. Березовка. Здесь отмечены *Ligularia sibirica*, *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br. (единственное известное место произрастания на территории парка), *Eriophorum latifolium* и т.п., а по ручьям, питающимся из этих болот – *Carex atherodes* Spreng., *Poa remota* Forsell., *Salix pyrolifolia* Ledeb. (также единственные известные места произрастания на территории парка).

Ключевые евтрофные травяно-гипновые участки отличаются особым флористическим составом. Только на них на территории парка встречены *Poa petschorica* Roshev., *Ranunculus glabriusculus* Rupr., *Cardamine pratensis* L., *Angelica archangelica* L. и *Stellaria crassifolia* Ehrh.. Ключевые участки обычно небольшие по площади и расположены либо в прибрежной зоне (на южном берегу оз. Лопозеро), либо среди низинных травяно-сфагновых участков (в 1-2 км к юго-западу от устья р. Березовка, к востоку от оз. Избяное, в 2-3 км к востоку от дер. Кривой

Пояс, в 3 км к юго-юго-западу от дер. Хабарово и др.). Значительные по площади ключевые участки расположены по правому берегу р. Кожавыше водопада Падун в основании склонов размывтой рекой флювиогляциальной дельты. Здесь (иногда со значительным обилием) произрастают *Veratrum lobelianum* Bernh., *Stellaria nemorum* L., *Bistorta major* S. F. Gray, *Cardamine amara* L., *Chrysosplenium alternifolium* L., *Angelica archangelica* L.

Таблица 1

Распределение видов сосудистых растений на территории природного парка «Кожозерский» по основным типам местообитаний

Основные типы местообитаний	Число видов	Доля от общего количества видов (%)	Доля видов, «верных» своему местообитанию (%)
Леса	188	38,3	
В т. ч. только леса	82	16,7	43,5
Луга	160	32,6	
В т. ч. только луга	56	11,4	35,0
Болота	131	26,7	
В т. ч. только болота	31	6,3	23,7
Берега	119	24,2	
В т. ч. только берега	34	6,9	28,6
Водоемы и водотоки	52	10,6	
В т. ч. только водоемы и водотоки	42	8,6	80,8
Скалы	13	2,6	
В т. ч. только скалы	5	1,0	38,5
Антропогенные	114	23,2	
В т. ч. только антропогенные	47	9,6	41,2

Анализ таксономической структуры флоры парка показал, что три первые места в десятке ведущих семейств аборигенной фракции занимают *Cyperaceae*, *Poaceae* и *Asteraceae* (табл. 2), что характерно как для флоры Восточной Финноскандии, так и для бореальных флор в целом. Далее следуют семейства *Ranunculaceae*, *Caryophyllaceae*, *Rosaceae*, *Scrophulariaceae*, *Salicaceae*, *Orchidaceae*, *Ericaceae*. Доля 10 ведущих семейств составляет 53,9% (219 видов), что также типично для бореальных флор.

Таблица 2

Спектры ведущих семейств локальной флоры (аборигенная фракция) и флоры болот природного парка «Кожозерский»

Семейство	Количество видов, (%)	Ранг семейства	Количество во видов, (%)	Ранг семейства
	Вся флора		Флора болот	
<i>Cyperaceae</i>	44 (10,8)	1	26 (19,9)	1
<i>Poaceae</i>	37 (9,1)	2	14 (10,7)	2
<i>Asteraceae</i>	31 (7,6)	3	7 (5,4)	4–5
<i>Ranunculaceae</i>	22 (5,4)	4	4 (3,1)	8–10
<i>Caryophyllaceae</i>	18 (4,4)	5	– ¹	–
<i>Rosaceae</i>	17 (4,2)	6	6 (4,6)	6
<i>Scrophulariaceae</i>	14 (3,4)	7	–	–
<i>Salicaceae</i>	13 (3,2)	8	5 (3,8)	7
<i>Orchidaceae</i>	12 (3,2)	9	7 (5,4)	4–5
<i>Ericaceae</i>	10 (2,5)	10	8 (6,1)	3
<i>Equisetaceae</i>	–	–	4 (3,1)	8–10
<i>Betulaceae</i>	–	–	4 (3,1)	8–10
Всего в 10 сем.	218 (53,4)		85 (64,9)	

¹ – не входит в состав десяти ведущих семейств

Первые два места в десятке ведущих семейств таксономического спектра флоры болот, как и всей флоры, занимают *Cyperaceae* и *Poaceae*. В болотной флоре, по сравнению с локальной, сем. *Asteraceae* занимает на одну позицию ниже, остальные семейства также снижают свое участие, а сем. *Caryophyllaceae* и *Scrophulariaceae* выпадают из десятки ведущих. Одновременно сем. *Ericaceae* (состоящее преимущественно из «болотных» кустарничков) поднимается с 10 на 3 место, возрастает также роль сем. *Orchidaceae* и *Salicaceae*, в десятку ведущих входят сем. *Equisetaceae* и *Betulaceae*. Схожие семейственно-видовые спектры получены при анализе флоры болот Финляндии (Eugola et al., 1984) и Карелии (Кузнецов, 1988). Доля 10 ведущих семейств во флоре болот составляет 64,9% (85 видов), что существенно выше, чем в локальной флоре (54,4%, 222 вида).

К ведущим родам в локальной флоре относятся *Carex* (34 вида), *Salix* (12 видов), *Ranunculus* (10 видов), *Viola* (9 видов), *Potamogeton* (8 видов), *Equisetum*, *Stellaria* (по 7 видов). Ведущими родам во флоре болот являются *Carex* (19 видов), *Salix* (5 видов), *Equisetum*, *Eriophorum* (по 4 вида), а также *Calamagrostis*, *Poa*, *Dactylorhiza*, *Betula*, *Cardamine*,

Stellaria, *Vaccinium*, *Drosera*, *Galium* (все – по 3 вида), то есть те рода, в которых много преимущественно болотных видов.

Сравнение широтных фракций локальной и болотной флор болот парка показало, что в обоих случаях абсолютно преобладают виды бореальной (зональной) фракции (табл. 3). Соотношение остальных фракций также сравнительно близкое, но во флоре болот, по сравнению со всей флорой, повышается роль «северных» (арктической, гипоарктоальпийской, гипоарктобореальной) фракций (на 6,7%) при одновременном снижении (на 2,9%) роли «южных» и, особенно, пюризональной (в составе которой много широко распространенных водных и прибрежных видов) фракций (на 7,9%).

Сравнение широтных фракций флоры болот Карелии (Кузнецов, 1988) и парка показало, что в парке существенно увеличена роль (на 8,6%) бореальных видов при снижении роли как «северных» (в сумме на 7,1%), так и «южных» (в сумме на 0,9%) и, особенно, пюризональной фракций. Снижение доли «северных» видов вполне закономерно, так как многие из них в Карелии встречаются на болотах только в северной (приполярной) части.

Сравнение долготных фракций всей флоры и флоры только болот парка показало, что в обоих случаях соотношение различных фракций очень близкое, но во флоре болот несколько снижается роль евразийских и европейских видов за счет повышения роли циркумполярных (которые преобладают в обоих случаях) и евро-западносибирских видов (табл. 3). По сравнению с флорой болот Карелии (Кузнецов, 1988), во флоре болот и Карелии, и парка доля циркумполярных видов очень близка (соответственно 46,3 и 45,0%); в парке несколько увеличена (в сумме на 3,8%) роль видов более «восточного» (евро-западносибирских, евросибирских) распространения и уменьшена (на 1,9%) роль европейских видов, что вполне закономерно в связи с более восточным положением парка по отношению к Карелии.

Преобладающими географическими элементами (типами ареала) во всей флоре парка (которая является типично бореальной, феноскандского типа, обогащенной восточными («сибирскими») видами) являются бореальные циркумполярные (101 вид, 24,8%) и бореальные евразийские (88 видов, 21,6%). Во флоре болот парка также преобладают эти элементы, но возрастает роль бореальных циркумполярных (41 вид, 31,3%) и преимущественно более восточного распространения (бореальных евросибирских, бореальных еврозападносибирских, в сумме повышение на 3,3%) элементов при снижении роли бореальных евразийских (21 вид, 16,0%) элементов. Во флоре

болот Карелии (Кузнецов, 1988) доля бореальных циркумполярных элементов (29,3%) очень близка таковой во флоре болот парка. В последней работе автором принята более широкая трактовка географических элементов (в группу бореальных евразийских видов включены также рассматриваемые нами отдельно бореальные евро-сибирские и бореальные еврозападносибирские элементы), поэтому доля бореальных евразийских видов заметно выше (25,4%).

Охраняемые виды. На территории парка выявлены 60 видов, внесенных в Красные книги разного ранга, в том числе в Красную книгу РСФСР (1988) – 7, в Красную книгу Архангельской области (1995) – 43, в Красную книгу Восточной Финляндии (Red Data Book., 1998) – 40. Из видов, внесенных в Красную книгу Восточной Финляндии, 18 имеют категорию охраны, остальные являются обычными в Карелии (как региона, составляющего с западной частью Архангельской обл. единое целое – восточную часть Финляндии, и, естественно, наиболее близкого по физико-географическим характеристикам территории парка), хотя и нуждаются в охране в других административных территориях, которые охватывает данная Красная книга.

На болотах встречается 13 видов (10% от общего числа встреченных на болотах видов), внесенных в ту или иную Красную книгу (табл. 4). В Карелии охраняемых видов заметно больше – 51, или 17% от 300 «болотных» видов (Кузнецов, Дьячкова, 2005).

Из болотных видов интересна и важна находка атлантического вида *Carex livida*. До настоящего времени вид был известен в Архангельской обл. только из одного пункта – дер. Солзы (Егорова, 1976; Красная., 1995). Обнаруженная нами ценопопуляция к востоку от Кожпоселка немногочисленна, но вид освоил антропогенное местообитание – колеи, оставленные на болоте гусеничной техникой. Эти колеи, вероятно, по режиму увлажнения и питанию сходны с мочажинами аапа болот, что и способствовало расселению вида. На болоте к югу от оз. Муромское вид встречается в массе.

Важна также находка на одном из ключевых участков *Poa pet-schorica* Roshev. из родства *Poa arctica* R. Br., ранее известного только из окрестностей с. Болванное у берегов Печорского залива (Цвелев, 1974).

Проведенные исследования показали, что флора болот природного парка «Кожозерский» достаточно богата и репрезентативна. Наиболее оригинальна флора ключевых и аапа участков.

Таблица 3

Географическая структура локальной флоры и флоры болот природного парка «Кожозерский»

Фракции долготная широтная	Количество видов, (%)													
	Евр ²		ЕЗС		ЕС		ЕА		Цирк		Амф		Всего	
	1 ¹	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
А ³	–	–	–	–	–	–	–	1 (0,8)	1 (0,2)		–	–	1 (0,25)	1 (0,8)
АА	–	–	–	–	–	–	–	–	1 (0,2)	–	–	–	1 (0,25)	–
ГАА	–	–	–	–	–	–	1 (0,2)	1 (0,8)	1 (0,2)	1 (0,8)	–	–	2 (0,5)	2 (1,6)
АБ	2 (0,5)	–	–	–	1 (0,2)	–	1 (0,2)	–	1 (0,2)	–	–	–	5 (1,2)	–
ГАБ	–	–	–	–	3 (0,7)	2 (1,5)	2 (0,5)	2 (1,5)	9 (2,2)	6 (4,6)	–	–	14 (3,4)	10 (7,6)
ГА	3 (0,7)	1 (0,8)	1 (0,25)	1 (0,8)	1 (0,2)	–	1 (0,2)	–	11 (2,7)	7 (5,3)	2 (0,5)	1 (0,8)	19 (4,7)	9 (7,7)
ЭФ	3 (0,7)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3 (0,7)	–
«Северная» в целом	8 (2,0)	1 (0,8)	1 (0,25)	1 (0,8)	5 (1,2)	2 (1,5)	5 (1,2)	3 (3,1)	24 (5,9)	16 (10,7)	2 (0,5)	1 (0,8)	45 (11,0)	23 (17,7)
Б	29 (7,1)	9 (6,9)	23 (5,6)	11 (8,3)	28 (6,9)	10 (7,6)	88 (22,0)	21 (16,0)	101 (24,8)	41 (31,3)	6 (1,5)	2 (1,5)	275 (67,4)	94 (71,5)
БН	4 (1,0)	1 (0,8)	3 (0,7)	2 (1,5)	11 (2,7)	2 (1,5)	6 (1,5)	2 (1,5)	5 (1,2)	1 (0,8)	1 (0,2)	1 (0,8)	30 (7,4)	9 (6,9)
Н	1 (0,2)	–	4 (1,0)	–	1 (0,2)	–	4 (1,0)	–	–	–	–	–	10 (2,5)	–
«Южная» в целом	5 (1,2)	1 (0,8)	7 (1,7)	2 (1,5)	12 (2,9)	2 (1,5)	10 (2,5)	2 (1,5)	5 (1,2)	1 (0,8)	1 (0,2)	1 (0,8)	40 (9,8)	9 (6,9)
П	1 (0,25)	–	2 (0,5)	–	2 (0,5)	1 (0,8)	19 (4,7)	1 (0,8)	24 (5,9)	3 (2,3)	–	–	48 (11,8)	5 (3,9)

всего	43 (10,5)	11 (8,5)	33 (8,1)	14 (10,6)	47 (12,0)	15 (11,7)	122 (30,0)	27 (21,4)	154 (37,2)	60 (45,0)	9 (2,2)	4 (3,1)	408 (100)	131 (100)

¹1 – вся флора, 2 – флора болот; ²долготные фракции: Евр – европейская, ЕЗС – еврозападносибирская, ЕС – евросибирская, ЕА – евроазиатская, Цирк – циркумполярная, Амф – амфиатлантическая; ³широтные фракции: А – арктическая, АА – арктоальпийская, АБ – арктобореальная, ГА – гипоарктическая, ГАА – гипоарктоальпийская, ГИБ – гипоарктобореальная, ЭФ –эндемы Фенноскандии, Б – бореальная, БН – бореальнонеморальная, Н – неморальная, П – плюризональная.

Таблица 4

Охраняемые виды сосудистых растений, встречающиеся на болотах
природного парка «Кожозерский»

Вид	Красная книга		
	РСФСР (1988) ¹	Архангельской обл. (1995) ²	Восточной Фен- носкандии (1998) ^{1, 3}
<i>Veratrum lobelianum</i>			3
<i>Corallorhiza trifida</i>		+	+
<i>Dactylorhiza incarnata</i>		+	+
<i>Dactylorhiza maculata</i>		+	
<i>Dactylorhiza traunsteineri</i> , s.l.	3	+	+
<i>Gymnadenia conopsea</i>		+	+
<i>Epipactis helleborine</i>		+	
<i>Listera ovata</i>		+	+
<i>Juncus stygius</i>		+	+
<i>Carex livida</i>	3	+	+
<i>Eriophorum latifolium</i>			+
<i>Angelica archangelica</i>			3
<i>Utricularia minor</i>		+	
Всего видов	2	10	10 (2 ⁴)

¹ – цифрой обозначена категория охраны; ² – плюсом отмечено наличие вида в Красной книге; категории охраны в данной Красной книге не выделены; ³ – цифрой обозначена категория охраны для Карелии как региона, наиболее близкого по физико-географическим характеристикам территории парка; плюсом обозначен вид, внесенный в Красную книгу Восточной Фенноскандии, но в связи с отсутствием необходимости в охране не имеющий категории охраны для Карелии; ⁴ – число видов, имеющих категорию охраны

Исследования проводились по инициативе и при финансовой поддержке Института экологических проблем Севера УрО РАН, г. Архангельск.

Литература

Антипин В. К., Бойчук М. А. Сфагновые сообщества с *Molinia caerulea* (Poaceae) на онежско-печорских аапа болотах // Ботан. журн. 2004. Т. 89. № 2. С. 244–251.

Антипин В. К., Бойчук М. А., Дьячкова Т. Ю., Кузнецов О. Л. Болота существующих и проектируемых особо охраняемых территорий западной

части Архангельской области //Поморье в Баренц регионе. Экономика, экология, культура: Материалы междунар. конф. Архангельск, 2000. С. 12–13.

Бубырева В. А. Флористическое районирование Северо–Запада и Севера европейской части России: подходы и методы //Автореф. дис... к. б. н. СПб., 1992. 17 с.

Геоботаническое районирование Нечерноземья европейской части РСФСР. Л., 1989. 64 с.

Егорова Т. В. Сем. *Cyperaceae* – Осоковые //Флора северо–востока европейской части СССР. Л., 1976. Т. 2. С. 6–85.

Красная книга Архангельской области (редкие и охраняемые виды растений и животных). Архангельск, 1995. 330 с.

Красная книга РСФСР. Растения. М., 1988. 592 с.

Кузнецов О. Л. Флора болот Карелии //Флористические исследования в Карелии. Петрозаводск, 1988. С. 7–35.

Кузнецов О. Л., Дьячкова Т. Ю. Редкие и охраняемые сосудистые растения болот Карелии //Тр. Карельского НЦ РАН. Петрозаводск, 2005. Вып. 8. С. 133–137.

Моисеев Н. А., Чертовской В. Г. Лесоэкономическое и лесорастительное районирование (на примере Архангельской области) //Вопросы таежного лесоводства на Европейском Севере. М., 1967. С. 7–22.

Постановление администрации Архангельской области № 179 от 24 сентября 2002 г. об образовании Кожозерского природного парка.

Растительность европейской части СССР. Л., 1980. 429 с.

Цвелёв Н. Н. Сем. *Gramineae* (*Poaceae*) – Злаки // Флора северо–востока европейской части СССР. Л., 1974. Т. 1. С. 95–220.

Шмидт В. М. Флора Архангельской области. СПб., 2005. 346 с.

Eurola S., Hicks S., Kaakinen E. Key to Finnish mire types // European mires. London, 1984. P. 12–117.

Mela A. J., Cajander A. K. Suomen kasvio. Helsinki, 1906. X + 68 + 764 s.

Red Data Book of East Fennoscandia. Helsinki, 1998. 351 p.

A. V. KRAVCHENKO. Flora of mires in Nature Reserve “Kozhoserskiy” (Archangelsk district)

The paper describes vascular flora of Kozhozerskiy nature Park (Arhangelsk Oblast) mires. Totally there are 131 species of vascular plants occurred on the park mires i.e. 26.7% of species found in the park. Taxonomy and geography structure of mire flora is observed. 13 spp are mentioned in the Red Data Books of various range e.g. *Dactylorhiza traunsteineri* and *Carex livida* are redlisted in Russia. Ecological area of the species is listed in the appendix.

Приложение

Список видов сосудистых растений, отмеченных на болотных участках в природном парке «Кожозерский»

Вид	Тип болотного участка				
	Верхо- вой	Пере- ход- ный	Аапа	Низин- ный	Ключе- вой
<i>Selaginella selaginoides</i>			1		
<i>Equisetum arvense</i>					1
<i>Equisetum fluviatile</i>		1	1	1	
<i>Equisetum palustre</i>		1	1	1	1
<i>Equisetum sylvaticum</i>				1	
<i>Picea x fennica</i>		1		1	
<i>Picea obovata</i>		1		1	
<i>Pinus sylvestris</i>	1	1		1	
<i>Juniperus communis</i>				1	
<i>Juniperus sibirica</i>			1	1	
<i>Paris quadrifolia</i>				1	
<i>Veratrum lobelianum</i>					1
<i>Corallorhiza trifida</i>				1	
<i>Dactylorhiza traunsteineri</i>			1	1	
<i>Dactylorhiza incarnata</i>		1	1	1	
<i>Dactylorhiza maculata</i>	1	1		1	
<i>Gymnadenia conopsea</i>				1	
<i>Epipactis helleborine</i>				1	
<i>Listera ovata</i>				1	
<i>Scheuchzeria palustris</i>	1	1	1	1	
<i>Lemna trisulca</i>	1				
<i>Juncus filiformis</i>				1	
<i>Juncus stygius</i>			1		
<i>Baeothryon alpinum</i>		1	1	1	
<i>Baeothryon cespitosum</i>	1	1			
<i>Carex acuta</i>				1	
<i>Carex appropinquata</i>				1	
<i>Carex aquatilis</i>				1	
<i>Carex cespitosa</i>				1	
<i>Carex chordorrhiza</i>		1	1	1	
<i>Carex cinerea</i>		1		1	
<i>Carex diandra</i>				1	
<i>Carex dioica</i>			1	1	
<i>Carex echinata</i>	1	1			
<i>Carex globularis</i>	1	1			
<i>Carex juncella</i>				1	
<i>Carex lasiocarpa</i>		1		1	
<i>Carex limosa</i>		1	1		
<i>Carex livida</i>			1		

<i>Carex nigra</i>				1	
<i>Carex omskiana</i>			1	1	
<i>Carex pauciflora</i>	1				
<i>Carex paupercula</i>	1	1			
<i>Carex rostrata</i>		1	1	1	
<i>Eriophorum angustifolium</i>	1	1		1	
<i>Eriophorum gracile</i>		1	1	1	
<i>Eriophorum latifolium</i>				1	
<i>Eriophorum vaginatum</i>	1	1			
<i>Rhynchospora alba</i>			1		
<i>Agrostis canina</i>				1	
<i>Agrostis capillaris</i>				1	
<i>Avenella flexuosa</i>				1	
<i>Calamagrostis canescens</i>				1	
<i>Calamagrostis neglecta</i>				1	
<i>Calamagrostis phragmitoides</i>				1	
<i>Deschampsia cespitosa</i>				1	
<i>Festuca rubra</i>				1	
<i>Milium effusum</i>				1	
<i>Molinia caerulea</i>			1	1	
<i>Phragmites australis</i>				1	
<i>Poa petschorica</i>					1
<i>Poa pratensis</i>				1	1
<i>Poa trivialis</i>					1
<i>Caltha palustris</i>				1	
<i>Caltha radicans</i>				1	
<i>Ranunculus glabriusculus</i>					1
<i>Trollius europaeus</i>				1	
<i>Betula x intermedia</i>	1				
<i>Betula nana</i>	1				
<i>Betula pubescens</i>		1		1	
<i>Alnus incana</i>				1	
<i>Stellaria crassifolia</i>				1	1
<i>Stellaria nemorum</i>					1
<i>Stellaria palustris</i>				1	
<i>Bistorta major</i>				1	1
<i>Rumex aquaticus</i>				1	
<i>Rumex fontano-paludosus</i>				1	1
<i>Viola epipsila</i>				1	
<i>Viola palustris</i>				1	
<i>Cardamine amara</i>					1
<i>Cardamine dentata</i>					1
<i>Cardamine pratensis</i>					1
<i>Salix aurita</i>		1		1	
<i>Salix lapponum</i>		1		1	
<i>Salix myrtilloides</i>	1	1		1	
<i>Salix rosmarinifolia</i>				1	
<i>Salix starkeana</i>				1	

<i>Andromeda polifolia</i>	1	1	1	1	
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	1	1	1		
<i>Ledum palustre</i>	1	1			
<i>Oxycoccus microcarpus</i>	1				
<i>Oxycoccus palustris</i>	1	1		1	
<i>Vaccinium myrtillus</i>		1		1	
<i>Vaccinium uliginosum</i>	1	1		1	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	1	1		1	
<i>Pyrola rotundifolia</i>				1	
<i>Empetrum hermaphroditum</i>	1				
<i>Empetrum nigrum</i>	1				
<i>Trientalis europaea</i>				1	
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>					1
<i>Parnassia palustris</i>				1	
<i>Drosera anglica</i>		1			
<i>Drosera x obovata</i>	1				
<i>Drosera rotundifolia</i>	1	1			
<i>Comarum palustre</i>		1		1	
<i>Filipendula ulmaria</i>				1	
<i>Geum rivale</i>				1	
<i>Rosa acicularis</i>				1	
<i>Rubus arcticus</i>				1	
<i>Rubus chamaemorus</i>	1				
<i>Lathyrus vernus</i>				1	
<i>Chamaenerion angustifolium</i>				1	
<i>Epilobium palustre</i>		1		1	
<i>Angelica archangelica</i>					1
<i>Angelica sylvestris</i>				1	
<i>Cicuta virosa</i>		1			
<i>Galium boreale</i>				1	
<i>Galium palustre</i>		1		1	
<i>Galium uliginosum</i>		1		1	
<i>Menyanthes trifoliata</i>		1	1	1	
<i>Melampyrum pratense</i>	1	1		1	
<i>Pedicularis palustris</i>		1		1	
<i>Utricularia intermedia</i>		1		1	
<i>Utricularia minor</i>			1		
<i>Cirsium heterophyllum</i>				1	
<i>Cirsium palustre</i>				1	
<i>Crepis paludosa</i>				1	
<i>Hieracium vulgatum</i>				1	
<i>Ligularia sibirica</i>				1	1
<i>Saussurea alpina</i>				1	
<i>Solidago Virgau–rea</i>				1	
Bcero (%)	27 (20,6)	43 (32,8)	22 (16,8)	95 (72,5)	17 (13,0)

ФЛОРА И РАСТИТЕЛЬНОСТЬ БОЛОТ КАРЕЛИИ

О. Л. КУЗНЕЦОВ

Институт биологии Карельского научного центра РАН,
kuznetsov@krc.karelia.ru

Карелия является одним из сильно заболоченных регионов мира. Болота и заболоченные земли занимают треть ее территории, что обусловлено комплексом геоморфологических и климатических факторов. Разнообразие природных условий в республике привело к формированию здесь болотных экосистем различных типов. Болота Карелии давно изучаются, по их природе имеется обширная литература. При этом следует отметить, что около 20 % болот Карелии были мелиорированы в 60–80-ые годы прошлого столетия для лесного хозяйства. В данной статье кратко обобщены результаты исследований по флоре и классификации растительности естественных болот республики.

Специфические экологические условия болот обуславливают своеобразие их растительного покрова, структуры сообществ и состава флоры. Сохранение биологического разнообразия любого региона на видовом и ценоотическом уровне базируется на изучении состава флоры и классификации растительных сообществ. При этом устанавливаются состояние и численность популяций, выделяются редкие и нуждающиеся в охране виды растений и типы сообществ.

Флора сосудистых растений болот. Флора болот рассматривается нами как **парциальная, то есть как флора определенной группы биотопов**. Флора сосудистых растений болот Карелии включает 300 видов, относящихся к 145 родам и 65 семействам, что составляет 18 % региональной флоры и 32 % от ее аборигенной фракции, которая насчитывает 926 видов (Кравченко, Кузнецов, 2001). Это свидетельствует о сильном биотопическом отборе видов в процессе формирования флоры болот. Во флоре болот Карелии представлен 61 % семейств региональной аборигенной флоры.

Видовое богатство болотных флор различных регионов бореальной зоны варьирует не очень сильно – от 200 до 380 видов, однако имеются значительные различия их видового состава, а также роли отдельных родов и семейств. Наиболее близки по объему и видовому составу болотные флоры Карелии (300 видов) и Финляндии (287 видов по: Eucola et al., 1984). В их составе общими являются 262 вида, коэффициент сходства Жаккара составляет 0,81. 25 видов, встречающихся на болотах Финляндии, отсутствуют на болотах Карелии. Это, во-первых, группа

видов, характерных для тундровых болот (*Salix lanata*, *S. herbacea*, *Carex bigelowii* и др.), во-вторых, виды с более южными и юго-западными ареалами (*Fraxinus excelsior*, *Carex paniculata*, *Primula farinosa* и др.). В свою очередь, 38 видов встречаются на болотах Карелии, но не указаны для болот Финляндии (*Bistorta major*, *Carex omskiana*, *Ligularia sibirica* и др.). Следует отметить, что использованная для этого сравнения работа С.Эуrolы с соавторами (Eurola et al., 1984) не посвящена специально анализу флоры болот страны, и некоторые редкие и случайные на болотах Финляндии виды ее авторами просто упущены из списка флоры, поэтому настоящее сходство болотных флор Карелии и Финляндии еще выше.

Флоры болот Карелии и Северо-Запада России (357 видов, по: Боч, Смагин, 1993) имеют уже значительно меньшее сходство на видовом уровне, общих видов в них 216, а коэффициент сходства Жаккара составляет всего 0,53. Значительные различия болотных флор этих двух соседних территорий объясняются как флористическими и фитогеографическими особенностями территорий, так и субъективными взглядами авторов, составлявших списки этих болотных флор. В обоих списках имеются виды, которые обитают на болотах смежной территории, но исследователями этого региона не включаются в состав болотной флоры.

Флора бореальных болот сформировалась путем миграции видов из различных местообитаний и их адаптации к жестким условиям. Она мало специфична, в составе флоры болот Карелии к видам «верным» болотам, то есть preferring таким местообитаниям, отнесено 128 видов (43 %), многие виды являются факультативными, т.е. часто встречаются и в других биотопах. Систематические спектры флоры болот и региональной значительно отличаются (табл. 1). На болотах выше роль семейств *Cyperaceae*, *Orhidaceae*, *Salicaceae*, *Ericaceae*, *Equisetaceae*, *Onagraceae* по сравнению с региональной флорой, и наоборот, меньше участие *Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Ranunculaceae*. Это свидетельствует о большей гидрофильности и меньшей теплообеспеченности болотных местообитаний

Таблица 1

Состав ведущих семейств в региональной (аборигенная фракция) и болотных флорах
Карелии и Финляндии (n–число видов)

Семейства	Болотные флоры						Региональная флора Карелии		
	Карелия (данные ав- тора)			Финляндия (по: Eurola et al., 1984)					
	п	%	место	п	%	место	п	%	место
<i>Cyperaceae</i>	61	20,3	1	68	23,7	1	96	10,	1
<i>Poaceae</i>	25	8,3	2	24	8,3	2	85	8,9	2
<i>Orchidaceae</i>	18	6,0	3	13	4,5	4	33	3,4	8
<i>Salicaceae</i>	17	5,6	4	15	5,3	3	24	2,8	—
<i>Asteraceae</i>	12	4,0	5	10	3,5	5–7	70	7,3	3
<i>Rosaceae</i>	11	3,7	6	10	3,5	5–7	50	5,3	4
<i>Ericaceae</i>	9	3,0	7	10	3,5	5–7	—	—	—
<i>Caryophyllaceae</i>	8	2,7	8–10	7	2,5	8–10	46	4,8	5
<i>Equisetaceae</i>	8	2,7	8–10	7	2,5	8–10	—	—	—
<i>Onagraceae</i>	8	2,7	8–10	7	2,5	8–10	—	—	—
<i>Ranunculaceae</i>	—	—	—	—	—	—	40	4,2	6
<i>Scrophulariaceae</i>	—	—	—	—	—	—	35	3,8	7
<i>Brassicaceae</i>	—	—	—	—	—	—	30	3,1	9–10
<i>Fabaceae</i>							30	3,1	9–10
Всего	177	59,0		171	59,8		505	52,7	

Примечание: прочерк означает, что семейство занимает в спектре место ниже 10

В составе болотной флоры республики выявлена большая группа видов (69), имеющих редкую и спорадическую встречаемость, что обусловлено различными факторами: нахождение у границ ареалов, редкость местообитаний, слабая конкурентоспособность в сообществах и другие (Кузнецов, Дьячкова, 2005). Все они нуждаются в различных формах охраны или биологического контроля в республике (табл. 2). Из этого списка 9 видов включены в Красную книгу РСФСР (1988), 38 – в Красную книгу Карелии (1995), а в Красной книге восточной Финляндии (Red Data Book..., 1998) уже 43 вида болотной флоры на территории Карелии имеют различные категории по критериям МСОП. Эти данные свидетельствуют о важной роли болот в поддержании разнообразия флоры региона и необходимости организации охраны типичных и уникальных болот. Существующая сеть охраняемых болот в республике не обеспечивает сохранения всего их видового и ценотического разнообразия (Антипин, Кузнецов, 1998).

Бриофлора болот. Важнейшими компонентами болотных сообществ являются мхи. В составе бриофлоры болот Карелии выявлены 133 вида листостебельных мхов, они относятся к 46 родам и 19 семействам (Кузнецов, Максимов, 2005), что составляет 30 % от региональной бриофлоры Карелии (442 вида, по: Максимов и др., 2003). На болотах представлены виды из 42 % семейств мхов, встречающихся в республике. Очень близки по составу бриофлоры болот Карелии и Финляндии, последняя включает 129 видов (Eurola et al., 1984). Общими в них являются 111 видов, а коэффициент их видового сходства (K_j) составляет 0,88. На болотах северо-запада России выявлено 127 видов листостебельных мхов из 23 семейств (Боч, Смагин, 1993), но видовой состав бриофлор Карелии и СЗ России значительно *отличается. Общими в них являются 93 вида, коэффициент видового сходства этих бриофлор составляет всего 0,58.*

Спектры ведущих семейств по числу видов и их роль в составе региональной бриофлоры и бриофлоры болот республики значительно различаются (табл. 3). Общими в списках 10 ведущих семейств являются только 7. В бриофлоре болот первое место, со значительным отрывом от других семейств, занимает *Sphagnaceae*, которое в региональной флоре находится на третьем месте, а *Dicranaceae* наоборот на болотах отступает на 3 место, а в региональной бриофлоре оно является самым многочисленным. На болотах значительно выше роль ряда семейств мхов,

Таблица 2

Охраняемые и нуждающиеся в охране сосудистые растения болот
Карелии

Группа	Виды
I. Редкие виды	<i>Carex bergrothii</i> (3,-)*; <i>C. heleonastes</i> **; <i>C. laxa</i> (2,3); <i>C. jemtlandica</i> (3,-); <i>C. tenuiflora</i> ; <i>Stellaria fennica</i>
II. Виды редких местообитаний	<i>Angelica archangelica</i> (3,-); <i>Carex appropinquata</i> ; <i>C. capitata</i> ; <i>Eleocharis quinqueflora</i> ; <i>Equisetum variegatum</i> ; <i>Eriophorum brachyantherum</i> (4,-); <i>Poa remota</i> ; <i>Saxifraga hirculus</i> ; <i>Schoenus ferrugineus</i> (3,-)
III. Виды, находящиеся у границ ареалов	<i>Betula humilis</i> (4,-); <i>Carex acutiformis</i> (3,-); <i>C. disticha</i> (4,-); <i>C. pseudocyperus</i> (3,-); <i>C. riparia</i> (3,-); <i>C. vulpina</i> (1,-); <i>Dactylorhiza longifolia</i> (4,2); <i>Dryopteris cristata</i> ; <i>Geranium palustre</i> ; <i>Glyceria lithuanica</i> ; <i>Iris pseudacorus</i> ; <i>Liparis loeselii</i> (1,3); <i>Lycopodium europaeus</i> ; <i>Ophrys insectifera</i> (0,2); <i>Rumex hydrolapathum</i> ; <i>Stellaria uliginosa</i> ; <i>Viola persicifolia</i> (3,-)
III.1. Северная граница	
III.2. Южная граница	<i>Carex adelostoma</i> (3,-); <i>C. livida</i> (3,4); <i>C. media</i> (3,-); <i>C. norvegica</i> (1,-); <i>Dactylorhiza lapponica</i> ; <i>Epilobium alsinifolium</i> (3,-); <i>E. davuricum</i> (3,-); <i>E. hornemannii</i> (3,-); <i>E. lactiflorum</i> ; <i>E. laestadii</i> ; <i>Juncus triglumis</i> (3,-); <i>Pinguicula alpina</i> (3,-); <i>P. villosa</i> ; <i>Ranunculus lapponicus</i> ; <i>Sanguisorba polygama</i> ; <i>Saxifraga aizoides</i> (3,-); <i>Stellaria calycantha</i> (3,-)
III.3. Восточная граница	<i>Lycopodiella inundata</i> ; <i>Myrica gale</i> (1,2); <i>Rhynchospora fusca</i> (3,3); <i>Salix repens</i> (2,-); <i>Utricularia stygia</i>
III.4. Западная граница	<i>Carex atherodes</i> ; <i>Ligularia sibirica</i> ; <i>Rubus humulifolius</i> (3,-); <i>Trisetum sibiricum</i> (3,-)
IV. Медленно возобновляющиеся виды	<i>Coeloglossum viride</i> , <i>Cypripedium calceolus</i> (4,3); <i>Dactylorhiza cruenta</i> (3,-); <i>D. incarnata</i> ; <i>D. traunsteineri</i> (4,2); <i>Hammarbya paludosa</i>

* в скобках указан статус охраны (категория МСОП) в Красных книгах Карелии (1995) и РСФСР (1988), прочерк означает отсутствие у вида охраняемого статуса в России;

** виды, не имеющие статуса охраны и рекомендуемые для включения в новое издание Красной книги Карелии с присвоением различных категорий охраны.

включающих гидрофильные виды (*Mniaceae*, *Splachnaceae*, *Helodiaceae*, *Meesiaceae*). Спектры ведущих семейств в бриофлорах болот Карелии и северо-запада России (Боч, Смагин, 1993) почти идентичны (табл. 3).

В составе бриофлоры болот преобладают виды, «верные» болотным биотопам (с баллами верности III–V (по Браун-Бланке), они составляют 74 %. Значительна доля индифферентных видов – 23 %, а случайных всего 3. Это свидетельствует о большей специфике бриофлоры болот, по сравнению с флорой сосудистых растений (42 % «верных» видов). Ряд видов мхов, обитающих на болотах, являются редкими

Таблица 3

Состав ведущих семейств в региональной бриофлоре Карелии и бриофлорах болот (n – число видов)

Семейства	Бриофлора Карелии			Бриофлора болот Каре- лии			Бриофлора болот С-3 России (по: Боч, Сма- гин, 1993)		
	n	%	Место	N	%	место	N	%	место
<i>Dicranaceae</i>	46	10	1	11	8	3	8	6	4
<i>Amblystegiaceae</i>	45	10	2	24	18	2	24	19	2
<i>Sphagnaceae</i>	39	9,0	3	37	28	1	35	27	1
<i>Bryaceae</i>	34	8,0	4	6	4	6–7	6	5	5–6
<i>Grimmiaceae</i>	29	6,5	5	–	–	–	–	–	–
<i>Brachytheciaceae</i>	28	6,5	6	7	5	5	6	5	5–6
<i>Hypnaceae</i>	27	6,5	7	(3)		–	4	3	7–9
<i>Mniaceae</i>	20	4,5	8	9	7	4	13	10	3
<i>Pottiaceae</i>	19	4,0	9	–	–		–	–	–
<i>Polytrichaceae</i>	17	4,0	10–11	4	3	10–12	4	3	7–9
<i>Orthotrichaceae</i>	17	4,0	10–11	–	–	–		–	–
<i>Splachnaceae</i>	(10)			6	4	6–7	(3)		
<i>Meesiaceae</i>	(5)			4	3	10–12	(3)		
<i>Bartramiaceae</i>	(8)			5	4	8–9	(3)		
<i>Hylocomiaceae</i>	(7)			5	4	8–9	(3)		
<i>Helodiaceae</i>	(6)			4	3	10–12	(1)		

Примечание: в скобках приводится количество видов в семействах, не входящих в число 10 ведущих,
(–) – виды семейства отсутствуют в бриофлоре болот.

для региона, из них 8 видов (*Sphagnum affine*, *S. denticulatum*, *S. molle*, *S. palustre*, *S. subnitens*, *Splachnum vasculosum*, *Tayloria lingulata*, *Cinclidium subrotundrum*) признаны нуждающимися в охране и внесены в Красную книгу Карелии (1995). Для всех этих видов болота являются основными местообитаниями, поэтому их охрану можно обеспечить только путем сохранения болот с их популяциями. Список видов мхов, как и сосудистых растений, нуждающихся в охране в республике необходимо пересматривать и уточнять, а также готовить новую редакцию Красной книги Карелии с учетом современных данных.

Растительность болот. Растительный покров болотных экосистем имеет сложную структуру, поэтому выделяется несколько (от 3 до 7) уровней его изучения – от болотных систем до растительных сообществ. Последние являются наиболее важными для характеристики разнообразия болотных экосистем любого крупного региона. На каждом из этих уровней используются свои методы изучения и принципы классификации, при этом основными критериями для их выделения являются состав и структура растительного покрова. В данной статье кратко рассматривается только классификация растительных сообществ болот Карелии.

Проблемы классификации растительности решаются и дискутируются фитоценологами уже более ста лет. Разработан ряд методов и принципов классификации сообществ, основными из них являются доминантный, флористический и тополого-экологический. Каждый метод классификации имеет свой набор синтаксономических единиц и принципы их выделения. Основными единицами в большинстве классификаций являются ассоциации, при этом их объем значительно варьирует у разных исследователей. Классификации растительных сообществ болот России и скандинавских стран посвящено большое число работ, причем классификации разработаны с использованием разных методов, отсюда часто их трудно сравнивать. Во многих публикациях отсутствуют таблицы полного видового состава описываемых синтаксонов, что также затрудняет их сопоставление, особенно для разных регионов.

В лаборатории болотных экосистем в середине 80-ых годов началось создание фитоценотеки на карточках с целью разработки классификации растительности болот (около 5000 описаний). В результате многолетних поисков для создания классификации растительности болот Карелии с использованием различных методов мы остановились на тополого-экологическом подходе, который широко используется в скандинавских странах, а также в Канаде (Jeglum, 1991, Pålsson, 1994). В основе

таких классификаций лежит использование экологических свойств местообитаний в сочетании с фитоценоотическими признаками самих сообществ. При выделении низших единиц классификаций широко применяются доминирующие виды, а также диагностические группы видов. Наиболее подробно и логически разработана тополого-экологическая классификация растительности стран северной Европы (Påhlsson, 1994). Растительность болот в ней разделена на 63 типа (*mire types*), которые отнесены к 5 главным комплексам (*main complexes*). Каждый синтаксон имеет цифровой код.

Классификация растительности северной Европы послужила нам прототипом для разработки тополого-экологической классификации растительности болот Карелии (Кузнецов, 2003, 2005). При этом, нами выделены 12 эколого-ценоотических групп видов (ЭЦГ), включающих всю флору болот региона (кроме древесных пород), которые использовались при выделении синтаксонов на разных уровнях классификации (Кузнецов, 2002, 2005).

Разработанная классификация является трехступенчатой, при выделении синтаксонов на разных ступенях используется сочетание **эколого-фитоценоотических и топологических критериев** (уровень и режим грунтовых вод, приуроченность к элементам микрорельефа). Использование различных критериев и признаков присуще всем методам классификации растительности. Для удобства использования каждому синтаксону присвоен код, у класса это одна цифра, у группы – две и т.д.

Высшие единицы в данной классификации названы **классами**, которые выделены по типам водно-минерального питания, их всего четыре: **омбротрофный, олиготрофный, мезотрофный и евтрофный** (табл. 4). Такие же типы минерального питания выделяются на болотах скандинавскими экологами (Eurola et al., 1984; Påhlsson, 1994), объем их несколько отличается от типов болот в классических русских работах (Тюремнов, 1949; Лопатин, 1972; Пьявченко, 1972). Омбротрофный класс соответствует олиготрофному в русском болотоведении, он включает сообщества с атмосферным питанием. Евтрофный и мезотрофный классы имеют более узкие амплитуды по сравнению с одноименными в русских классификациях, а олиготрофный класс соответствует мезоолиготрофному подтипу, выделяемому рядом российских исследователей (Лопатин, 1972; Пьявченко, 1972). При сортировке описаний и отнесении выделенных синтаксонов к определенному классу, в первую очередь учитывался набор ЭЦГ видов, входящих в их состав.

В пределах классов **выделены четыре группы ассоциаций** по приуроченности сообществ к основным элементам микрорельефа, четко различающимся по условиям увлажнения.

Таблица 4

Тополого–экологическая классификация растительности
болот Карелии

КЛАСС	Группа ассоциаций	Кол–во ассоциаций
ОМБРОТРОФНЫЙ	Древесно–сфаговая	2
	Кочковая	3
	Ковровая	1
	Мочажинная	5
ОЛИГОТРОФНЫЙ	Древесно–сфаговая	2
	Кочковая	1
	Ковровая	2
	Мочажинная	3
МЕЗОТРОФНЫЙ	Древесно–травяная	4
	Ковровая	1
	Мочажинная	8
	Топяная аллювиальная	8
ЕВТРОФНЫЙ	Древесно–моховая	3
	Кочковая	3
	Ковровая	3
	Топяная	3
	Гипновая ключевая	3
ВСЕГО		55

Первая группа включает **облесенные сообщества**, для которых характерен наиболее переменный водный режим в течение вегетационного периода, что обеспечивает возможность существования древесного яруса из мезофильных пород деревьев, не имеющих специальных морфологических приспособлений для жизни на болотах. Флора этих сообществ содержит широкий набор как болотных, так и лесных видов. Со-

общества, относимые в группы облесенных ассоциаций, имеют древесный ярус с сомкнутостью не менее 0,2.

Вторая группа объединяет сообщества, приуроченные к **высоким сфагновым кочкам (грядам)**, уровень грунтовых вод под которыми в летнее время опускается на 25–40 см. Все они имеют довольно высокое обилие болотных кустарничков.

Третья группа включает разнообразные травяно-сфагновые ассоциации **ровных мест (ковров)**, уровень воды под которыми в вегетационный период опускается на 10–20 см. Травяные и травяно-моховые сообщества **мочажин и топей включены в четвертую группу**. В них и в летнее время вода опускается всего на несколько сантиметров ниже поверхности мохового покрова (или торфа при отсутствии мохового яруса) или стоит даже выше его.

В омбротрофном, олиготрофном и евтрофном классах имеются все группы – от облесенных до мочажинных, в мезотрофном отсутствует кочковая группа. Сообщества ключевых болот в Карелии еще слабо исследованы, поэтому они пока объединены в специальную ключевую группу в евтрофном классе, а не выделяются в отдельный класс, как это сделано в классификациях северной Европы (Påhlsson, 1994) и Финляндии (Eurola et al., 1984). По мере накопления материалов их таксономический статус будет уточняться.

Основной единицей в данной классификации является **ассоциация**. Ассоциации выделялись с использованием целого ряда эколого-фитоценологических критериев, используемых как в доминантном, так и эколого-флористическом методах классификации: представленность и роль различных ЭЦГ, экологическая близость доминантов и содоминантов основных ярусов сообществ. Часто отсутствие видов из некоторых ЭЦГ в сообществе является более надежным диагностическим признаком, чем доминирование какого-то вида, обусловленное иногда случайными факторами. Для каждой ассоциации выделены **диагностические виды**, имеющие в ней (или в одной из входящих в нее субассоциаций) среднее или высокое постоянство и наиболее точно отображающие их облик, структуру и экологические свойства. Во многих ассоциациях, а особенно во входящих в их состав субассоциациях и вариантах, эти диагностические виды являются доминантами соответствующих ярусов. В первую очередь, это присуще для маловидовых сообществ, развивающихся в наиболее жестких условиях среды (например, *Eriophorum vaginatum*, *Scheuchzeria palustris*, *Sphagnum majus* в омбротрофных мочажинах), а также для сообществ, сформировавшихся в условиях фитоценологического оптимума данного вида, являющегося здесь сильным эдифи-

катором (например, осочники из *Carex lasiocarpa*, *C. cespitosa*, *C. diandra*). В некоторых мезотрофных и евтрофных сообществах, особенно облесенных, часто нет сильных доминантов травяно-кустарничкового яруса и только по довольно широкой группе диагностических видов, каждый из которых имеет невысокое обилие, можно дать характеристику их синтаксонов. Диагностические виды в большинстве ассоциаций относятся к нескольким ЭЦГ, при этом некоторые виды выступают в качестве диагностических в нескольких ассоциациях в сочетании с разными видами, иногда относящимися даже к разным классам (например, *Carex lasiocarpa*, *Menyanthes trifoliata*).

Ассоциации называются по 1–2 диагностическим видам каждого яруса, их названия включают от двух до четырех латинских названий таксонов растений, перечисляемых через дефис. В пределах некоторых ассоциаций по доминантам отдельных ярусов выделены субассоциации и варианты. В кустарничково-моховых и травяно-кустарничково-моховых ассоциациях со сходным составом кустарничково-травяного яруса субассоциации выделены по доминирующим видам мхов, имеющих близкие экологические амплитуды и замещающих друг друга без какой-либо перестройки структуры сообществ. В ряде травяных и травяно-моховых ассоциаций выделены безмоховые (травяные) и травяно-моховые субассоциации при сохранении общего облика и состава травяного яруса. Варианты выделены по доминирующим видам кустарничкового или травяного яруса при сохранении сходного состава мохового яруса и общей структуры сообществ. При наличии в ассоциации нескольких субассоциаций она названа по наиболее типичной и распространенной субассоциации. Для каждой ассоциации и выделенных в ней синтаксонов рассчитано постоянство видов, определено видовое богатство, состав ценофлоры (количество видов сосудистых растений, мхов и лишайников) и средняя видовая насыщенность (Кузнецов, 2003, 2005). Пример сводной таблицы одной из выделенных ассоциаций и сравнение с подобными ей синтаксонами в смежных регионах приводится в таблице 5.

Сравнение различных классификаций. Выделенные и охарактеризованные таким образом ассоциации болотной растительности Карелии хорошо сопоставимы с синтаксонами, выделенными сторонниками доминантного и эколого-флористического методов как в Карелии, так и в прилегающих регионах. Многие наши ассоциации соответствуют группам ассоциаций, а иногда и формациям, а субассоциации – ассоциациям доминантных классификаций (Osvald, 1923; Богдановская-Гиенэф, 1928; Юрковская, 1959, 1987). В свою очередь, многие выделенные ассоциа

Таблица 5.

Ассоциация *Rhynchospora alba* – *Menyanthes trifoliata* – *Sphagnum papillosum* (I) и ее субассоциации:
A – *Rh. alba* – *M. trifoliata* – *S. papillosum*, **B** – *Rh. alba* – *M. trifoliata* – *S. pulchrum*, **C** – *Rh. alba* – *M. trifoliata* в Карелии и асс. *Menyantho–Rhynchosporetum albae* Smagin 1999 на европейском севере России
 (II, по: Смагин, 1999)

		I	A	B	C	II
ЭЦГ	Кол–во описаний	25	9	7	9	12
	Видовое богатство	42	38	17	32	
	Видовая насыщенность	12	14	10	9	
	Кол–во видов с III–V кл. пост–ва	9	14	11	7	7
2	<i>Drosera rotundifolia</i>	II	II	V ₁	–	–
3	<i>Betula nana</i>	II	III	–	–	II
	<i>Andromeda polifolia</i>	IV ₁	V ₁	V ₁	II	V
	<i>Oxycoccus palustris</i>	III	IV ₁	IV ₁	I	IV
	<i>Eriophorum vaginatum</i>	II	II	III ₁	I	+
	<i>Carex pauciflora</i>	II	III	r	–	–
4	<i>Carex limosa</i>	IV ₁	IV ₁	V ₁	IV ₁	V ₁
	Д ₁ <i>Scheuchzeria palustris</i>	IV ₁	IV ₁	V ₂	IV ₁	V ₁
	Д ₁ <i>Rhynchospora alba</i>	V ₂₋₃	V ₂₋₃	V ₂	V ₂₋₃	V ₂
	<i>Drosera anglica</i>	IV ₁	IV ₁	III ₁	IV ₁	II
5	<i>Carex lasiocarpa</i>	III ₁	III ₁	r	III ₁	–
	<i>C. rostrata</i>	II	III ₁	II	I	–
	Д ₁ <i>Sphagnum papillosum</i>	III ₁₋₄	V ₄	V ₁₋₂	–	II
	Д ₁ <i>S. pulchrum</i>	II	–	V ₅	–	–
	<i>Molinia caerulea</i>	I	III ₁	–	–	–
	Д ₁ <i>Menyanthes trifoliata</i>	V ₁	IV ₁	V ₁	V ₁	V ₂
	<i>Eriophorum polystachion</i>	II	II	–	I	I
	<i>Equisetum fluviatile</i>	II	II		II	II
	<i>Utricularia intermedia</i>	I	r	r	II	III ₁
10	<i>Phragmites australis</i>	I	–	–	III	–

ции близки по объему или полностью соответствуют ассоциациям, выделенным эколого-флористическим методом (Dierssen, 1982; Боч, Смагин, 1993; Смагин, 1999).

Проведено сравнение тополого-экологической классификации растительности болот Карелии с подобной, разработанной для северной Европы (Påhlsson., 1994). Почти для каждой выделенной нами ассоциации подобраны близкие по составу и экологии синтаксоны разного уровня на скандинавских болотах (Кузнецов, 2005). Однако, эти классификации имеют и значительные различия между собой как по объему некоторых классов, так и целого ряда низших единиц – типов в классификации Северной Европы и ассоциаций в нашей. Травяные и травяно-моховые олиготрофные и мезотрофные сообщества болот Карелии разделены более дробно, поэтому выделен целый ряд новых ассоциаций. В Карелии отсутствуют специфические сообщества болот, характерные для неморальных, горных и тундровых районов Скандинавии, а также для приморских болот Норвегии. С другой стороны, ряд ассоциаций, приуроченных к районам с континентальным климатом, находятся в Карелии и восточной Финляндии на западных границах ареалов и не встречаются в Швеции и Норвегии. Таковыми являются омбротрофные кустарничково-сфагновые сообщества с *Chamaedaphne calyculata*, мезотрофные и евтрофные сообщества с *Carex omskiana*, *Bistorta major*, *Betula humilis*, *Ligularia sibirica*. На восточных границах ареалов находятся в Карелии ассоциации с доминированием *Carex livida*, *Rhynchospora fusca*, *Schoenus ferrugineus*, сообщества с доминированием в моховом ярусе *Sphagnum subfulvum*, *S. subnitens*, *S. pulchrum*.

Классификация является открытой, в нее могут включаться новые синтаксоны, пересматриваться их ранг. Расширение региона исследований позволит в дальнейшем уточнить ареалы ассоциаций и субассоциаций, выделить их географические варианты (расы). Она удобна для решения научных и практических задач, так как многие ассоциации могут легко идентифицироваться уже в полевых условиях. Дальнейшие исследования растительного покрова болот Карелии и прилегающих районов Фенноскандии позволят расширить наши знания о их разнообразии и принять необходимые меры охраны.

Литература

Антипин В.К., Кузнецов О.Л. Охрана разнообразия болот Карелии //Биоразнообразие, динамика и охрана болотных экосистем восточной Фенноскандии. Петрозаводск, 1998. С. 10–30.

- Богдановская-Гиенэф И.Д.* Растительный покров верховых болот русской Прибалтики //Тр. Петергофского естеств.-научи. Ин-та. 1928. N 5. С. 265–372.
- Боч М.С., Смагин В.А.* Флора и растительность болот северо-запада России и принципы их охраны. С.–Петербург, 1993. 225 с.
- Кравченко А.В., Кузнецов О.Л.* Особенности биогеографических провинций Карелии на основе анализа флоры сосудистых растений //Биогеография Карелии. Вып.2. Петрозаводск, 2001. С. 59–64.
- Кузнецов О.Л.* Использование эколого-ценотических групп видов для классификации болотной растительности //Вестник Томского ун-та. Прил.2. Сентябрь 2002. С. 111–115.
- Кузнецов О.Л.* Растительность болот //Разнообразие биоты Карелии условия формирования, сообщества, виды. Петрозаводск, 2003. С. 61–68.
- Кузнецов О.Л.* Тополого–экологическая классификация растительности болот Карелии (омбротрофные и олиготрофные сообщества) //Труды Карельского НЦ РАН. Вып.8. Петрозаводск, 2005. С. 15–46.
- Кузнецов О.Л., Дьячкова Т.Ю.* Редкие и охраняемые сосудистые растения болот Карелии //Труды Карельского НЦ РАН. Вып. 8. Петрозаводск, 2005. С. 133–137.
- Кузнецов О.Л., Максимов А.И.* Парциальные бриофлоры болот Карелии //Труды Карельского НЦ РАН. Вып. 8. Петрозаводск, 2005. С. 138–145.
- Красная книга Карелии.* Петрозаводск, 1995. 286 с.
- Красная книга РСФСР. Растения.* М., 1988. 591 с.
- Лопатин В.Д.* Принципы установления границ переходных болот по растительному покрову и задачи дальнейших исследований по диагностике типов болот по растительности //Основные принципы изучения болотных биогеоценозов. Л., 1972. С. 22–28.
- Максимов А.И., Максимова Т.А., Бойчук М.А.* Листостебельные мхи // Разнообразие биоты Карелии условия формирования, сообщества, виды. Петрозаводск, 2003. С. 105–119.
- Пьявченко Н.И.* О типах болот и торфа в болотоведении // Основные принципы изучения болотных биогеоценозов. Л., 1972. С. 54–60.
- Смагин В.А.* Растительность мезотрофных топей, мочажин аапа болот, ерсеев бугристых болот севера европейской России //Ботан. журн., 1999. Т. 84, N 7. С. 80–96.
- Тюремнов С.Н.* Торфяные месторождения и их разведка. М.:Л., 1949. 464 с.
- Юрковская Т.К.* Краткий очерк растительности болот средней Карелии //Торфяные болота Карелии. Петрозаводск, 1959. С. 108–124.
- Юрковская Т.К.* Анализ некоторых сфагновых сообществ аапа болот Карелии //Ботан. журн. 1987. Т. 72, N 6. С. 782–793.

- Dierssen K.*. Die wichtigsten Pflanzengesellschaften der Moore NW-Europas. Geneve, 1982. 382 S.
- Eurola S., Hicks S., Kaakinen E.* Key to Finnish mire types // European mires. London. 1984. P. 11–117.
- Jeglum J.K.* Definition of trophic classes in wooded peatlands by means of vegetation types and plant indicators // Ann. Bot. Fennici, 1991. V. 28. P. 175–192.
- Osvald H.* Die Vegetation des Hochmoores Komosse // Ak. Abhandl. Sv. Vaxtsoc. Sällsk. Handl. Uppsala, 1923. Bd. I. 436 S.
- Påhlsson L.* (ed.). Vegetationstyper i Norden. Kopenhamn. 1994. 627 s.
- ed Data Book of East Fennoscandia*. Helsinki, 1998. 351 p.

O. L. KUZNETSOV. Flora and vegetation of mires in Karelia

Mire ecosystems occupy circa 30% Karelian Republic mires. The diversity of mire plant cover is high. The mire flora includes 300 species of vascular plants and 133 species of mosses.

The mire flora of Karelia, Finland and North-West Russia is compared. Many species of mire plants are rare and protected. The topological and ecological classification of mire vegetation is developed. Totally there are 55 associations and 4 classes of mire vegetation in Karelia. The main classification techniques are compared.

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ БОЛОТНЫХ ЛЕСОВ СРЕДНЕТАЕЖНОЙ ПОДЗОНЫ КАРЕЛИИ

С. А. КУТЕНКОВ

Институт биологии Карельского научного центра РАН,
effort@krc.karelia.ru

Болотные леса занимают в Карелии 1,8 млн. га (Пятецкий, Медведева, 1967), или около 15% от площади лесфонда и 34% от площади болотных и заболоченных земель (Пьявченко и др., 1980). Они встречаются как самостоятельными массивами по ложбинам стока, так и образуют окрайки болот, нередко превышающие по площади их открытые части. Сочетая признаки лесных и болотных экосистем, болотные леса демонстрируют высокое биологическое разнообразие на видовом и ценотическом уровнях (Кутенков, 2005).

Приводимые в данной работе ассоциации получены при анализе 231 геоботанического описания с использованием эколого-фитоцено-

тического подхода (Нешатаев, 2001) и перекрестного метода выделения единиц классификации (Дыренков, Лешок, 1988). Выделенные 16 ассоциаций объединены в 9 серий (табл. 1). Многие из полученных ассоциаций или близкие к ним синтаксоны указывались ранее многими авторами, как для Карелии, так и для других регионов России и Финляндии. Кроме того, анализ не охватил все разнообразие сообществ и при накоплении материала возможно добавление новых ассоциаций. При анализе растительности использованы эколого-ценотические группы видов растений (Кузнецов, 2005).

Папоротниковая серия включает одну ассоциацию – **черноольшаник папоротниковый**. Древостой хорошо развит, со средней полнотой 0,7. Усредненный состав древостоя 9Олч1Б+Е, высота 18–22 м, сомкнутость 0,5–0,9. Покрытие полога кустарникового яруса варьирует от 10 до 60%, основную роль играет черемуха, создающая густые заросли высотой до 10 м, обычны подрост ольхи черной, рябина, шиповник, малина, крушина, калина.

Эдификаторами травяного яруса выступают папоротники, занимающие, в среднем 40% площади сообществ. В основном это *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris expansa*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Phegopteris connectilis*, реже *Dryopteris carthusiana* и *Matteuccia struthiopteris*. Помимо папоротников с высоким постоянством (IV–V) встречается гигрофильное разнотравье – *Filipendula ulmaria*, *Calla palustris*, *Caltha palustris*, *Naumburgia thyrsoflora*, *Ranunculus repens*, *Viola epipsila* и некоторые другие виды. Лесные виды, обычные для высоких кочек других болотных лесов и виды-индикаторы олиготрофных условий не играют здесь заметной роли, вытесняясь крупными папоротниками и разнотравьем. Моховой покров слаборазвит (до 10% покрытия), состоит из влаголюбивых евтрофных видов: *Calliergon cordifolium*, *Climacium dendroides*, *Pseudobryum cinclidioides*, *Plagiomnium ellipticum*.

Глубина торфа небольшая, от 30 до 130 см. Сообщества черноольшаников папоротниковых поддерживаются за счет проточности и переменного увлажнения, располагаясь небольшими участками по ручьям или в их непосредственной близости. Данная ассоциация является редкой в Карелии, встречаясь небольшими участками в сельговых ландшафтах.

Осоково-вахтовая серия включает в себя ассоциации березняков вахтовых и черноольшаников осоковых, сообщества которых развиваются в крайних, для болотных лесов, условиях увлажнения. При дальнейшем усилении увлажнения древостой выпадает, и развиваются открытые мезоевтрофные вахтовые топи.

Таблица 1

Серии ассоциаций болотных лесов / Series (groups) of associations of forested mires.

Серия ассоциаций Series of associations	Древесная формация / Formation			
	Черноольшаник <i>Alnus glutinosa</i>	Березняк <i>Betula pubescens</i>	Ельник <i>Picea x fennica</i>	Сосняк <i>Pinus sylvestris</i>
Папоротниковая <i>Athyrium filix-femina</i> <i>Dryopteris expansa</i>	1 Черноольш. папоротниковый			
Осоково-вахтовая <i>Carex spp.</i> , <i>Menyanthes trifoliata</i>	2 Черноольш. осоковый	3 Березняк вахтовый		
Таволговая <i>Filipendula ulmaria</i>	4 Черноольш. белокрыльничково-таволговый	5 Березняк таволговый	6 Ельник таволговый	
Вейниковая <i>Calamagrostis spp.</i>		7 Березняк вейниковый	8 Ельник вейниковый	
Молиниевосфаговая <i>Molinia caerulea</i> <i>Sphagnum spp.</i>		9 Березняк молиниевосфаговый		10 Сосняк молиниевосфаговый
Вахтово-сфаговая <i>Menyanthes trifoliata</i> <i>Sphagnum spp.</i>				11 Сосняк вахтово-сфаговый
Хвощово-сфаговая <i>Equisetum sylvaticum</i> <i>Sphagnum spp.</i>			12 Ельник хвощовосфаговый	13 Сосняк хвощовосфаговый
Чернично-сфаговая <i>Vaccinium myrtillus</i> <i>Sphagnum spp.</i>			14 Ельник чернично-сфаговый	15 Сосняк чернично-сфаговый
Багульниковосфаговая <i>Ledum palustre</i> <i>Sph. angustifolium</i>				16 Сосняк багульниковосфаговый

Associations: 1- *Alnus glutinosa* – *Athyrium filix-femina*, 2- *A. glutinosa* – *Carex spp.*, 3- *Betula pubescens* – *Menyanthes trifoliata*, 4- *Alnus glutinosa* – *Filipendula ulmaria* – *Calla palustris*, 5- *Betula pubescens* – *Filipendula ulmaria*, 6- *Picea x fennica* – *F. ulmaria*, 7- *Betula pubescens* – *Calamagrostis canescens*, 8- *Picea x fennica* – *C. canescens*, 9- *Betula pubescens* – *Molinia caerulea* – *Sphagnum spp.*, 10- *Pinus sylvestris* – *M. caerulea* – *Sphagnum angustifolium*, 11- *P. sylvestris* – *Menyanthes trifoliata* – *Sphagnum spp.*, 12- *Picea x fennica* – *Equisetum sylvaticum*

cum – *Sphagnum* spp., 13- *Pinus sylvestris* – *Equisetum sylvaticum* – *Sphagnum* spp., 14- *Picea x fennica* – *Vaccinium myrtillus* – *Sphagnum* spp., 15- *Pinus sylvestris* – *V. myrtillus* – *Sphagnum* spp., 16- *P. sylvestris* – *Ledum palustre* – *Sphagnum angustifolium*

Кустарниковый ярус развит относительно слабо. Обычны крушина, черемуха, рябина, ива чернеющая, подрост ели, сосны и ольхи черной. В травяном покрове сообществ серии, доминируют виды группы вахты (*Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre*, *Equisetum fluviatile* и др.), и осоки (*Carex cinerea*, *C. elongata*, *C. vesicaria*, *C. cespitosa*, *C. rostrata*). С высоким постоянством, но низким покрытием встречаются *Naumburgia thyrsiflora*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Equisetum palustre*, *Dryopteris carthusiana*, *Calamagrostis* spp, *Filipendula ulmaria* и др. Моховой покров варьирует. Типичными видами являются сфагны (*Sphagnum centrale*, *S. warnstorffii*, *S. squarrosum*), чаще встречающиеся небольшими подушками. По кочкам с небольшим покрытием лесные виды мхов, на невысоких кочках и по западинам – *Climacium dendroides*, *Calliergon cordifolium*, *Pseudobryum cinclidioides*.

Глубина торфа значительно варьирует (от 30 до 550 см), однако, для черноольшаников характерна меньшая глубина торфа, чем в березняках (в среднем 86 и 183 см, соответственно)

Черноольшаник осоковый. Усредненная формула древостоя – 6ОлчЗБ1Е, в примеси могут быть сосна, ольха серая, ива. Сомкнутость древостоя 0,6, высота ольхи черной – 16–18 м, ели и березы – 18–20. Полнота 0,6–1. Возраст ольхи – 50–70, березы – 70–100 лет. Общее проективное покрытие полога кустарникового яруса 10%, половину составляет подрост ольхи черной. В травяном ярусе явными доминантами выступают осоки, покрывающие от 10 до 60% площади участка, виды группы вахты отходят на второй план. Микрорельеф четко разделен на сплошные западины, поросшие осокой без мохового покрова и отдельные кочки у стволов деревьев.

Ассоциация является относительно редкой в Карелии, исключение составляет район Заонежья, где сообщества ассоциации встречаются отдельными участками по водотокам и в составе более крупных массивов болотных лесов.

Березняк ваховый. Усредненная формула древостоя 7Б2С1Е. В примеси встречаются ива пятилистничковая, ольха серая и черная. Высота древостоя (14)16–18 м, средняя сомкнутость 0,4.

Характеризуется преобладанием влаголюбивых мезотрофных видов (*Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre*, *Equisetum fluviatile*) в травяном покрове. Суммарное покрытие этих видов варьирует от 10 до 60%. Осоки

в среднем занимают 5% площади участков. Общая флора ассоциации выше, чем у черноольшаников осоковых.

Сообщества ассоциации могут встречаться в более бедных и застойных, чем черноольшаники осоковые, условиях и характерны для окраек болотных массивов. При сильном ухудшении условий среды ассоциация замещается сосняками вахтово-сфагновыми.

Таволговая серия. Сообщества серии развиваются в узких логовых местообитаниях, также встречаются и более крупными самостоятельными массивами в плоских депрессиях, входят в состав окраек мезоевтрофных болот.

Микрорельеф неоднородный, состоит из микроповышений и западин, всегда имеются приствольные кочки с лесными видами растений. Западины заняты водой, особенно в начале вегетационного периода и слабо покрыты растительностью. В основном здесь представлены гигрофильные травяные виды.

В травяном покрове доминантом является *Filipendula ulmaria*, занимающая 20–30%, а иногда и до 70% площади участка. Содоминантами являются и другие виды разнотравья (*Geum rivale*, *Convallaria majalis*), а также крупные папоротники (*Athyrium filix-femina* и *Dryopteris carthusiana*). С высоким постоянством, помимо перечисленных видов, встречаются *Trientalis europaea*, *Maianthemum bifolium*, *Oxalis acetosella*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Viola epipsila*, *Rubus saxatilis*, *Vaccinium vitis-idaea*, *V. myrtillus*, *Equisetum sylvaticum*, *E. palustre*, *Paris quadrifolia*, *Crepis palludosa*, *Calamagrostis* sp., *Carex cespitosa*. Моховой покров в большой степени зависит от высоты элементов микрорельефа, и представлен пестрой мозаикой различных видов. Обычно мхи занимают 25–40% в основном это лесные виды (*Pleurozium schreberi*, *Dicranum* spp., и др.) на кочках. При наличии крупных западин, в моховом покрове преобладают влаголюбивые зеленые мхи *Calliergon cordifolium*, *Climacium dendroides*, виды семейства *Mniaceae*. В ряде сообществ доминантом является *Sphagnum warnstorffii*, образующий отдельные подушки. Наиболее богатая в видовом отношении среди болотных лесов серия ассоциаций. Сообщества серии занимают центральное место в разнообразии болотных лесов, что подтверждается и наличием переходных сообществ, несущих одновременно признаки как таволговой, так и других (вейниковой, молинево- и хвощово-сфагновой) серий.

Почвы торфяные, сложены древесными торфами высокой степени разложения, иногда заиленными, которые подстилаются суглинками и глинами. Мощность залежи варьирует от 0,2 до 3 и более метров, в среднем около метра.

Ельник таволговый является наиболее типичной для Карелии ассоциацией серии. В древостое преобладает ель, в примеси зачастую береза, реже осина, ивы (*Salix caprea*, *S. pentandra*), ольха черная и серая, сосна. Усредненная формула древостоя 7ЕЗБ. Высота деревьев 20–22 м, сомкнутость крон 0,3–0,6, имеются крупные окна. Древостои разновозрастные, возраст крупных деревьев ели – 80–140 и более лет, березы 60–120, при этом не выявляется четкой ярусности древостоя, существует плавный переход от подроста к взрослым деревьям. В подросте ель (до 10–15% покрытия) и береза. Из кустарников обычны рябина, черемуха, ива чернеющая, ольха серая, шиповник. Проективное покрытие кустарникового яруса вместе с подростом в среднем 20%.

Сообщества широко распространены в таежной зоне, описываются под разными названиями многими авторами. Особенно часто сообщества ассоциации встречаются в моренных ландшафтах по водотокам с глинистым минеральным дном.

Березняк таволговый. Усредненная формула древостоя: 8Б2Е+Олч+С. Сомкнутость древесного полога выше, чем в ельнике – 0,4–0,7 (0,8), высота деревьев березы – 20–22, ели 18–20 м. Отличительной чертой нижних ярусов растительности березняков от ельников является некоторое снижение роли участия видов *Oxalis acetosella*, *Orthilia secunda*, *Carex disperma*, *Athyrium filix-femina*. Опад листьев создает неблагоприятные условия для развития сфагновых подушек.

Ассоциация является весьма распространенной на исследуемой территории, также как и ельники таволговые. Иногда развивается на месте рубленого ельника таволгового.

Черноольшаник белокрыльничково-таволговый. Чистые ольховые древостои встречаются крайне редко, как правило, в их состав входят ель и береза пушистая. Усредненная формула древостоя 6Олч2Е2Б. Иногда единично встречаются: сосна, ольха серая, осина. Высота древостоя 16–20 м, полнота – до 1, в среднем 0,6. Сомкнутость 0,3–0,9. Средний возраст крупных деревьев ольхи черной – 80–90 лет, одно из деревьев имело возраст более 150 лет. Ели и березы имеют возраст от 90 до 150 лет. Ярус подроста и подлеска густой, в среднем 25%, но в некоторых случаях достигает 60% покрытия, состоит из подроста ольхи черной, крушины, черемухи. Часто встречаются, но с меньшим покрытием, подрост ели и березы, а также рябина, калина, шиповник, смородина черная. Сомкнутый древостой и густой ярус подлеска создают более затененные, чем в ельниках таволговых условия. К доминантам травяного яруса, обычным для серии в целом, добавляются *Calla palustris* и *Carex elongata*, иногда также *Equisetum fluviatile*, *Menyanthes trifoliata*.

Чернооольшаники белокрыльниково-таволговые встречаются в сельгово-моренных комплексах, располагаясь самостоятельными сообществами в вытянутых ложбинах с проточным режимом увлажнения, по ручьям, а также как богатые окрайки болот. Особенным, в отношении данных сообществ, является район Заонежья, где чернооольшаники осоковые и белокрыльниково-таволговые занимают место ельников таволговых, образуя обширные выделы.

Вейниковая серия. Сообщества характеризуются явным доминированием вейников (*Calamagrostis canescens*, *C. phragmitoides* и их гибридов) в травяном ярусе. В моховом ярусе доминируют сфагны (*Sphagnum warnstorffii*, *S. centrale*, *S. angustifolium* и др.), не образующие сплошных ковров. По общему видовому составу сходны с таволговыми.

В данной серии, также как и в предыдущей, объединяются сообщества с различным соотношением ели и березы в древостое. В ряде сообществ появляется сосна, реже осина, ольха черная и ивы. Возраст крупных деревьев ели – 220–285 лет, березы – 100–120. Подлесок разрежен, состоит, в основном, из подроста ели и березы. Постоянны рябина, ольха серая, шиповник.

Микрорельеф, хотя и более однородный чем в таволговых сообществах, все же имеет заметную мозаичность. Глубина торфа, также как и в сообществах таволговой серии варьирует и может достигать 3 метров, в среднем около 1 метра.

Ельник вейниковый. Усредненная формула древостоя 7ЕЗБ+С. Сомкнутость 0,3-0,5. Встречаются в составе комплексных массивов болотных лесов, несколько реже, чем таволговые сообщества. Обычно представляют собой переходные участки, от таволговых к более бедным травяно- и кустарничково-сфагновым сообществам.

Березняк вейниковый. Усредненная формула древостоя 6Б2Е2С, сомкнутость 0,4-0,8. В остальном ассоциация сходная с предыдущей.

Молиниево-сфагновая серия объединяет сообщества, доминантом травяного покрова которых является злак *Molinia caerulea*. В моховом ярусе преобладают сфагны (*Sphagnum angustifolium*, *S. warnstorffii*, *S. centrale* и др.), образующие ковры. С высоким постоянством встречаются виды различных экологических групп: в кустарниковом ярусе *Juniperus communis*, *Frangula alnus*, *Rosa acicularis*, *Salix aurita*, *Sorbus aucuparia*, в травяно-кустарничковом – лесные виды: *Trientalis europaea*, *Convallaria majalis*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Carex vaginata*; индикаторы хорошей проточности: *Filipendula ulmaria*, *Crepis paludosa*, *Viola epipsila*, *Calamagrostis* sp; топяные виды: *Equisetum fluviatile*, *Comarum palustre*, *Carex nigra*; виды олиготрофных облесенных болот: *Vaccinium uliginosum*, *Ru-*

bus chamaemorus, *Chamaedaphne calyculata*, *Ledum palustre*, *Carex globularis*, а также *Potentilla erecta*, *Deschampsia cespitosa* и др. Столь сложная видовая композиция указывает на неоднозначное положение сообществ молиниево-сфагновой серии в ряду болотных лесов.

Глубина торфа березняков и сосняков различается значительно: 25–165 см в березняках и 70–600 см в сосняках молиниево-сфагновых.

Березняк молиниево-сфагновый. Древостой березовый или березово-еловый, усредненный состав – 8Б2Е, в примеси часто сосна. Высота березы – 16–20 м. Сомкнутость древостоя 0,5–0,7. В целом, растительность данной ассоциации сходна с таковой в близких по экологии сосняках молиниево-сфагновых, однако наблюдается некоторый сдвиг в сторону увеличения богатства питания, что отражается на снижении роли видов олиготрофных болот, выпадает *Sphagnum angustifolium* при увеличении роли *S. warnstorffii* в моховом ярусе и преобладании березы в древесном. На основе этого, а также разницы в глубине торфяной залежи можно предположить, что березняки развиваются в близких, но все же более богатых условиях, чем сосняки.

Сосняк молиниево-сфагновый. Древостой сосновый в примеси до 2–4 ед. ель и береза, усредненный состав 7С2Е1Б. Сомкнутость древостоя 0,2–0,4, средние высоты 16–18 м. Средний возраст деревьев сосны и березы превышают 100 лет. Иногда обильно разрастается можжевельник, занимая до 25% покрытия.

Микрорельеф ровный, большая часть сложена сфагновыми коврами, над которыми возвышаются кочки, образованные повышением у стволов деревьев, а также лежащими на земле стволами. Заметную роль в микрорельефе играют дернины молинии.

Сообщества располагаются, как правило, на мощной торфяной залежи, подстилаемой песчано-каменистым материалом. Большая часть сообществ находится в ландшафтах, ранее испытывавших хозяйственную нагрузку и, вероятно, возникли под влиянием деятельности человека (рубки, мелиорация), но в данный момент не имеют явных признаков воздействия.

Вахтово-сфагновая серия представлена одной ассоциацией – **сосняком вахтово-сфагновым**. Усредненная формула древостоя 6С3Б1Е, иногда присутствует ива козья. Высота древостоя 14–16 (18), сомкнутость 0,5, полнота 0,5, что заметно выше, чем у сосняков багульниково-сфагновых и близко к показателям сосняков молиниево-сфагновых. Возраст деревьев относительно небольшой: сосна 80–100 лет, береза – 60–140, в среднем – менее 90 лет, что указывает на неблагоприятные для существования деревьев условия увлажнения. Полог кустарникового

яруса и подроста не густой, со средним покрытием 12%, состоит из подроста ольхи серой, березы, ели, сосны, а также рябины и различных видов ив.

Микрорельеф волнистый, без резких переходов, представлен кочками и сфагновыми коврами в межкочьях. Сфагновый покров занимает от 40 до 98% площади участка. Местами ковры имеют обильно увлажненные понижения, однако западины, лишенные растительного покрова образуются редко. Наземный покров имеет сложную композицию из олиготрофных видов, кустарничков и сфагнов на кочках и влаголюбивых мезотрофных видов в понижениях сфагновых ковров. Среди первых с высоким постоянством отмечены *Sphagnum angustifolium*, *Охycoccus palustris*, *Chamedaphne calyculata*, *Carex paupercula*, из влаголюбивых видов понижений - *Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre*, *Equisetum fluviatile*, среди прочих – обычные в болотных лесах *Calamagrostis* spp., *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Sphagnum centrale*, *S. warnstorffii*, *Pleurozium schreberi*. Виды гигрофильного крупнотравья не играют заметной роли, что указывает на снижение проточности и трофности при относительно высокой увлажненности участков.

Почвы торфяные, глубиной от 0,3 до 6 м, в среднем более 1,5 м. Подстилаются суглинками.

Сообщества данной ассоциации характерны для окраев олиготрофных болот, иногда встречаются и самостоятельными массивами.

Хвощово-сфагновая серия объединяет сообщества с доминированием хвоща лесного в травяном и сфагнов в моховом ярусах. Сообщества серии встречаются как по узким водотокам, так и в составе крупных массивов болотных лесов и по окрайкам мезотрофных и олиготрофных болот. В последнем случае они представляют собой начальные стадии заболачивания при наступлении болота на близлежащий суходол. Могут возникать также и по ранее мелиорированным участкам.

Подлесок разрежен, покрытие – до 28%, в среднем около 10%. Состав, такой же, как и в предыдущих сериях, – подрост ели и березы, рябина, шиповник иглистый, часто встречаются ивы (*Salix aurita* и *S. myrsinifolia*).

Эдификатором травяного яруса выступает хвощ *Equisetum sylvaticum*, образующий своеобразные ковры, занимающие 25–70% участка. Во многих случаях присутствуют, хотя и с меньшим покрытием, и другие виды хвощей: *E. palustre*, *E. pratense*, *E. fluviatile*. С высоким постоянством встречаются *Dryopteris carthusiana*, *Vaccinium vitis-idaea*, *V. myrtillus*, *Rubus saxatilis*, *R. arcticus*, *Linnaea borealis*, *Maianthemum bifolium*, *Carex globularis* и другие виды. Сфагновые мхи (*Sphagnum angustifolium*, *S.*

girgensohnii, *S. centrale*, *S. squarrosus*, *S. warnstorffii*, *S. wulfianum*) занимают в сумме от 40 до 90% площади участка. Микрорельеф ровный, представлен по большей части сфагновыми коврами и кочками, иногда также имеются подушки, образованные *Polytrichum commune*.

Серия располагается на границе мезотрофных и олиготрофных сообществ. Заметно ослабление роли грунтовых вод в питании. Возрастает роль видов, индицирующих активные процессы заболачивания.

Ельник хвощово-сфагновый. Усредненный состав древостоя 7ЕЗБ+С, иногда осина и ольха серая. Полнота 0,4–0,7, сомкнутость 0,3–0,7, в среднем 0,5. Средние высоты 18–20 м.

Глубина торфа варьирует от 20 до 200 см, однако, как правило, небольшая – около 60 см, подстиляется суглинками. Широко распространенная ассоциация.

Сосняк хвощово-сфагновый. Древостой хорошо развит. Усредненная формула древостоя 6С2Е2Б, иногда осина. Полнота 0,4–0,6. Сомкнутость древостоя 0,3–0,4, с крупными окнами. Высота сосен 22–24 м.

Торфяная залежь неглубокая, обычно до 50 см, подстиляется суглинками. Сообщества зачастую располагаются по узким ложбинам водотока с олиготрофных болот. Тем не менее, проточный режим увлажнения и близость минерального горизонта позволяют развиваться достаточно богатой флоре. Кустарниковый ярус с покрытием менее 10% состоит из подроста ели и березы, а также можжевельника, ивы ушастой и рябины. Подрост сосны редок. Общая флора ассоциации несколько беднее, чем у ельников.

Слабый подрост сосны, а также наличие с высоким постоянством таких видов, как *Chamerion angustifolium*, *Sphagnum wulfianum*, *S. girgensohnii* указывает на неустойчивость и переходный характер данных сообществ. Встречаются реже, чем ельники хвощово-сфагновые и, вероятнее всего, возникают в результате пожаров и сменяются сообществами других ассоциаций, в особенности ельниками хвощово-сфагновыми.

Чернично-сфагновая серия. Широко распространенная серия ассоциаций, часто рассматриваемая в рамках лесной растительности. Характеризуется развитым древостоем, наличием сплошного сфагнового покрова и явным преобладанием черники, брусники и морошки в травяно-кустарничковом ярусе. Микрорельеф ровный. Иногда можно выделить кочки, возвышающиеся над сфагновым ковром, в таком случае виды группы черники концентрируются на кочках, образуя плотные группы, и изредка спускаясь на ковер. В межкочьях развивается морошка, при этом наземный покров выглядит как мозаика пятен черники и морошки.

Глубина торфа варьирует от 20 до более 300 см, но, как правило, более метра. Иногда подобные сообщества, также как и хвощово-сфагновые, развиваются в результате послемелиоративного лесообразовательного процесса или как повторное заболачивание по ранее осушенным участкам.

Ельник чернично-сфагновый. Усредненная формула древостоя 7Е2Б1С. Сомкнутость 0,4–0,7, в среднем 0,6. Высота древостоя 16–22 м. Обычны подрост ели (в среднем 10%) и березы, в ярусе подлеска рябина, можжевельник, ива ушастая.

Сосняк чернично-сфагновый. Наряду с ельниками, также встречаются чернично-сфагновые сообщества с доминированием в древостое сосны, но с хорошим возобновлением ели (8–45% покрытия, различной высоты) и с весьма редким – сосны. В их наземном покрове также доминируют черника, брусника и морошка. Вероятно, это временная сукцессионная стадия в динамике ельников черничных. Состав древостоя 8С1Е1Б. В подросте, помимо ели единично встречается береза.

Багульниково-сфагновая серия представлена одной ассоциацией – **сосняком багульниково-сфагновым**. Древостой сосновый (10С), высотой 14–16, реже до 18–20 м, сомкнутостью 0,2–0,4. Ель и береза, если и встречаются, то в качестве примеси высотой 10–14 м. Кустарниковый ярус почти не развит, единичный подрост сосны, ели и березы.

В травяно-кустарничковом ярусе с высоким постоянством встречаются обычные для всех болотных лесов *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea* и *Pleurozium schreberi*, а также болотные виды *Eriophorum vaginatum*, *Ledum palustre*, *Chamedaphne calyculata*, *Oxycoccus palustris*, *Rubus chamaemorus*, *Vaccinium uliginosum*, *Sphagnum angustifolium*, *S. magellanicum*, в половине описаний встречены *Carex lasiocarpa* и *Aulacomium palustre*. Сфагновый покров занимает 80–95% площади, прерываясь только на редких кочках с лесными видами мхов.

Торфяная залежь глубокая, от 0,6 до 5 м, подстилается чаще супесчаными отложениями, реже – суглинками.

Сообщества серии широко распространены в таежной зоне и часто рассматриваются в рамках болотной растительности. Встречаются на болотных окрайках и самостоятельными массивами.

Таким образом, болотные леса в Карелии составляют весь спектр от черноольшанников травяных до сосняков кустарничково-сфагновых, соотносимый с эдафо-фитоценоотическим рядом Е (регрессивный ряд, возникающий при затруднении потока вод и накоплении торфа), выделяемым Сукачевым (1931). Ординационные методы анализа описаний показали, что основными действующими на разнообразие болотных лесов

факторами являются трофность (богатство питания) и увлажненность почв.

Таблица 2

Показатели видового богатства ассоциаций Species richness/
characteristics.

№	n	Число видов в ассоциации/ Num. of species in associations					Среднее число видов на ПП/Num. of species per plot			
		Ярус / layer			Σ	К	Ярус / layer			Σ
		A+B	C	D			A+B	C	D	
1	6	15	50	30	95	29	9	25	9	43
2	13	18	70	38	126	28	8	24	12	44
3	15	24	89	37	150	17	8	24	11	43
4	31	25	106	51	182	30	9	27	11	47
5	22	26	111	47	184	26	9	29	10	48
6	24	27	112	43	182	34	8	33	11	52
7	8	16	74	32	122	27	6	25	10	41
8	14	25	104	41	170	31	7	31	12	50
9	6	15	59	24	98	22	7	25	8	40
10	5	9	58	21	88	28	6	29	9	44
11	14	18	72	31	121	14	6	19	8	33
12	19	17	81	35	133	18	6	20	10	36
13	9	16	61	26	103	22	8	18	11	37
14	19	9	37	22	68	8	3	9	7	19
15	7	6	18	16	40	13	3	9	6	18
16	12	8	29	17	54	15	3	12	6	21
Σ	224	35	179	72	286	11				39

№ –согласно табл.1 / according table 1, n – число описаний / number of plots, A+B – деревья и кустарники / trees & shrubs, C – травы и кустарнички / dwarf shrubs, herbs & grass, D – мхи / mosses, К – число видов с IV-V классами постоянства / number of species with IV-V classes of constancy

Благодаря развитому микрорельефу, а также сочетанию различных видов водно-минерального питания болотные леса характеризуются большим набором эколого-ценотических групп видов растений, и высоким видовым составом в целом (табл. 2). Всего в болотных лесах нами выявлено 214 видов сосудистых растений и 72 вида листостебельных

мхов. Около половины видов при этом имеет низкое постоянство в ассоциациях, в то время как ядра ассоциаций составляют лишь 12–21% всех видов. Исключение составляют лишь крайне бедные по составу сосняки багульниково-сфагновые.

Наибольшим биологическим разнообразием растительности отличаются евтрофные травяные сообщества: черноольшаники белокрыльниково-таволговые, ельники и березняки таволговые и вейниковые, наименьшим – олиготрофные сосняки кустарничково-сфагновые и ельники чернично-сфагновые. Кроме того, травяные ельники, черноольшаники и березняки характеризуются и большей выравненностью участия видов в покрове. Видовая насыщенность сообществ увеличивается с ростом трофности почв, однако, сообщества молиниевых и вахтово-сфагновых серий, находящиеся в середине градиента, сочетают в себе набор наибольшего числа эколого-ценотических групп видов.

Литература

Дыренков С.А., Лешок В.И. Болотные сосняки южной Карелии //Болотные экосистемы Европейского Севера. Петрозаводск, 1988. С. 59–72.

Кузнецов О.Л. Тополого-экологическая классификация растительности болот Карелии (омбротрофные и олиготрофные сообщества) //Труды Карельского научного центра Российской академии наук: Биоразнообразие, динамика и ресурсы болотных экосистем Восточной Фенноскандии. Выпуск 8, 2005. С 15–46.

Кутенков С.А. Классификация болотных лесов среднетаежной подзоны Карелии //Там же, с 47–64.

Нешатаев Ю.Н. О некоторых задачах и методах классификации растительности //Растительность России, 2001. N 2. С. 57–61.

Пьявченко Н.И., Нестеренко И.М., Чесноков В.А. Мелиорация и природа Севера. Петрозаводск, 1980. 80 с.

Пятецкий Г. Е., Медведева В. М. Лесоосушение – путь умножения лесных богатств. Петрозаводск, 1967. 116 с.

Сукачев В.Н. Руководство по исследованию типов леса. М.-Л., 1931.328 с.

S. A. KUTENKOV. The vegetation of forested mires in middle taiga of Karelia

The total area of forested mires in Karelia is estimated as ca. 10% of the total land area and 34% of peatlands. Combining both forests and mires features, they demonstrates high biodiversity.

16 associations and 9 series (groups) of associations were revealed from analyzing of 231 sample plots according to ecologo-phytocoenotical approach.

There are whole series of forested mires in Karelia, from herb-rich alder swamp to poor dwarf shrub pine bog. This continuum corresponds to deterioration of hydrological regime. The main composition gradients are site fertility and soil humidity. The forested mires characterized by well-developed microtopography and combination of nutrient effects. As result, they show high variation of ecological groups of plants as well as high species richness. The total flora of forested mires is contains 214 species of vascular plants and 72 species of moss. Species richness grows with the increasing of fertility gradient, and highest in *Filipendula ulmaria* series. Communities from the middle of continuum (*Molinia caerulea*–and *Menyanthes trifoliata*–*Sphagnum* spp.) have largest set of eco-coenotical groups of species.

ОХРАНА ГЕНОФОНДА ОРХИДНЫХ НА БОЛОТАХ ЯРОСЛАВСКОЙ ОБЛАСТИ

О. А. МАРАКАЕВ¹, В. В. ГОРОХОВА²

¹Ярославский государственный университет им. П. Г. Демидова,
olemar@yandex.ru

²Ярославский государственный педагогический университет им.
К. Д. Ушинского

Семейство Orchidaceae – крупнейшее среди однодольных, насчитывает около 800 родов и до 30 тысяч видов. Большинство орхидных встречаются в тропических широтах, и только сравнительно небольшое число видов произрастает в умеренном климате северного полушария. Представители семейства Orchidaceae считаются одними из самых редких растений умеренной зоны (Вахрамеева и др., 1994). При этом численность популяций большинства видов в настоящее время быстро сокращается. Главными причинами их исчезновения являются освоение и мелиорация земель, сведение первичных лесов, осушение болот (Татаренко, 1996; Маракаев, Горохова, 2004; Горохова, Маракаев, 2004). Редкость орхидных обусловлена как хозяйственной деятельностью человека, так и специфическими особенностями экологии и биологии видов. К числу ведущих биотических факторов, ограничивающих распространение орхидей, относятся микоризообразование, высокая специализация опыления, конкуренция со стороны других растений (Вахрамеева и др., 1994; Маракаев, Сабирова, 1999). На защиту орхидных направлен ряд специальных меж-

дународных соглашений. Так, все виды семейства Orchidaceae включены в Приложение № 2 Конвенции о международной торговле видами дикой фауны и флоры, находящимися под угрозой исчезновения (Конвенция СИТЕС). В Красной книге Ярославской области всем видам орхидных присвоен международный ранг охраны (Горохова, Маракаев, 2004).

Природные условия Ярославской области благоприятствуют развитию заболачивания и образованию крупных торфяных болот с мощными (до 10 м) отложениями торфа. Согласно определению Всесоюзной конференции по болотному кадастру, авторы рассматривают болото как избыточно увлажненный участок земной поверхности, покрытый слоем торфа глубиной не менее 30 см в неосушенном и 20 см в осушенном состоянии. Состав флоры болот сформировался рано (Богдановская–Гиенэф, 1946). Ее изучение представляет значительный интерес для выявления индикационных связей между растительным покровом и физико–географическими условиями территории. Результаты данных исследований могут быть использованы одновременно в целях выяснения генезиса флоры, выявления видов, подлежащих охране, установления природного ботанико– и физико–географического районирования.

Флористический состав болот Ярославской области изучался рядом исследователей, в том числе и нами (Петровский, 1880; Флеров, 1902; Шаханин, 1945; Горохова, 1974, 1976, 1993; Определитель растений..., 1961; Определитель высших..., 1986; Маракаев, Титова, 2001; Горохова, Маракаев, 2004). Рассматривая флору болот Ярославской области как типичную для контактной полосы между зонами олиготрофных и евтрофных болот (Кац, 1971), авторы приводят эколого–фитоценотическую оценку орхидных на основе изучения 21 типичного крупного болотного массива. Наряду с полевыми исследованиями в работе использованы данные литературы, архивные и гербарные материалы.

По результатам проведенных исследований составлен список орхидных, произрастающих на болотах Ярославской области. В него включены виды с достаточной встречаемостью и нормальной жизненностью, их характеристика представлена в таблице 1.

В первой графе дано название видов по С. К. Черепанову (1995).

Во второй графе указан тип растительности – евтрофный (Е), мезотрофный (М) и олиготрофный (О). Евтрофный тип растительности встречается в условиях богатого грунтового или намывного питания; зольность субстрата от 5 до 18%; реакция среды слабокислая, нейтральная или щелочная – 5,5 – 7. Мезотрофный – в условиях питания бедными грунтовыми водами; зольность субстрата от 4 до 5%; реакция среды слабокислая – 4,5 – 5. Олиготрофный – в условиях питания бедными, пре-

Таблица 1 Эколого–фитоценотический анализ орхидных, произрастающих на болотах Ярославской области

Вид	Тип растительности	Группа растительного сообщества	Гелофитная группа	Встречаемость	Численность
<i>Coeloglossum viride</i>	Е	Древесная	Обл–фак	Р	Расс
<i>Corallorhiza trifida</i>	О	Моховая	Обл	Р	Ед
<i>Cypripedium calceolus</i>	Е	Древесно–травяная	Обл–фак	Р	Расс
<i>C. guttatum</i>	Е	Древесная	Фак	Р	Ед
<i>Dactylorhiza cruenta</i>	Е	Древесно–травяная	Обл	Сп	Расс
<i>D. fuchsii</i>	М	Древесно–моховая	Обл	Ч	Расс
<i>D. incarnata</i>	Е	Древесно–травяная	Обл–фак	Сп	Расс
<i>D. maculata</i>	Е	Древесно–травяная	Обл–фак	Ч	Расс
<i>D. traunsteineri</i>	М	Древесно–моховая	Обл	Сп	Расс
<i>Epipactis atrorubens</i>	М	Древесно–моховая	Обл	Р	Ед
<i>E. helleborine</i>	Е	Древесная	Обл–фак	Сп	Ед
<i>E. palustris</i>	Е	Древесно–моховая	Обл	Сп	Расс
<i>Epipogium aphyllum</i>	Е	Древесная	Обл	ОчР	Ед
<i>Goodyera repens</i>	М	Древесная	Обл–фак	Сп	Расс
<i>Gymnadenia conopsea</i>	М	Древесно–моховая	Обл	Сп	Расс
<i>G. densiflora</i>	М	Древесно–моховая	Обл	Сп	Расс
<i>Hammarbia paludosa</i>	М	Травяно–моховая	Обл	Р	Ед
<i>Herminium monorchis</i>	М	Травяно–моховая	Обл	Сп	Расс
<i>Liparis loeselii</i>	М	Травяно–моховая	Обл	Р	Ед
<i>Listera cordata</i>	О	Моховая	Обл	Р	Ед
<i>L. ovata</i>	Е	Древесная	Обл–фак	Сп	Расс
<i>Malaxis monophyllos</i>	М	Древесно–моховая	Обл	Р	Ед
<i>Neottia nidus–avis</i>	Е	Древесная	Фак	Р	Ед
<i>Neottianthe cucullata</i>	Е	Древесная	Фак	ОчР	Ед
<i>Ophrys insectifera</i>	М	Древесно–моховая	Обл	Сп	Расс
<i>Orchis militaris</i>	М	Древесно–моховая	Обл	Сп	Расс
<i>Platanthera bifolia</i>	Е	Древесно–травяная	Фак	Сп	Расс
<i>P. chlorantha</i>	Е	Древесно–травяная	Обл–фак	Р	Ед

имущественно атмосферными водами; зольность субстрата до 4%; реакция среды кислая – 2,5 – 4,5.

В третьей графе указана группа растительного сообщества – фитоценон. Нами выделено шесть форм фитоценонов – древесная, древесно–травяная, древесно–моховая, травяная, травяно–моховая и моховая. Древесная группа характеризуется обводненностью ниже средней – вода стоит ниже уровня поверхности и не прожимается при ходьбе. Древесно–травяная и древесно–моховая группы имеют среднюю обводненность – вода стоит близ поверхности и прожимается при ходьбе. Травяной, травяно–моховой и моховой группам свойственна обводненность выше средней – вода стоит на поверхности

В четвертой графе таблицы приведены сведения о принадлежности вида к гелофитной группе (Богдановская–Гиенэф, 1946). Исходя из признаков приспособленности растений к условиям болот, выделяют облигатные (Обл), облигатно–факультативные (Обл–фак) и факультативные (Фак) гелофиты. Облигатные гелофиты – виды, встречающиеся исключительно или почти исключительно на болотах Ярославской области, облигатно–факультативные – виды, в какой–то части своего ареала приуроченные к болотам, факультативные – виды ни в какой части своего ареала не приуроченные только к болотам.

В пятой графе даны сведения о встречаемости видов на болотах Ярославской области. Встречаемость охарактеризована словами – частая (Ч), спорадическая (Сп), редкая (Р) и очень редкая (ОчР) – единственное нахождение.

В шестой графе отмечена численность словами – рассеянно (Расс) и единично (Ед).

Приведенный материал свидетельствует о том, что представители семейства *Orchidaceae* являются важным фитоценоотическим элементом современной флоры болот Ярославской области. В настоящее время в ней насчитывается 28 видов орхидных, относящихся к 18 родам. Это составляет почти пятую часть от видового разнообразия орхидных, произрастающих на территории России. Представленный список орхидных Ярославской области не может претендовать на исчерпывающую полноту. Дальнейшие флористические исследования болот региона, несомненно, позволят выявить новые редкие виды.

Эколого–фитоценоотический анализ орхидных показал, что подавляющее число видов 23 (82%) приурочено к древесной, древесно–травяной и древесно–моховой группам растительных сообществ. Фитоценоны моховой группы включают только 2 вида (7%). Доминирование древесных, древесно–травяных и древесно–моховых групп растительных

сообществ соответствует географическому положению Ярославской области в лесной зоне и наличию на ее территории крупных торфяных болот.

По степени приспособленности орхидных к жизни на болотах можно выделить 16 (57%) видов облигатных гелофитов, 8 (29%) – облигатно-факультативных и 4 (14%) – факультативных. Особый интерес представляют облигатные гелофиты. В эту группу входит 3 вида (11%), приуроченных к евтрофному типу растительности, 11 (39%) – к мезотрофному и 2 (7%) – к олиготрофному.

Виды орхидных по встречаемости распределены следующим образом: часто – 2 (7%), спорадически – 13 (47%), редко – 11 (39%) и очень редко – 2 (7%). Преобладающее число видов составляют спорадически и редко встречающиеся орхидные. Большинство из них – 24 (86%) вида являются облигатными и облигатно-факультативными гелофитами. Они наиболее приспособлены к жизни на болотах и отражают в целом специфику асскетаторов болотной флоры Ярославской области. Некоторые из этих видов – *Cypripedium calceolus*, *Dactylorhiza traunsteineri*, *Epipogium aphyllum*, *Liparis loeselii*, *Ophrys insectifera*, *Orchis militaris* – внесены в Красную книгу РСФСР (1988). На болотах Ярославской области они встречаются на ограниченных по площади местообитаниях и их популяции, как правило, малочисленны. Это свидетельствует о том, что указанные виды хотя и имеют нормальную жизненность, но нуждаются в охране.

Распространение орхидных по наиболее крупным болотным массивам Ярославской области отражено в таблице 2.

Представленные данные характеризуют ценность болотных массивов как резерватов редких и исчезающих видов растений. Наибольшее число видов орхидных (от 7 до 14) отмечено на восьми болотах – Берендеево, Варгазное, Зокино, Карачуново, Ляпинское, Половецко-Купанское, Пыханское и Хватовское. Наиболее часто на болотах Ярославской области встречаются *Corallorhiza trifida*, *Epipactis palustris*, *Hammarbia paludosa*, *Listera ovata*, *Platanthera bifolia* и представители рода *Dactylorhiza*. При этом популяции *Corallorhiza trifida*, *Dactylorhiza traunsteineri* и *Listera cordata* преимущественно распространены на торфяных болотах, расположенных в северных муниципальных округах области. Такие виды как *Cypripedium calceolus*, *C. guttatum*, *Dactylorhiza incarnata*, *Epipactis helleborine*, *Herminium monorchis*, *Listera ovata*, *Ophrys insectifera*, *Orchis militaris* и *Platanthera bifolia* наиболее характерны для торфяных болотных массивов на юге области. Эта картина может быть связана с особенностями биологии и экологии редких видов, различной степенью изученно-

сти флоры отдельных болотных массивов и антропогенными воздействиями на природные экосистемы.

Таким образом, проведенный эколого–фитоценотический анализ флоры орхидных болот Ярославской области позволяет заключить следующее.

На болотах Ярославской области выявлено 28 видов орхидных, представленных 18 родами.

Флора орхидных на болотах Ярославской области представлена фитоценотической группой характерных видов – ассектаторов типичных для контактной полосы между зонами олиготрофных и евтрофных болот европейской части России.

За состоянием популяций и жизненностью орхидных предусмотрены следующие сроки наблюдений:

- виды устойчивых популяций, растущие преимущественно в климаксовых сообществах (*Corallorhiza trifida*, *Epipactis atrorubens*, *E. palustris*, *Gymnadenia conopsea*, *G. densiflora*, *Hammarbia paludosa*, *Liparis loeselii*, *Listera cordata*, *Ophrys insectifera*, *Orchis militaris*), требуют наблюдения не реже, чем один раз в 10 лет;

- виды, растущие на вторичных сукцессионных типах растительности (*Cypripedium calceolus*, *Dactylorhiza cruenta*, *D. fuchsii*, *D. incarnata*, *D. maculata*, *D. traunsteineri*, *Epipactis helleborine*, *Goodyera repens*, *Herminium monorchis*, *Listera ovata*, *Malaxis monophyllos*, *Platanthera bifolia*, *P. chlorantha*), требуют наблюдения ежегодно или хотя бы раз в 5 лет;

- особого внимания требуют виды – *Neottianthe cucullata*, *Epipogium aphyllum* и *Cypripedium guttatum*. Для сохранения их популяций требуется создание заказников со строгим заповедным режимом в выявленных местообитаниях и контроль за состоянием популяций.

Болота Ярославской области вносят существенный вклад в сохранение видов орхидных, включенных в Красную книгу СССР (1984), Красную книгу РСФСР (1988) и Красную книгу Ярославской области (2004). Современное состояние заповедных болот и их охранный режим благоприятствуют сохранению орхидных на территории Ярославской области.

Таблица 2

Распределение орхидных на болотах Ярославской области

Вид	Болото																
	Берендеево	Большое*	Варгазное*	Великий мох*	Журавлиное*	Зокино*	Исаковское*	Кайтовское*	Карачуново *	Ляпинское	Моховое *	Нагорьевское*	Половецко–Куланское*	Пыханское*	Сарское *	Сахатское*	Солодиha *
<i>Coeloglossum viride</i>							+										
<i>Corallorhiza trifida</i>				+			+		+					+	+	+	+
<i>Cypripedium calceolus</i>												+		+			
<i>C. guttatum</i>										+		+					
<i>Dactylorhiza cruenta</i>												+	+				
<i>D. fuchsii</i>			+				+			+	+		+	+			+
<i>D. incarnata</i>	+	+	+	+		+		+	+	+	+	+	+	+		+	+
<i>D. maculata</i>	+	+	+			+			+	+	+		+	+		+	+
<i>D. traunsteineri</i>	+	+	+			+		+	+			+	+	+	+	+	+
<i>Epipactis atrorubens</i>									+								
<i>E. helleborine</i>			+			+			+								
<i>E. palustris</i>	+	+	+			+			+	+	+	+				+	
<i>Epipogium aphyllum</i>													+				
<i>Goodyera repens</i>								+									
<i>Gymnadenia conopsea</i>			+		+	+			+			+					

<i>G. densiflora</i>					+	+															
<i>Hammarbia paludosa</i>						+			+					+	+		+			+	
<i>Herminium monorchis</i>						+						+									
<i>Liparis loeselii</i>						+	+							+							
<i>Listera cordata</i>							+							+							
<i>L. ovata</i>	+	+	+	+		+	+		+	+	+			+	+		+	+		+	
<i>Malaxis monophyllos</i>			+			+			+					+	+		+	+		+	
<i>Neottia nidus-avis</i>									+				+								
<i>Neottianthe cucullata</i>													+								
<i>Ophrys insectifera</i>	+					+															
<i>Orchis militaris</i>						+															
<i>Platanthera bifolia</i>	+	+	+	+					+	+	+	+	+					+		+	+
<i>P. chlorantha</i>									+									+		+	+

* – охраняемое болото

Литература

- Богдановская–Гиенэф И.Д.* О происхождении флоры бореальных болот Евразии. Материалы по истории флоры и растительности. Т. 2. М.–Л., 1946. С. 425–468.
- Вахрамеева М.Г., Татаренко И.В., Быченко Т.М.* Экологические характеристики некоторых видов евразийских орхидных //Бюл. МОИП, 1994. Отд. биол. Т. 99. Вып. 4. С. 75–82.
- Горохова В.В.* Типы болотных массивов Ярославского Поволжья //Типы болот СССР и принципы их классификации. Л., 1974. С. 100–105.
- Горохова В.В.* Флора болот Ярославского Поволжья //Функциональные и геоботанические исследования растительности. Ярославль, 1976. С. 69–88.
- Горохова В.В.* К вопросу классификации растительности болот Ярославской обл. //Вопросы классификации болотной растительности. СПб., 1993. С. 123–130.
- Горохова В.В., Маракаев О.А.* Семейство Орхидные (Orchidaceae) // Красная книга Ярославской области. Ярославль, 2004. С. 85–108.
- Кац Н.Я.* Болота земного шара. М., 1971. 296 с.
- Маракаев О.А., Горохова В.В.* Устойчивость орхидных Ярославской области к разным типам антропогенных воздействий //Экологические проблемы уникальных природных и антропогенных ландшафтов. Ярославль, 2004. С. 49–55.
- Маракаев О.А., Сабирова Л.К.* Особенности семенного размножения некоторых орхидных Ярославской области и вопросы их охраны //Биологические ресурсы, их состояние и использование в бассейне Верхней Волги. Ярославль, 1999. С. 77–81.
- Маракаев О.А., Титова О.В.* Особенности ростовых процессов у орхидных (Orchidaceae) разного возраста в зависимости от некоторых экологических факторов //Современные проблемы биологии, химии, экологии и экологического образования. Ярославль, 2001. С. 185–190.
- Определитель высших растений Ярославской области. Ярославль, 1986. С. 66–69.
- Определитель растений Ярославской области. Ярославль, 1961. 500 с.
- Петровский А.С.* Флора Ярославской губернии //Труды общества для исследования Ярославской губернии в естественно–историческом отношении. М., 1880. С. 1–77.
- Татаренко И.В.* Орхидные России: жизненные формы, биология, вопросы охраны. М., 1996. 207 с.
- Флеров А.Ф.* Очерк растительности Переславского уезда //Флора Владимирской губернии. М., 1902. С. 65–128.

Черепанов С.К. Сосудистые растения России и сопредельных государств. СПб., 1995. 990 с.

Шаханин Н.И. Ботанико–географическая характеристика Ярославской области //Ученые записки ЯПИ. Вып. 6 (16). Естествензнание. Ярославль, 1945. 152 с.

O.A. MARAKAEV¹, V.V. GOROKHOVA² Conservation of orchids genofund on mires of the Yaroslavl region

The list of 28 orchids species growing on mires of the Yaroslavl region is resulted. On the basis of flora studying of large mires systems the ecological estimation of orchids is carried out. The characteristic orchids in relation to type of bogs vegetation (eutrophic, mesotrophic, oligotrophic) and them relation to phytocoenon is specified. Data on belonging of orchids variant species to helophyte groups, their distribution, occurrence and number on bogs of the Yaroslavl region are resulted. The achieved results testify that orchids as assectator plants are the important component of modern flora of the Yaroslavl bogs. The submitted data characterize treasure of mires systems as reserve rare and disappearing species of plants. The modern condition of reserved bogs and conservation modes are favorable for preservation of orchids in territory of the Yaroslavl region.

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ БОЛОТ–ПЛАЩЕЙ ЗАПАДНОЙ КАМЧАТКИ И СЕВЕРНОЙ ЕВРОПЫ: СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ

В. Ю. НЕШАТАЕВА¹, В. Ю. НЕШАТАЕВ²

¹Ботанический институт им. В.Л. Комарова РАН,

²СПб. Лесотехническая академия,

val@VN1872.spb.edu

Растительность болот Западной Камчатки кратко охарактеризована в ряде работ (Нейштадт, 1933, 1936а,б; Любимова, 1940; Кац, 1948, 1971; Бокитко, 1949; Botch, 1995; Нешатаева, Нешатаев, 2001, 2002, 2004). Наличие на Западной Камчатке плащевидных торфяников, характерных для влажных субокеанических областей северо–западной Европы (Англия, Шотландия, Ирландия, Западная Швеция, Норвегия, Фарерские, Оркнейские и Шетландские о–ва), впервые отметил Н.Я. Кац (1948). Поверхность таких болот следует за формами рельефа, одевая их как бы

непрерывным «плащом», либо постепенно повышается к центру (плоско-выпуклые болота).

В 2001 и 2004 г. нами изучены болота–плащи в бассейне р. Кихчик (Усть–Большерецкий р–н) вдоль трассы строящегося магистрального газопровода. Район исследований расположен между реками Левый Кихчик и Правый Кихчик на расстоянии 40–45 км от берега Охотского моря. Согласно физико–географическому районированию (Любимова, 1961), изученная территория относится к району холмисто–увалистой предгорной равнины. На востоке она граничит с предгорьями Срединного хребта, а на западе переходит в Западно–Камчатскую приморскую низменность. Предгорная равнина сложена неогеновыми туфопесчанниками, перекрытыми толщей четвертичных речных, водно–ледниковых и озерных отложений разнообразного гранулометрического состава (от тяжелых суглинков до песков и галечников), реже – перемытыми и переотложенными моренами (Любимова, 1961). Климат района исследований – морской умеренный, количество осадков за год составляет около 700 мм (в том числе зимой – 150–250 мм), высота снежного покрова достигает 65–85 см на защищенных участках, безморозный период на почве – менее 80 дней, сумма температур выше 10°C – около 750°, средняя температура самого теплого месяца (августа) не превышает 12°C, самого холодного месяца (февраля) составляет –15–18°C, абсолютный минимум достигает –50°C, абсолютный максимум – около +30°C, вечная мерзлота отсутствует (Кондратюк, 1974). Коренная растительность нормально дренированных местообитаний представлена каменноберезовыми (из *Betula ermanii*) лесами.

Исследования проводили методом опорных геоботанических профилей с нивелировкой поверхности болотного массива, зондировкой торфяной залежи и отбором образцов торфа для анализа ботанического состава и степени разложения. Геоботанические описания выполняли на пробных площадях 10х10 м. Анализы образцов торфа выполнены доц., к.б.н. В. П. Денисенковым (Санкт–Петербургский университет).

Изученные болота расположены на высотах 220 – 250 м над уровнем моря. Заболоченность района исследований составляет 30–35%. Болота, наряду с каменноберезовыми лесами, являются наиболее характерным элементом растительного покрова. Обширные массивы болот–плащей площадью от 2 до 2700 га встречаются на плоских водоразделах, вершинах и склонах холмов крутизной до 5–7°, террасах, перекрывая все неровности рельефа. Болота характеризуются неглубокой торфяной залежью. В центральных частях болотных массивов мощность торфа, как правило, составляет около 1,1–1,5 м (реже – до 2 м). Нижние слои залежи

образованы гипново–осоково–сфагновым, осоково–гипновым, реже – гипново–сфагновым торфом, степень его разложения 30–40%. На глубине 50 см отмечен осоковый (с *Carex middendorffii*) переходный торф (степень его разложения 30%), выше 40 см сменяющийся сфагновым (фускум, ангустифолиум) торфом с остатками кустарничков, пушицы, осоки Миддендорфа, имеющий степень разложения до 25%. В настоящее время мерзлота в торфяной залежи отсутствует. Отмечена повышенная зольность торфа, связанная с привносом вулканического пепла. Однако, его количество значительно меньше, чем в болотах Восточного побережья и Центральной долины Камчатки.

Микрорельеф большей части поверхности болот–плащей кочковатый, либо выражен слабо. Кочки занимают 40–85% их высота 20–40 см. Болота слабо обводнены, уровень болотных вод в последнюю декаду июля 2004 г. находился на глубине 40–50 см от поверхности.

На болотах широко распространены осоково–сфагновые *Herbosphagnetum caricosum middendorffii* Nesh. et Nesh. 2002, *Herbosphagnetum caricosum limosae* Nesh. et Nesh. 2002 и кустарничково–сфагновые *Sphagnetum empetroso–vaccinosum* Nesh. et Nesh. 2002 сообщества (Нешатаева, Нешатаев, 2002). На кочках в них обильны *Sphagnum fuscum*, *S. russowii*, *S. capillifolium*, *Pleurozium schreberi*, *Empetrum nigrum*, *Vaccinium uliginosum*, *Carex middendorffii*, часто встречаются *Betula exilis*, *Andromeda polifolia*, *Ledum palustre*, *Chamaedaphne calyculata*, *Oxycoccus microcarpus*, *Chamaepericlymenum suecicum*, *Aulacomnium palustre*. Отмечены также *Rubus chamaemorus*, *Sieversia pentapetala*, *Sphagnum magellanicum*. В межкочках и на ровных участках обильны *Carex middendorffii*, *C. rariflora*, *C. pauciflora*, *Sphagnum angustifolium*, встречаются *Coptis trifolia*, *Eriophorum brachyantherum*, *Platanthera tipuloides*, *Pedicularis labradorica*, *Pleurozium schreberi*, *Sphagnum papillosum*, *S. lindbergi* (см. таблицу).

На болотах, соединяющихся с болотами приморской равнины, в составе сообществ центральных частей болот (асс. *Herbosphagnetum myricosum tomentosae* Nesh. et al 1994 (Нешатаев и др., 1994) встречается восковник *Myrica tomentosa* (см. таблицу).

Окрайки болот–плащей, расположенные выше по склону центральных частей болотных массивов, заняты рединами ольхи пушистой (*Alnus hirsuta*) на торфе мощностью 50–120 см, близкими к ассоциации *Uliginibetum caricosum rariflorae–middendorffii* Nesh. et Nesh. 2002 (Нешатаева, Кукуричкин, 2003).

Для них характерно совместное произрастание *Spiraea beauverdiana*, болотных (*Betula exilis*, *Carex middendorffii*, *C. vesicata*, *C. falcata*, *C. nemorensis*, *C. pauciflora*, *Empetrum nigrum*, *Vaccinium uliginosum*, *Oxycoc-*

cus palustris, *Eriophorum brachyantherum*, *Coptis trifolia*, *Pedicularis labradorica*, *Platanthera tipuloides*) и лугово-лесных (*Sanguisorba tenuifolia*, *Iris setosa*, *Veratrum oxysepalum*, *Geranium erianthum*, *Solidago spiraeifolia*, *Cornus suecica*, *Calamagrostis langsдорffii*, *Viola hultenii*, *Maianthemum dilatatum*, *Trientalis europaea*) видов. В моховом покрове, имеющем покрытие 10–60%, преобладает *Sphagnum angustifolium*, участвуют гипновые мхи (*Rhytidiadelphus squarrosus*, *Climacium dendroides*, *Dicranum majus* и др.).

По окрайкам нижних частей склонов в местах выхода болотных вод встречаются осоковые, осоково-сфагновые и осоково-гипновые сообщества с участием осоковых (*Carex rhynchophylla*, *C. cinerea*, *Eriophorum polystachyon*, *E. gracile*), гигрофильных трав и кустарничков (*Sanguisorba tenuifolia*, *Oxycoccus palustris*, *Comarum palustre*), сфагновых (*Sphagnum balticum*, *S. squarrosum*, *S. angustifolium*) и гипновых мхов (*Calliergon cordifolium*, *C. stramineum*, *Pseudobryum cinclidioides*, *Paludella squarrosa*, *Helodium blandowii*, *Warnstorffia exannulata*).

Охарактеризованные болота могут быть отнесены к особому **типу осоково-кустарничково-сфагновых олиготрофных слабо обводненных болот-плащей**.

Анализ литературных и фондовых материалов (Osvald, 1925; Любимова, 1940; Кац, 1948, 1971; Бокитько, 1949; Pålsson, 1994; Botch, 1995; Dierßen, 1996; Fremstad, 1997; Боч, 1999; Нешатаева, Нешатаев, 2002) показывает, что болота-плащи Западной Камчатки имеют значительное флористическое и фитоценотическое сходство с болотами-плащами («blanket-bogs», «Terrainbedeckende Hochmoore») Северо-Норвежской атлантической провинции, выделенной Н.Я. Кацем (1948, 1971). Растительный покров болот образован общими видами сосудистых растений (*Empetrum nigrum*, *Vaccinium uliginosum*, *Andromeda polifolia*, *Baeothryon caespitosum*, *Eriophorum polystachyon*, *E. vaginatum*, *Carex rostrata*, *Drosera rotundifolia*, *Rubus chamaemorus*) и мохообразных (*Sphagnum fuscum*, *S. angustifolium*, *S. balticum*, *S. capillifolium*, *S. papillosum*, *S. rubellum*, *S. compactum*, *S. tenellum*, *S. lindbergii*, *Pleurozium schreberii* и др.). Значительную роль в сложении растительных сообществ камчатских и северо-норвежских болот играют викарирующие виды: *Betula exilis* (*B. nana*), *Myrica tomentosa* (*M. gale*), *Ledum decumbens* (*L. palustre*), *Vaccinium minus* (*V. vitis-idaea*), *Eriophorum brachyantherum* (*Eriophorum vaginatum*). Для болот-плащей Западной Камчатки характерны восточноевропейско-сибирские (*Chamaedaphne calyculata*) восточносибирские и дальневосточно-американские (*Carex middendorffii*, *C. cryptocarpa*, *C. dolichocarpa*, *Coptis trifolia*, *Lobelia sessilifolia*, *Iris setosa*, *Sieversia pen-*

tapetala, *Sanguisorba tenuifolia*) виды. Сообщества северо–норвежских болот–плащей характеризуются участием западноевропейские видов: *Erica tetralix*, *Calluna vulgaris*, *Narthecium ossifragum*, отсутствующих на Камчатке. На камчатских болотах также отсутствует черника – *Vaccinium myrtillus*.

Формирование и развитие болот–плащей связано с прохладным и влажным океаническим климатом. По–видимому, их широкое распространение на склонах и вершинах холмов обусловлено еще совсем недавним присутствием в торфяной залежи вечной мерзлоты, служившей водоупором. Это предположение подтверждается указаниями целого ряда авторов (Нейштадт, 1936а, Любимова, 1940; Кац, 1948, 1971, Бокитько, 1949) на наличие в приморских торфяниках западной Камчатки на глубине около 0,5–0,7 м характерного неразложившегося пласта сфагнового торфа (мощностью до 1 м), перекрытого сверху слоем хорошо разложившегося гипново–осокового или осоково–сфагнового торфа, что, по нашему мнению, свидетельствует о том, что ранее эти болота содержали мерзлоту. Л. Н. Тюлина (1936, 2001) также отмечала в 1936 г. на болотах бассейнов рек Крутогорова, Ича, Сопочная и Морошечная целый ряд криогенных явлений, указывающих на наличие здесь в самом недавнем прошлом почвенной мерзлоты (реликтовые мерзлые бугры, мерзлотное вспучивание кочек и др).

Кроме изученных нами болот–плащей бассейна р. Кихчик, в литературе упомянуты также болота–плащи в бассейне р. Большая (Кац, 1948, 1971) и в бассейнах рр. Крутогорова и Колпакова (Боч, 1999). Таким образом, болота–плащи Западной Камчатки наиболее широко распространены в пределах *Большерецкого болотного района*, границами которого являются на юге – водораздел рек Голыгина и Безымянная, на севере – водораздел рек Кшук и Крутогорова, на западе – Срединный хребет. Область распространения западнокамчатских болот плащей граничит на севере с Северокамчатской провинцией травяно–лишайниково–моховых бугристых болот, а на юге – с областью распространения привулканических травяно–гипново–сфагновых аапа–болот (Нешатаева, Нешатаев, 2004).

В заключение необходимо подчеркнуть, что болота–плащи западного побережья Камчатки имеют несомненную региональную специфику, связанную как с историей их возникновения, особыми условиями развития, воздействием современного вулканизма, отраженными в стратиграфии торфяной залежи, так и с флористическими и фитоценоотическими особенностями растительных сообществ. Поэтому их следует относить .

Таблица

Геоботаническая характеристика сообществ центральных частей болот–плащей

Ярусы и виды	Ассоциация															
	<i>Sphagnetum empetroso–vaccinosum</i>										<i>Herbosphagnetum myrico- sum tomentosae</i>			<i>Herbo- sphagne- tum carico- sum mid- dendorffii</i>		
	Номер описания авторский															
	504	506	509	670	30	36	20	21	46	47	507	671	508	8	503	510
	Номер описания табличный															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Кустарниковый ярус, общее покрытие (%)	+			1							30	15	5	5		
<i>Myrica tomentosa</i>											30	15	5	5		
<i>Pinus pumila</i>	+			1										R		
Травяно–кустарниковый ярус, общее покрытие (%)	40	60	50	40	55	65	70	75	40	40	60	55	20	30	50	30
<i>Betula exilis</i>		3	1	2	5	5	10	5			10	5		+		
<i>Empetrum nigrum</i>	10	20	20	10	20	30	5	30	25	15	10		<1	+	2	
<i>Vaccinium uliginosum</i>	10	20	20	10	10	15	20	20	5	5	20		<1		1	
<i>Ledum decumbens</i>	3	1	1	5	5	5			2	3	<1	5	<1	1	+	
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	2	5	1	+	3	1	5	5	1	1	3	<1				
<i>Andromeda polifolia</i>	+		<1	<1		1	2	<1	+	+	<1	1	1			<1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
<i>Oxycoccus microcarpus</i>	<1	<1	<1	2	1	1	1	+	+	+	2	<1	<1	+	+	+
<i>Vaccinium minus</i>	1		5	2						1	+		<1			
<i>Oxycoccus palustris</i>			<1								2					
<i>Rubus chamaemorus</i>	+		1	1						7	+					
<i>Carex middendorffii</i>	7	10	5	3	10	5			10	10	10	2	1	3	5	5
<i>Carex pauciflora</i>	2		3		3	5	5	2	+			5		15	15	3
<i>Carex rariflora</i>		+	2			10	20	10			2		1			1
<i>Eriophorum brachyantherum</i>					<1	+	+	+	+	+				+		
<i>Carex rotundata</i>												3	3	5		5
<i>Carex limosa</i>													+			5
<i>Trichophorum caespitosum</i>						+					1	10				<1
<i>Coptis trifolia</i>	+	+	1	<1	1	+	3	+	+	+	1	2	+	+	3	1
<i>Cornus suecica</i>	2	1	5	10	3	5		+	+	5	5	10	+	+	5	10
<i>Drosera rotundifolia</i>	1	+	<1	<1	+	+			+	+	+	<1	+	1	+	<1
<i>Drosera anglica</i>													<1			
<i>Platanthera tipuloides</i>	+	+	+		<1	+	+	+	+	+	+		+		+	
<i>Pedicularis labradorica</i>	R	+	R		<1	+	1	+		+		+		+	<1	
<i>Sanguisorba tenuifolia</i>					1		10	+		+	<1	<1	+		+	+
<i>Trientalis europaea</i>	+				+		1	+			+	+	+			<1
<i>Maianthemum dilatatum</i>					<1		1	+			<1					
<i>Solidago spiraeifolia</i>					<1		5	+			+					
<i>Anemone debilis</i>					+	+	+			+						

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
<i>Sieversia pentapetala</i>												<1	2	3	10	5
<i>Lycopodium pungens</i>											+	<1	+			
<i>Iris setosa</i>					<1		1	+				<1			+	
<i>Juncus filiformis</i>							1									
<i>Parnassia palustris</i>												<1				
<i>Viola hultenii</i>												2				
<i>Pedicularis adunca</i>																3
Мохово–лишайниковый ярус, общее покрытие (%)	90	95	95	80	60	90	90	70	60	65	75	60	95	80	90	95
<i>Sphagnum fuscum</i>	15	40	30	40	20	20	35	30	30	30		15	35	5	5	20
<i>Sphagnum angustifolium</i>	20	20	5	7		60	20		7	+	50	10		30	25	
<i>Sphagnum papillosum</i>	5			2	40		10				5	30	1	35	15	65
<i>Sphagnum russowii</i>	40	25							10		10		10	10	40	5
<i>Sphagnum magellanicum</i>				5		5						5				+
<i>Sphagnum capillifolium</i>			15										10			5
<i>Sphagnum compactum</i>							5						30			3
<i>Sphagnum tenellum</i>		+					5						+			
<i>Sphagnum lindbergii</i>																+
<i>Aulacomnium palustre</i>		+	+	+	<1	5	+	1			+	+	+	1		
<i>Pleurozium schreberii</i>	10	10	45	30	5	5	10	40	10	30	10		1	+		
<i>Dicranum majus</i>		+					1	1	+	1	+	+	+			
<i>Dicranum affine</i>				7												

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
<i>Hylocomium splendens</i>													+			
<i>Ptilium crista-castrensis</i>													+			
<i>Polytrichum commune</i>							+									
<i>Polytrichum jensenii</i>		+														
<i>Polytrichum juniperinum</i>				+												
<i>Calliergon stramineum</i>		+											+			+
<i>Warnstorfia fluitans</i>												+				
<i>Warnstorfia sarmentosa</i>		+										+				
<i>Hepaticae coll.</i>		3		<1								3	7	+	5	3
Gymnocolea inflata												3		+		
<i>Cephalozia bicuspidata</i>												+				
<i>Cephalozia lunulifolia</i>				+												
<i>Mylia anomala</i>				+												
<i>Ptilidium ciliare</i>										+						
<i>Cetraria islandica</i>	+		2	2									1		1	
<i>Cetraria laevigata</i>				1					1	2						
<i>Cladina arbuscula</i> s. l.*	7		2	3					+				1		+	
<i>Cladina rangiferina</i>	3			3					+				1		+	
<i>Cladina stygia</i>				<1						+						
<i>Cladonia gracilis</i>	R		1	+						+						
<i>Cladonia cornuta</i>				+					+							
<i>Cladonia chlorophaea aggr.</i>				+												

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
<i>Cladonia crispata</i>				+												
<i>Cladonia deformis</i>				+												
<i>Peltigera aphthosa</i>				+						+						
<i>Peltigera neopolidactylon</i>				+			+									
<i>Nephroma arcticum</i>				1												

Примечания к таблице: *включая *Cladonia arbuscula* subsp. *mitis*. Цифрами показано проективное покрытие каждого вида (в процентах).

к особому *западнокамчатскому типу осоково–кустарничково–сфагновых олиготрофных слабо обводненных болот–плащей*.

Работа поддержана Российским Фондом Фундаментальных исследований (проекты № 03–04–49593 и № 05–04–48035)

Литература

- Бокитько Н.М.* 1949. Условия образования и характеристика Камчатского торфяного бассейна //Сборник материалов Камчатской научно–исслед. Торфяной станции (1938–1948). Раздел 1, Ч. 1. М. Рукопись. (Российский Геологический Фонд, Отдел Торфа, № 30). М., 1949. 590 с.
- Кац Н.Я.* Типы болот СССР и Западной Европы и их географическое распространение. М., Географгиз 1948. 320 с.
- Кац Н.Я.* Болота земного шара. М., Наука. 1971. 295 с.
- Любимова Е.Л.* Некоторые данные о болотах западного побережья Камчатки // Камчатский сборник. М., Л. Т.1. 1940. С. 157–180.
- Любимова Е.Л.* Камчатка. Физико–географический очерк. М., Географгиз. 1961. 190 с.
- Нейштадт М.И.* Торфяной фонд Камчатки и его использование //Труды Всесоюзн. ин–та торфа. Вып. 3. М., 1933.
- Нейштадт М.И.* Торфяные болота Западной Камчатки //Торфяные болота Крайнего Севера и Азиатской части СССР /Тр. Центр. торфяной опытной станции. Т.1. 1936а. С. 31–45.
- Нейштадт М.И.* О некоторых вопросах, возникающих в связи с изучением торфяников Камчатки //Бюлл. МОИП. Отд. биол. Т. 45. Вып. 2. 1936б С. 159–170.
- Нешатаев В.Ю., Нешатаева В.Ю., Хабарова Н.Н.* Растительность болот //Растительность Кроноцкого государственного заповедника (Восточная Камчатка) / Тр. БИН РАН. Вып. 16. . 1994. С. 167–196.
- Нешатаева В.Ю., Кукуричкин Г.М.* Редкие сообщества *Alnus hirsuta* (*Betulaceae*) в бассейне реки Кихчик (Западная Камчатка) //Бот. журн. Т. 88. № 10. 2003. С. 90–99.
- Нешатаева В.Ю., Нешатаев В.Ю.* Растительность болот Южно–Камчатского федерального заказника //Растительность России. № 2. 2001. С. 58–70.
- Нешатаева В.Ю., Нешатаев В.Ю.* Болота бассейна реки Кихчик (Западная Камчатка) //Вестник Томского гос. ун–та. Приложение № 2, 2002. С. 136 – 140.
- Нешатаева В.Ю., Нешатаев В.Ю.* Ботанико–географические закономерности растительного покрова болот Камчатки //Сохранение биоразнооб-

разия Камчатки и прилегающих морей. Материалы V научн. конф. 22–24 ноября 2004 г. Петропавловск–Камчатский. 2004. С. 66–72.

Тюлина Л.Н. Растительность Западного побережья Камчатки. Ч. I. Леса //Камчатская экспедиция СОПС РАН. Ленинград. Рукопись. //Архив БИН им. В.Л. Комарова РАН, Р. I, Оп. 1, № 770. 1936. 280 с.

Тюлина Л.Н. Растительность Западного побережья Камчатки //Тр. Камчатского ин-та экологии и природопользования. Вып. 2. 2001. С. 17 – 275.

Botch, M. Mires of Kamchatka Peninsula //Consortium Masingii. A Festschrift for Victor Masing. Tartu. 1995. P. 37–42.

Dierßen, K.. Vegetation Nordeuropas. Stuttgart, 1996. Ulmer Verlag. 838 s.

Fremstad, E. Vegetationstyper i Norge //NINA Norsk institut for naturforskning, Trondheim. 1997. Temahefte 12. P. 1–279.

Osvald, H. Zur Vegetation der ozeanischen Hochmoore in Norwegen //Svenska Vaxtsoc. Sallsk. 1925. Handl. 7. S. 1–114.

Påhlsson, L. (ed.). Vegetationstyper i Norden //Tema Nord 1994. Vol. 665. P. 1–627.

V. Yu. NESHATAYEVA., V. Yu. NESHATAYEV. The vegetation cover of the western Kamchatka and the northern Europe blanket-bogs: a comparative analysis

The vegetation cover description and the peat-layer analysis of the Western Kamchatka mires were carried out. A separate type of mire systems was estimated: the sage, dwarf-shrub and peat-moss rich blanket-bogs of the western Kamchatka. The blanket-bogs are wide spread at the foothills of the Sredinny Range in the forest belt formed by the stone-birch (*Betula ermanii* Cham.) forests. The blanket-bogs cover nearly 30–35% of the area. They occupy the watersheds and at the tops and slopes of the hills. The blanket-bogs of the Western Kamchatka and the Northern Europe (the North-Norwegian Atlantic Province) are very common in their floristic composition. The plant cover is formed by the same species of vascular plants (*Andromeda polifolia*, *Empetrum nigrum*, *Baeothryon caespitosum*, *Eriophorum polystachyon*, *E. vaginatum*, *Carex rostrata*, *Drosera rotundifolia*, *Rubus chamaemorus*, *Thalictrum alpinum*) and bryophytes (*Sphagnum fuscum*, *S. balticum*, *S. capillifolium*, *S. papillosum*, *S. rubellum*, *Pleurozium schreberi*, etc.). The east-siberian species are typical for the blanket-bogs of the Western Kamchatka: *Carex middendorffii*, *C. cryptocarpa*, *C. dolichocarpa*, *Coptis trifolia*, *Lobelia sessilifolia*, *Iris setosa*, *Sieversia pentapetala*, etc. The north-norwegian blanket-bogs are characterized by the west-european species: *Erica tetralix*, *Calluna vulgaris*, *Narthecium ossifragum* and others.

ВЛИЯНИЕ МЕЛИОРАЦИИ БОЛОТНЫХ ПОЧВ НА РЕЖИМ ГРУНТОВЫХ И ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

И. М. НЕСТЕРЕНКО

Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН,
nim@onego.ru

В 50–80-е годы XX столетия в Карелии были проведены значительные объемы мелиоративных работ. Ежегодно осушалось для сельскохозяйственного производства до 3–5 тыс. га болот и заболоченных земель, для лесохозяйственного – 25–50 тыс. га. К началу 90-х площадь первых достигла 90 тыс., вторых > 500 тыс. гектаров. До 50% этих площадей находятся на водосборах рек Шуи (бассейн Онежского озера), Олонки (бассейн Ладожского озера) и др. Рост степени дренирования бассейна неизбежно ведет к изменению режимов уровней грунтовых вод на осушаемых и прилегающих территориях, уровней озер, изменению составляющих элементов водного баланса и формирования речного стока

Комплексные мелиоративные, агрохимические, гидрофизические и гидрологические наблюдения и исследования проводились с 1962 г. на Корзинском опытно-мелиоративном стационаре. Болото Льежесу (Корзинская низина) расположено в центральной части бассейна р. Шуя, вблизи озера Сямозера (Нестеренко, 2002). В этом бассейне было осушено около 15 тысяч гектаров болот и заболоченных земель, которые используются в сельском и лесном хозяйстве. Для оценки изменений водного режима после осушения был выделен период с 1968 по 1984 г., близкий по климатическим условиям к среднему многолетнему (табл. 1).

Корреляционный анализ выявил наличие тесных связей в режимах уровней грунтовых (УГВ) и поверхностных (озерных) вод в летний, осенний и в целом за теплый период (май – октябрь) года. Приведенные в корреляционной матрице значения коэффициентов корреляции r отмечены как существенные при $p < 0.05$ (табл. 2). Наблюдалась слабая связь ($r < 0,50$, $p > 0,05$) в зимне-весенний период, что обусловлено особенностями аккумуляции, фильтрации, дренирования и формирования водных режимов в различных природных ландшафтах, при различных условиях промерзания, снегонакопления, снеготаяния.

Следует обратить внимание на тесную взаимосвязь УГВ неосушенного болота с уровнями воды Сямозера в летне-осенний период ($r = 0,67–0,79$), несколько ниже она в целом за теплый период года (май

Таблица 1

Климатические условия и уровни воды на болоте и в оз. Сямозере

Местоположение, показатели		Единица измерения	Период	Весна IV–V	Лето VI – VIII	Осень IX – X	Среднее V – X
Эссойла, осадки		мм	1951–99	64	196	119	379
			1968–84	63	179	128	370
Температура		градусы	1946–86	5,0	14,7	5,9	7,3
			1968–84	5,2	14,8	5,5	7,3
Уровень Сямозера над “0” поста		см	1946–86	72	78	60	72
			1968–84	68	71	53	63
Болото осушен.	СП–3	см	1968–84	98	120	118	114
	СП–5	см		66	82	77	78
неосушенное		см		1	11,7	10,7	8,0

Таблица 2

Коэффициенты корреляции озерных (Н), болотных (НП4) и вод на осушенном торфянике (СП3 и СП5) с осадками (Р) и температурой воздуха (Т)

	Нос	Нv–х	Ргг	Т5–10	НП4л	НП4ос	НП4vx	СП3о	СП5о	Рv–х
Нос	1	0.82	0.81	0.56	0.79	0.67	0.69	0.66	0.82	0.84
Нv–х		1	0.66		0.60	0.57	0.56		0.61	0.66
Ргг			1		0.62	0.53	0.60		0.75	0.96
Т5–10				1	0.55	0.48		0.59		
НП4л					1	0.81	0.77	0.65	0.62	0.75
НП4ос						1	0.69	0.72	0.65	0.71
НП4vx							1	0.51	0.73	0.70
СП3ос								1	0.52	0.58
СП5ос									1	0.84

Примечание: л– лето; о, ос – осень; v–х – май – октябрь,

–октябрь) – $r = 0,56$. Тесная связь наблюдается с УГВ на прилегающей осушенной части болота. Более высокие значения коэффициентов корреляции – с уровнями на СП5, что обусловлено условиями напорного водного питания с участием в нем вод Сямозера, уровень которого на 5–7 м выше поверхности болота.

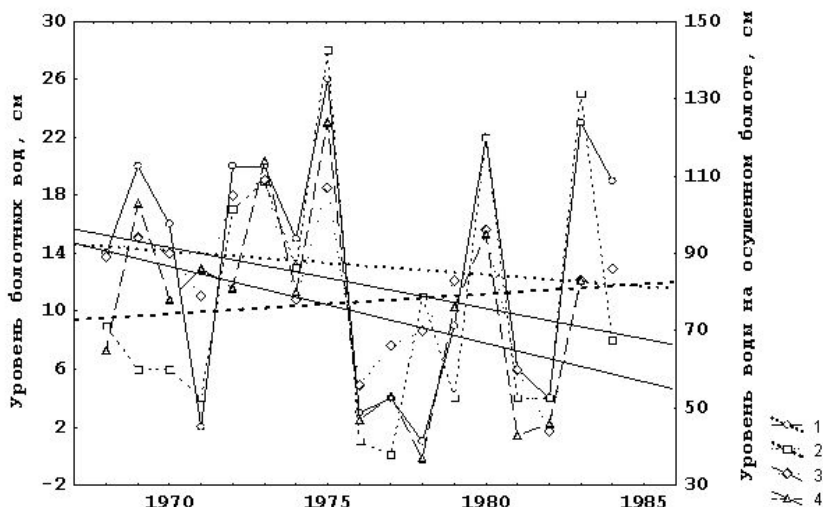


Рис. 1. Уровни стояния болотных вод: 1 – лето, 2 – осень; Уровни стояния грунтовых вод на осушенном болоте: 3 – лето, 4 – осень.

Рисунок 1 подтверждает наличие достаточно высокой связи режимов грунтовых вод на неосушенной и осушенной части болота в летний и осенний периоды. Различие трендов обусловлено тем, что на осушенной части болота наблюдается закономерная осадка и сработка торфа, понижение поверхности торфяника и уменьшение глубины стояния грунтовых вод за счет снижения дренирующей роли осушительной сети. Реконструкция дренажной сети ведет к новому понижению УГВ (Карпечко, Нестеренко, 1981).

На неосушенном болоте небольшой положительный тренд обусловлен влиянием крупной ловчей и проводящей сети каналов, уход за которой с ее углублением проводился более регулярно. В среднем за рассматриваемый 17-летний период величина понижения болотных вод составила осенью около 5 см. Летом уровень воды удерживается у границы дея-

тельного слоя (14 – 25 см), что является основой жизни и устойчивости болотных экосистем (Нестеренко, 1979).

Влияние осушительных каналов распространяется на расстояние до 30–50 м. В центральной части даже в очень сухие годы (1975, 1980) УГВ редко опускались ниже границы деятельного слоя (30–40 см). Но уже весной 1976 и 1981 г. они установились на поверхности и в последующие влажные летние сезоны находились в слое 0–5 см. Средний уровень за теплые периоды (V–X) 1968–1985 гг. составил 10 см. На прилегающей осушенной части болота в сухие годы УГВ понижались до 150, во влажные – до 40–80 см.

Многофакторный регрессионный анализ подтвердил наличие тесных взаимосвязей в слабонарушенной природной системе (рис. 1). Так летние уровни болотных вод определяются как уровнями выше расположенного Сямозера, так и уровнями осушенного болота в этот период:

$$\text{Нпп4} = 0,122\text{Тгл} + 0,663\text{Нсп3} - 0,18\text{Нсям} - 24,3, r = 0.82 \quad (1)$$

О близости наблюдаемых и расчетных значений в пределах 95% – го уровня значимости можно судить и по рис. 2.

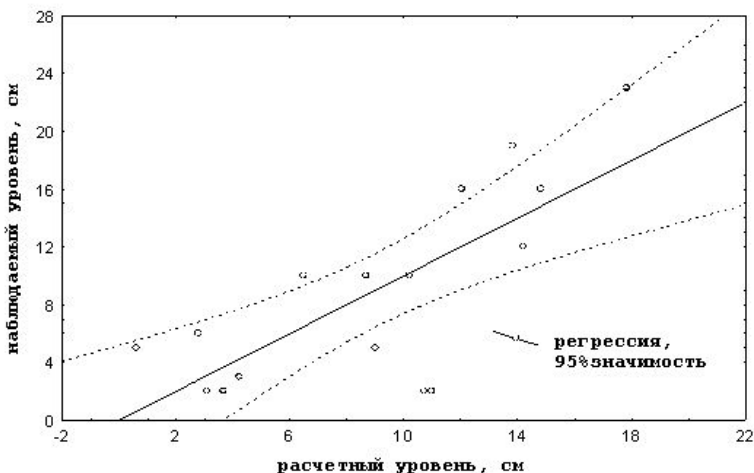


Рис. 2 Связь наблюдаемых и расчетных средних уровней болотных вод за май–октябрь по уравнению (1).

Единая Шуйско–Сямозерская болотно–озерно–речная система сохраняет высокую устойчивость при сельхоз– и лесосушении до 15% площади ее водосбора. Коэффициенты корреляции стока реки Шуя в ее

замыкающем створе с уровнями озера сохраняются до 0,9 и после осушения.

Исследования показали, что в условиях Европейского Севера России сельско – и лесохозяйственные мелиорации, затрагивающие обычно до 15% площади бассейна озерно–речных систем, не оказывают существенного влияния на их гидрологический режим. По данным наблюдений за 1946–1986 гг. при снижении уровней Сямозера (F зеркала=266 км²) в среднем на 12 см отмечается регулирующее влияние мелиораций с ростом продуктивности сельскохозяйственных и лесных земель (Нестеренко, 2002; Климат..., 2004). На 20–30 см снижаются максимальные весенне–летние уровни, их вариабельность. При некотором снижении зимних уровней озера практически неизменными сохраняются минимальные уровни в теплый период года, что обусловлено дренирующей ролью мелиоративной сети и увеличением притока грунтовых вод с вышерасположенных частично осушенных болотных водосборов.

Более ранние сроки начала и продолжительности весеннего половодья, как и уменьшение слоя стока за гидрологический год (в пределах 10%) связаны также с некоторым потеплением – на 0,6⁰ за весну и на 0,2⁰ С за апрель – октябрь в Южной Карелии.

Все это свидетельствует о сохранении устойчивости озерно–речных и болотных систем в измененных условиях при незначительных антропогенных нагрузках в природных ландшафтах Карелии.

Литература

Карпечко Ю.В., Нестеренко И.М. Водный и тепловой режим осушенных болот и заболоченных земель Карелии. Петрозаводск, Институт водных проблем Севера, 1981. 120 с.

Карпечко Ю.В., Нестеренко И. М., Осипов В.В. Изменение стока с осушаемых болот и заболоченных земель при их эксплуатации в сельскохозяйственном производстве // Водные ресурсы. 2004, том 31, 4. С. 401–406.

Нестеренко И.М. Мелиорация земель Европейского Севера СССР. Л. Наука. 1979. 360 с.

Нестеренко И.М. Оценка влияния гидрометеорологических факторов на режим изменения уровня Сямозера при осушительной мелиорации // Водные ресурсы. 2002, том 29, 2. С. 235–239.

Климат Карелии: изменчивость и влияние на водные объекты и водосборы. Петрозаводск. 2004. С. 78–87.

I. M. NESTERENKO. Influence of peatland drainage on the regime of ground – and surface waters

At the end of the 20th century the attention was focused on the regularities of variations in the natural properties of bogs subjected to drainage, the effect of drainage on the adjoining areas and water receivers, and the development of the landscape principles and engineering measures for the environmental protection. Under the conditions of the European North of Russia, agricultural and forestry drainage, which generally comprises <10% of the catchment area of the suo-rivers systems, has only a slight effect on the hydrological regime of these ecosystems.

ГИДРОЛОГО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ПРОБЛЕМЫ ХОЗЯЙСТВЕННОГО ОСВОЕНИЯ БОЛОТ

С. М. НОВИКОВ

Государственный гидрологический институт, С.–Петербург

Болото является природным образованием, существенно отличающимся от других природных ландшафтов. Торфяное болото можно рассматривать как живой организм, который рождается, развивается, наращивая свое торфяное тело и, когда прекращается процесс торфонакопления, умирает, превращаясь в торфяник. Никакой другой элемент ландшафта кроме болот тысячелетиями не накапливает и не консервирует органическое вещество. Поэтому это обстоятельство необходимо всегда учитывать при решении вопросов, связанных с рациональным использованием болот. Надо эффективно осваивать их, а не бороться с ними.

Открытие и разработка нефтяных и газовых месторождений в северных районах страны (Западная Сибирь, Коми) в последней четверти прошлого столетия привели к резкому росту антропогенного воздействия на болота. Принимая во внимание, что болота относятся к водным объектам, которые подлежат охране, возникла необходимость в оценке характера и степени антропогенного воздействия на них с целью разработки рекомендаций по снижению негативных последствий этого воздействия.

Степень антропогенного влияния на болота варьирует в широких пределах – от полного их уничтожения при освоении под сельскохозяйственное производство и торфодобычу до нарушения природных условий на отдельных участках болотных массивов при строительстве на них разного рода сооружений. При этом к числу техногенных нагрузок на болота можно отнести: строительство линейных сооружений (дорог и трубопроводов), передвижение по болотам строительной техники, разливы нефти

при авариях на нефтепромыслах и нефтепроводах, сброс на болота сточных вод. Последствиями этих техногенных нагрузок являются: нарушение водного и теплового режима, растительного покрова и поверхности болот, загрязнение болот нефтью и сточными водами.

Поскольку уровни воды на болотах находятся обычно вблизи дневной поверхности, то любые сооружения, возводимые на болотах, вносят изменения в механизм стока болотных вод. Особенно сильные изменения оказывают линейные сооружения, возводимые на болотах, которые в большинстве случаев выступают в качестве препятствий естественному стоку болотных вод. В результате этого, вдоль линейных сооружений образуются зоны подтопления и подсушки болота, размеры которых зависят от ряда факторов и, в первую очередь, от угла под которым линейное сооружение подходит к направлению движения болотных вод. Наибольшее влияние сооружение оказывает при угле подхода равном 90^0 , наименьшее – при угле 0^0 . Изменение режима уровней на нарушенных участках «талых» болот приводит к изменению водно-теплового режима. На участках подтопления болот возрастает величина радиационного баланса за счет уменьшения альбеда поверхности, повышается коэффициент теплопроводности деятельного слоя, в результате чего увеличивается поток тепла в торфяную залежь, ее температура и испарение, уменьшается глубина промерзания. Изменение водно-теплового режима обуславливает изменение экологических условий в этих зонах. В результате происходит смена состава растительного покрова, что приводит к смене типа болотного микроландшафта. На мерзлых болотах (полигональных и бугристых) в зонах подтопления увеличивается глубина сезонного протаивания болот, понижается устойчивость повышенных элементов мезорельефа к разрушению. На участках «подсушки» болот рассмотренные выше процессы противоположно направлены.

Наибольшее подтопление болот у линейных сооружений наблюдается в период весеннего половодья и высоких дождевых паводков, наименьшее – в меженный период. Поскольку бугры на бугристых болотах обычно на 0,5–0,7м превышают топи, то при среднем подтоплении топей на 0,5м бугры будут подтоплены на значительно меньшую величину. Однако, несмотря на это, последствия техногенной нагрузки на бугры оказываются все же большими, чем на топи. Последствия изменений уровня режима при «подсушке» участков бугристых болот в большей степени проявятся на топях. Так, оттаивание топей при снижении уровней уменьшается примерно в 2,0 раза. Соответственно на $2-5^0$ уменьшается температура торфяной залежи в корнеобитаемом слое. Учитывая все это, можно допустить возможность появления многолетнемерзлого слоя

в торфяной залежи топей и постепенного увеличения его мощности. В естественных условиях торфяная залежь топей на бугристых болотах обычно оттаивает полностью.

Рассмотренная выше оценка изменений водно-теплового режима бугристых болот при повышении и понижении уровня болотных вод дает первое представление о возможных последствиях таких видов антропогенных нагрузок, как подтопление и «подсушка». Влияние подтопления на олиготрофные сфагновые болота, как отмечалось выше, проявляется в конечном итоге в изменении состава растительного покрова, а, следовательно, и типа болотного микроландшафта. Смена микроландшафтов на олиготрофных болотах по мере повышения среднемноголетнего уровня болотных вод имеет следующую последовательность: сосново-сфагново-кустарничковый, сфагново-кустарничково-сосновый, сфагново-кустарничково-пушицевый, сфагново-осоково-шейхцериевый. На буграх бугристых болот в результате их подтопления, а, следовательно, и потепления корнеобитаемого слоя произойдет смена лишайников на сфагновые мхи. На топиях при этом виде воздействия существенных изменений в растительном покрове не произойдет.

При подтоплении болот вдоль линейных сооружений нарушаются не только экологические условия болот, но и снижается устойчивость самих сооружений. Чтобы свести к минимуму негативные последствия этого вида воздействий на болота, необходимо при проектировании линейных сооружений (их трассировании) учитывать направление движения болотных вод. Это обеспечит нормальный пропуск болотных вод через сооружения, правильно размещенными водопропускными отверстиями. Для этого используются сетки линий стекания болотных вод, методика построения которых разработана К. Е. Ивановым (1957). Следует заметить, что смена состава растительного покрова на участках подтопления и «подсушки» окажет определенное влияние на альбедо подстилающей поверхности, а, следовательно, и на радиационный баланс. Изменение радиационного баланса отразится на величине испарения, промерзания и оттаивания. Однако, на данном этапе исследований рассмотреть всю цепочку преобразований природных условий болот под воздействием даже одного вида антропогенной нагрузки – подтопления, не представляется возможным.

При строительстве линейных сооружений происходит обычно нарушение поверхности болота и растительного покрова на значительных площадях. Подготовка трасс этих сооружений предусматривает очистку их от древесной растительности. При выполнении этих работ строительная техника, расчищающая трассы, сильно нарушает напочвенный по-

кров, а также микрорельеф поверхности болота. Нарушение растительного покрова, очесного слоя и микрорельефа поверхности болота приводит к изменению шероховатости поверхности и, как следствие, к изменению условий распределения снежного покрова. Последнее, в свою очередь, отражается на режиме промерзания торфяной залежи, и в конечном итоге, на изменении теплового режима деятельного слоя. Более значительные повреждения торфяной залежи строительной техникой приводят к изменению направлений движения поверхностных вод, к изменению характера стока болотных вод. Как показывают наблюдения, после строительства линейных сооружений придорожные полосы в дальнейшем уже не расчищаются, а, следовательно, и не нарушается их поверхность. По мере восстановления растительного покрова водно-тепловой режим нарушенных участков болот при подготовке трасс линейных сооружений будет постепенно приближаться к естественному режиму.

Следует отметить, что дороги, отсыпанные минеральным грунтом, а также сам транспорт и перевозимые им грузы оказывают влияние на растительный покров придорожной полосы непосредственно примыкающей к дороге. Вдоль дорог на олиготрофных болотах появляется несвойственная для этих болот растительность – ивы, осины, березы, иван-чай и др.

Большой ущерб природной среде северных районов наносит гусеничный и колесный транспорт. Интенсивное хозяйственное освоение этих районов обусловило поступление на север и использование там огромного парка строительной и транспортной техники. Вся эта техника, особенно в период разведки нефтяных и газовых месторождений и первые годы освоения территории, «колесила» не только зимой, но и летом, практически по бездорожью, сильно нарушая, а часто, и полностью уничтожая растительный покров. По данным, приведенным в работе Б. И. Груздева, А. С. Умиякиной, (1984), при пятикратном проезде трактора по одной и той же колее мохово-лишайниковый покров практически полностью сдирается с минерального грунта и разрушается. Уничтожение растительного покрова способствует развитию процесса эрозии почв и как следствие – оврагообразованию. Восстановление растительного покрова после прекращения движения гусеничной техники происходит лишь через 10 и более лет. Одно- и двухразовые проезды тракторов по болотам и заболоченной тундре в теплый период года приводят к нарушению растительного покрова, изменению его состава.

Широкое использование техники на сильно заболоченных территориях является одной из основных причин повышения пожароопасности болот. Несоблюдение правил по пожарной безопасности водителей

транспортных средств, а также неосторожность обращения с огнем людей, работающих в поле, приводят к частым и обширным по площади пожарам. Сильно страдают от пожаров болота, на которых полностью выгорает растительный покров, и, в первую очередь, на повышенных элементах микрорельефа. На восстановление растительности на выгоревших территориях требуется не менее 10 лет. Снижение влияния этого вида техногенного воздействия на болота требует разработки и строгого выполнения природоохранных и противопожарных мероприятий при использовании строительной и транспортной техники на болотах.

Нефть – один из самых интенсивных загрязнителей поверхностных и подземных вод. Около 100 г нефтепродуктов загрязняют 8 тыс. литров воды настолько, что она становится непригодной для жизни гидробионтов и хозяйственного потребления (Экология ..., 1997). Нефтяная пленка затрудняет и даже прекращает обогащение воды кислородом. Растворимость нефти в воде невелика, распад ее происходит медленно, особенно при низких температурах.

Добыча и транспортировка нефти оказывают значительное влияние на природную среду. В связи с этим проблеме охраны поверхности суши (почво-грунты, поверхностные и подземные воды) от загрязнения нефтью и нефтепродуктами посвящено большое количество работ. Весьма обширная библиография по вопросам влияния добычи и транспортировки нефти на природную среду приведена в монографии Н. П. Солнцевой (1998). В работах, упомянутых в этой монографии, рассматриваются самые разные аспекты данной проблемы, в том числе и такие, как: оценка последствий воздействия аварийных выбросов нефти (на нефтепромыслах и магистральных трубопроводах) на окружающую среду, характер распространения нефтяных загрязнений в почво-грунтах и по территории; разработка эффективных методов борьбы с нефтяными загрязнениями поверхности суши и водной поверхности; изменение фракционного состава нефти при взаимодействии с почво-грунтами, поверхностными и подземными водами, деградация растительности под влиянием длительного нефтяного загрязнения и пути её восстановления, процессы самоочищения природной среды и восстановления почвенного и растительного покрова нефтезагрязненных экосистем и др.

В отношении болот подобных исследований крайне мало, несмотря на то, что многочисленные месторождения нефти в нашей стране расположены на сильно заболоченных территориях. В условиях болот, занимающих обширные водораздельные пространства, изучение миграционных процессов нефтезагрязнений имеет большое значение. Совершенно очевидно, что корректное решение таких экологических задач, как про-

гнозирование скорости распространения нефти по мере удаления от источника загрязнения, определение уровня экологической безопасности вод водоприемников болотных систем должно основываться на количественной характеристике степени трансформации нефти и нефтепродуктов в процессе фильтрации их через торфяную залежь болотного массива. Не менее важной для решения природоохранных задач, и, в первую очередь, для прогнозирования последствий нефтяных загрязнений болот является также оценка поглощающей и самоочищающей способности торфяной залежи.

По болотам имеется порядка 10 работ, в той или иной степени связанные с вопросами нефтяных загрязнений. Так, в работе Д. В. Москвиченко (1998) дается характеристика загрязнения окружающей среды на территории Тюменской области, приведен анализ устойчивости ландшафтов, в том числе и болотных, к загрязнению, а также дана оценка способности их к самоочищению. Влияние нефтяных загрязнений на растительный покров болот рассматривается в ряде работ: Б. Е Чижов и др. (2000), С. М. Новиков (1984), С. М. Маковский (1988), С. М. Чалыщев, В. П. Гладков (1991); характеру распространения нефтяных загрязнений на болотах и их поглощению торфом посвящены работы С. М. Новикова (1984), С. М. Маковского (1988, 1989), А. П. Братцева (1988), И. Л. Калужного, С. А. Лаврова (1999), С. М. Новикова, Л. И. Усовой (2004).

Результаты, полученные при исследовании процесса распространения нефтяных загрязнений на болотах и поглощения их торфяной залежью (Чижов и др., 2000; Опекунова и др., 1996; Маковский, 1989, практически, не поддаются обобщению. Это объясняется тем, что в работах по исследованию рассматриваемых процессов, обычно отсутствует детальная ландшафтная характеристика места загрязнения, и не приводится описание условий, при которых произошел выброс нефти и происходило её растекание. В частности в статьях не приводится характеристика гидрометеорологической ситуации при разливе, отсутствуют сведения о положении уровня болотных вод, объеме и времени выброса нефти. В связи с этим не представляется возможным выявить какие-либо общие закономерности в процессах растекания нефти на болотах и её аккумуляции торфяной залежью, а, следовательно, и составить рекомендации по определению скоростей растекания, площадей загрязнения и объемов поглощения нефти болотами при аварийных выбросах.

К числу экспериментальных работ по определению поглощения нефти и нефтепродуктов торфом относятся лишь две работы (Братцев, 1988; Новиков, 2004). В статье А. П. Братцева (1988) приведены резуль-

таты опытов по определению поглощения нефти и солянки торфом. Эксперименты проводились на образцах торфа ненарушенной структуры, которые сверху заливались нефтью и солянкой до полного насыщения. К сожалению, данные экспериментов А. П. Братцева, как и всех других полевых обследований загрязненных участков болот, не увязаны ни с типами болотных микроландшафтов, ни с видами торфа.

В нашей работе (Новиков, 2004) рассмотрены результаты исследований, проведенных с максимальным приближением к естественным условиям поглощения нефти торфяной залежью болот. Практически был максимально смоделирован процесс поглощения нефти на болоте. Как известно, процессы проникновения нефти в торфяную залежь при аварийных выбросах и её поглощения определяются многими факторами. Однако главными из них все же являются уровень болотных вод и коэффициент водоотдачи залежи, определяющие величину «свободного пространства» для аккумуляции нефти в деятельном слое болот.

Эксперименты проводились на 6 торфяных монолитах ненарушенной структуры (диаметр монолита 8 см, высота 34–48 см), отобранных на болоте Ламмин-Суо, расположенном на Карельском перешейке в Ленинградской области. Основой для привязки результатов моделирования к конкретным типам болотных микроландшафтов могут служить данные по водно-физическим свойствам торфяной залежи, полученные ГГИ при стационарных (Наставление, вып. 8, 1990) и экспедиционных исследованиях болот (Болота Западной Сибири ..., 1976).

Экспериментальное исследование процесса проникновения нефти в торфяную залежь в режиме снижения уровня болотных вод при температуре воздуха 20⁰С показало, что нефть достаточно быстро проникает в верхние слои деятельного слоя болот, заполняя освобождающиеся от воды поры. По мере снижения уровня воды и уменьшения коэффициентов водоотдачи торфяной залежи с глубиной интенсивность процесса поглощения нефти постепенно падает. При повышении уровня болотных вод значительная часть аккумулятивной нефти вымывается. Причем степень её вымывания зависит от коэффициента водоотдачи торфяной залежи: чем он больше, тем больше объем вымываемой нефти. На олиготрофных сфагновых болотах объем нефти, который может вместить в себя торфяная залежь, определяется толщиной деятельного слоя и положением уровня болотных вод на момент выброса нефти. Величины этих объемов для отдельных болотных микроландшафтов впервые получены при экспериментальных исследованиях (Новиков, 2004). На бугристых и полигональных болотах объем нефти, который может вместить торфяная залежь, будет зависеть в основном от толщины деятельного слоя, которая

меняется в течение теплого периода в связи с оттаиванием торфяной залежи.

Загрязнение поверхности болот нефтью происходит, в основном, при залповых выбросах ее на нефтепромыслах и магистральных нефтепроводах. При этом образующееся пятно нефти постепенно растекается по болоту в направлении максимального уклона. Последствия аварий, связанные с выбросом нефти на болота, являются весьма тяжелыми как по продолжительности воздействия, так по сложности их устранения, поскольку собирать нефть с неровной, покрытой растительностью, поверхности очень трудно. Разлив нефти на болото опасен возможностью быстрого распространения загрязнения болотными водами. Наиболее благоприятные условия для растекания нефти на болотах независимо от их типа наблюдаются в период весеннего половодья и дождевых паводков – при высоком стоянии уровня болотных вод. В это время в связи с малой мощностью зоны аэрации поглощающая способность торфяной залежи минимальная. Однако следует иметь в виду, что при высоких уровнях болотных вод наблюдаются максимальные скорости воды, а, следовательно, и наиболее быстрое распространение нефтяных загрязнений по территории болота. Наиболее интенсивно растекается нефть в сильно обводненных микроландшафтах верховых болот (проточные топи) и на пониженных элементах мезорельефа бугристых (топи, ложбины) и полигональных (межполигональные трещины) болот. В микроландшафтах, где наблюдается только фильтрационный сток и в редких случаях полуповерхностный, условия для быстрого распространения нефти менее благоприятны. К этим микроландшафтам на олиготрофных болотах можно отнести: лесные, мохово–лесные, моховые и отчасти комплексные. Необходимо отметить, что быстрому растеканию нефти на болотах в большой степени препятствует растительный покров и торфяная залежь, которые сорбируют значительную её часть.

При низких уровнях болотных вод нефть, вылитая на болото, доходит до уровня воды, загрязняя практически всю зону аэрации торфяной залежи. Очень малые уклоны поверхности болотных вод и быстрое уменьшение коэффициентов фильтрации с глубиной обуславливают крайне медленную фильтрацию нефти через торфяную залежь при таких уровнях. Проникновение нефти в более глубокие слои торфяной залежи в значительной степени сдерживается уровнем воды, а в условиях многолетней мерзлоты и многолетнемерзлым слоем. В холодный период, когда нефть загустевает, она растекается очень медленно.

Условия стока болотных вод в течение года, как известно (Иванов, 1957; Болота Западной Сибири..., 1976), сильно меняются. Поэтому и

условия растекания нефти на болотах, если учесть, кроме типа болота еще сезон года, степень обводненности массива и погодные условия в момент разлива нефти, а также характер выброса нефти – весьма многообразны. Этим, в основном, и объясняется сложность решения вопросов, связанных со снижением негативных последствий аварийных выбросов нефти на болота.

Как уже отмечалось выше, нефть, поступившая на болото, растекается в направлении максимального уклона поверхности. Эти направления на болотных массивах хорошо отражает гидродинамическая сетка линий стекания болотных вод, составляемая на основе дешифрирования материалов аэрофотосъемки (Иванов, 1957). Линии тока (стекания) на этой сетке указывают направления движения поверхностных и фильтрационных вод, а, следовательно, и направления растекания нефти. В борьбе с нефтяным загрязнением болот главным является быстрая локализация нефтяного разлива и, в первую очередь, предотвращение растекания нефти в направлении элементов гидрографической сети (топей, ручьев, рек, озер). Попадание нефти в гидрографическую сеть в десятки и сотни раз увеличивает интенсивность распространения нефтяных загрязнений, а, следовательно, и площадь загрязнения.

Для успешного проведения мероприятий по быстрой локализации пятна разлива нефти необходимо располагать картой-схемой сетки линий стекания болотных вод и типологической картой на аварийный участок (они составляются заранее на районы возможных загрязнений болот нефтью). По сетке линий стекания можно быстро определить направления растекания аварийного нефтяного выброса и наметить главные участки первоочередного перехвата нефти. Типологическая карта при этом позволяет получить ландшафтную характеристику болота на аварийном участке и прилегающей к нему территории, а, следовательно, и представление о водном режиме различных болотных микроландшафтов и их проходимости, необходимые для разработки оперативного плана мероприятий по локализации пятна разлива. В качестве преграды для растекающегося пятна нефти может служить торфяная дамба, возведенная вдоль фронта растекания нефти. Канава, которая образуется при возведении дамбы, будет служить в качестве нефтеприемника при сборе нефти.

Попавшая на болото нефть со временем претерпевает существенные изменения в результате фракционирования и окисления. Выбросы нефти на болота приводят к гибели растительного покрова (Новиков, 1984; Маковский, 1988, 1989), и, в первую очередь, на пониженных элементах микрорельефа. По мере разложения нефти растительность болот постепенно восстанавливается. На олиготрофных (сфагновых) болотах, где

наблюдается значительный прирост сфагновых мхов, остатки нефти и её тяжелые фракции постепенно зарастают мхами, а затем травами и кустарничками и со временем погребаются. Время восстановления растительного покрова олиготрофных болот зависит от целого ряда факторов (тип болотного микроландшафта, степень заливости нефтью, время года и положение уровней болотных вод относительно поверхности в момент разлива нефти и др.) и исчисляется 6–12 годами. Процесс восстановления болотных ландшафтов зоны многолетней мерзлоты более длительный в связи с малым приростом растительной массы и низкими температурами торфяной залежи сфагновых болот.

Борьба с нефтяными загрязнениями на болотах сильно осложняется труднодоступностью заболоченных территорий из-за малой несущей способности поверхности болот, особенно в теплое время года. Для эффективной борьбы с разливами нефти на болотах и, в первую очередь, при авариях на магистральных нефтепроводах необходимо располагать строительной техникой высокой проходимости, способной работать даже в условиях сильного обводнения болот. С помощью такой техники при наличии достоверной и наглядной информации о динамике растекания нефтяного пятна и природно-технических свойствах аварийного участка можно оперативно провести работу по быстрой локализации этого пятна.

Промышленное освоение заболоченных территорий северных районов вызвало необходимость привлечения сюда большого количества людей и строительства многочисленных постоянных и временных населенных пунктов. В результате появилась проблема, связанная с загрязнением болот сточными водами. К сточным водам, как известно, относятся бытовые, производственные и ливневые воды. До последнего времени сточные воды сбрасывали на болота, не принимая во внимание, что болота являются водными объектами и их необходимо охранять. Если при сбросе сточных вод в реки и озера рассчитывается ПДС загрязняющих веществ и тем самым в какой-то мере сдерживается загрязнение водных объектов, то для болот ПДС не рассчитывается, поскольку для них еще не разработана методика расчета. Отсутствие такой методики, прежде всего, связано с отсутствием принципиальных основ для ее разработки и величин ПДК (предельно допустимая концентрация) загрязняющих веществ для болот. Помимо механического и химического загрязнения, сброс на болота сточных вод оказывает также и тепловое загрязнение. Теплые бытовые и промышленные воды, повышая температуру болотных вод, в определенной степени влияют на рост растительного покрова, а в условиях мерзлых болот, и на режим промерзания и оттаивания торфяной залежи

Рассматривая вопрос о загрязнении болот, следует иметь в виду два аспекта: сохранение болотных экосистем и использование свойств болот для очистки загрязненных вод. Необходимо отметить, что болота обладают хорошими очистными свойствами и успешно справляются с очисткой поступающих на них загрязненных вод (Боч и др., 1996; Экология ..., 1997 и др.), о чем свидетельствует довольно обширная литература по этому вопросу у нас и за рубежом. При решении вопроса об использовании болота для очистки сточных вод необходимо, как во всех других случаях освоения болот, научное гидролого–экологическое обоснование проекта освоения.

Самоочищение – это совокупность механических, физико-химических и биохимических процессов, ведущих к восстановлению фоновому состоянию природного образования, подвергнутого загрязнению (Оборин и др., 1988; Глазовская, Пиковский, 1980). Механические процессы способствуют сорбции взвешенных веществ, содержащихся в сточных водах. В результате физико-химических процессов происходит химическая и физическая адсорбция растворенных веществ. Эффективность процесса самоочищения болот от загрязняющих веществ зависит от состава, количества и интенсивности поступления загрязняющих веществ типа болотного микроландшафта сезона года и погодных условий.

Литература

Болота Западной Сибири, их строение и гидрологический режим. Л., Гидрометеиздат, 1976. 447 с.

Боч М.С., Смагин В.А., Кузьмина Е.О. Опыт использования сфагновых болот для очистки сточных вод. //Тр. СПбНИИЛХ, Гидролесомелиорация: наука–производству. Санкт–Петербург, 1996. С. 72,73.

Братцев А.П. Поглощение нефти и нефтепродуктов торфяными почвами //Влияние геологоразведочных работ на природную среду Большеземельской тундры. Труды Коми науч. центра Уро АН СССР. Сыктывкар, 1988. № 90. С. 29–35.

Глазовская М.А., Пиковский Ю.И. Скорости самоочищения почв от нефти в различных природных зонах. //Природа, 1980. № 5. С. 118–119.

Груздев Б.И., Умиякина А.С. Влияние вездеходного транспорта на растительность Большеземельской тундры. //Устойчивость растительности к антропогенным факторам и биорекультивация в условиях Севера. Сыктывкар, 1984. С. 19–22.

Груздкова Р.А., Сурнин В.А. Распространение нефтяных загрязнений в почве //Труды ин–та экспер. метеорологии. М., 1990. Вып. 17. С. 69–73.

- Иванов К.Е.* Основы гидрологии лесной зоны. Л., Гидрометеиздат, 1957. 500 с.
- Калужный И.Л., Лавров С.А.* Гидрометеорологическое обеспечение при локализации и ликвидации аварийных разливов нефти на магистральных нефтепроводах, расположенных на верховых массивах //Новые тенденции в гидрометеорологии М., 1999. Вып. 5. С. 88–97.
- Маковский В.И.* Влияние нефтезагрязнений на состояние болотных экосистем в Сургутском Приобье //Экология нефтегазового комплекса. М., 1988. С. 203–215.
- Маковский В.И.* Влияние нефтезагрязнений на растительный покров и торфяную залежь олиготрофных болот. //Растительность в условиях техногенного ландшафта Урала. Свердловск, 1989. С. 96–102.
- Московченко Д.В.* Нефтедобыча и окружающая среда (эколого-геохимический анализ Тюменской области). Новосибирск. Наука. Сибирское предприятие РАН, 1998. 111с.
- Наставление гидрометеорологическим станциям и постам. Л., Гидрометеиздат. 1990. Вып.8. 360с.
- Новиков С.М.* Изменения условий обитания растений на болотах северных районов Западной Сибири при хозяйственном освоении территории. //Устойчивость растительности к антропогенным факторам и биорекультивации в условиях Севера. Сыктывкар, 1984. С. 23–27.
- Новиков С.М.* Экспериментальные исследования поглощения нефти торфяной залежью болот. //Сборник работ по гидрологии. № 27. СПб, 2004. С. 86–96.
- Новиков С.М., Усова Л.И.* Условия растекания нефти на различных типах болот, и гидрологическое обоснование мест перехвата нефтяных разливов при их локализации. //Сборник работ по гидрологии. № 27. СПб, 2004. С. 135–146.
- Оборин А.А., Калачникова И.Г., Масливец Т.А.* Самоочищение и рекультивация нефтезагрязнений почв Приуралья и Западной Сибири. //Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем. М., Наука, 1988. С. 140–156.
- Опекунова М.Г., Арестова И.Ю., Щербаков В.М., Ганул А.Г.* Загрязнение нефтепродуктами почв Тюменского Севера. //Вестник СПб университета. 1996. Сер.7. Вып. 3. С. 87–90.
- Потапова Т.М., Новиков С.М., Валушко И.И.* Закономерности аккумуляции нефтезагрязнений в деятельном слое болот и их экологическая роль как естественных фильтров. //Вестник СПб университета. 2000. Сер.7. Вып. 1 (№ 7). С. 120–124.

Солнцева Н.П. Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. //Изв. Московск. ун-та, 1998. 375 с.

Чальшев Л.В., Гладков В.П. Антропогенные смены растительности нефтезагрязняющих территорий. //Освоение севера и проблема рекультивации (тезисы докладов). Сыктывкар, 1991. 200 с.

Чижов Б.Е., Захаров А.И., Гаркунов Г.А., Пауничев Е.А., Подшивалов В.А. Воздействие нефтедобычи на болотные системы Ханты–Мансийского автономного округа. //Региональные проблемы изучения и использования избыточно-увлажненных лесных земель. Екатеринбург, 2000. С. 25–29.

Экология Ханты–Мансийского автономного округа. Тюмень, 1997. 286 с.

S. M. NOVIKOV. Hydrological and ecological aspects of problem of bogs' economic development

Discovery and exploitation of oil and gas deposits lead to a sharp growth of human impact to bogs (swamps) in northern areas of the Russian Federation. Taking into consideration that bogs (swamps) are protected water bodies, there is a necessity to evaluate character and degree of human impact to them, in order to develop recommendations to decreasing negative consequences of this impact.

This paper is devoted to analysis of impact to natural conditions of bogs (swamps) of: linear constructions development at bogs (swamps), overflow of oil after damages at oil output enterprises and oi-pipe-lines, sewages and movement of construction engineering. The proposals for decreasing negative consequences of this impact are discussed. The fulfilled analysis is based on the results of field research at the regions of oil and gas deposits of the Western Siberia, as well as the data of observations at the bog Roshydromet.

СТРУКТУРНО-ДИНАМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ РАЗВИТИЯ МИКРОРЕЛЬЕФА МОХОВЫХ БОЛОТ

В. В. ПАНОВ

Тверской государственный технический университет,

vvpanov@tvcom.ru

Особенности функционирования сфагновой дернины. По ориентации отмерших фрагментов стеблей мха можно установить траекторию движения дернины за несколько лет. Преемственность перемещения за-

висит от скорости наклона стволиков мха за определенный период. Чем больше скорость, тем меньше степень преемственности, вплоть до распада дернины на отдельные особи. Это наблюдается при уменьшении плотности дернины и при увеличении увлажнения местообитания. По данным П. К. Воробьева (1965.) масса области головок мха больше массы области дернины с наклонно расположенными стеблями. Естественно, если дернина находится в разуплотненном состоянии при высоком стоянии уровня воды, то будет наблюдаться оседание дернины. В случае дефицита влаги будет наблюдаться рост плотности дернины и высокая морфологическая устойчивость дернины за счет жесткости каркаса из сомкнутых головок мха (Смоляницкий, 1977). Направление движения мхов в горизонтальном направлении достаточно просто определять по наклону стеблей трав, особенно при наличии стереопары плановой фотосъемки поверхности болота.

Известно (Метс, 1978; Воробьев, 1979; Кузьмин, 1980), что амплитуда колебаний уровня воды способствует развитию дифференциации микрорельефа. Повышения микрорельефа менее подвижны при колебаниях уровня воды, чем понижения. В результате с ростом амплитуды колебания уровня воды структурная связь между соседним повышением и понижением микрорельефа уменьшается.

Предположим, что дернина получила начальный импульс перемещения в сторону повышения. Если на пути ее перемещения встречается участок поверхности с уменьшением амплитуды колебания торфяного субстрата, то дернина замедляет движение, увеличивая свою плотность (рис. 1 *A*). Возрастание упругости передней части дернины ведет к тому, что последующая ее часть меняет траекторию своего движения (рис. 1 *B*). В случае роста амплитуды колебаний субстрата и его увлажненности дернина разуплотняется (рис. 1 *C*). Если передняя часть дернины полностью теряет упругость, также происходит изменение траектории движения последующей части дернины в соответствии с механизмом саморегуляции ее плотности (Смоляницкий, 1977) (рис. 1 *D*). Причиной перемещения сфагновой дернины являются колебание уровня воды и поверхности болота, а геофизическая неоднородность торфяного субстрата, и связанные с ним увлажнение и рельеф поверхности, способствуют ориентации этого перемещения.

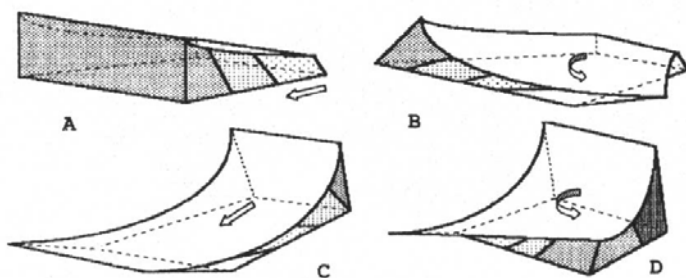


Рис. 1. Механические модели дернин мха:

A – сжатие, *B* – растяжение с поворотом, *C* – растяжение прямолинейное, *D* – сжатие с поворотом



Рис. 2. Дифракция моховых дернин:

темная часть – повышение микрорельефа, стрелка – траектория движения дернин в понижении микрорельефа

На рис. 2 показан процесс дифракции в моховом покрове, свойственный волнам.

При взаимодействии двух сфагновых дернин они образуют новую волну (рис. 3).

Ежегодное возобновление роста мха в соответствии со сложившейся структурой сфагновой дернины за ряд последних лет способствует сохранению формы и амплитуды волны из мха. Его рост и наклон его стеблей можно сопоставить процессам накопления и рассеивания энергии волн. При невозможности регуляции своего состояния благодаря

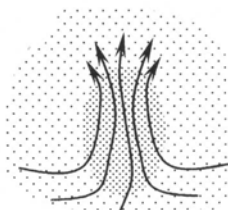


Рис. 3. Взаимодействие дернин с формированием повышения в виде новой волны-дернины

движению, дернина теряет целостность и распадается (рис. 4). Это сравнимо с процессом аннигиляции волн. В частичном и обратимом самоуничтожении части мохового покрова проявляются черты его саморегулирования.

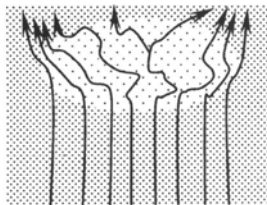


Рис. 4. Распад дернины на отдельные особи при попадании в область чрезмерного увлажнения

Взаимодействие движущихся дернин с устойчивыми элементами микрорельефа или отдельными жизненными формами растений, можно сравнить с процессом разрыва фронта волн. Фронт такой волны вращается вокруг некоторого центра неоднородности. В нашем случае элементом подобной неоднородности служит колеблющийся как целое некоторый объем торфяной залежи (рис. 5).

Сфагновая дернина является основой не только развития микрорельефа, но и его регуляции. Однако объяснить устойчивость микроформ микрорельефа в плане болота свойствами только сфагнового покрова нельзя. Поэтому для выяснения целостного функционирования микрорельефа болот и установления причин его устойчивости, рассмотрим его связь с торфяной залежью.

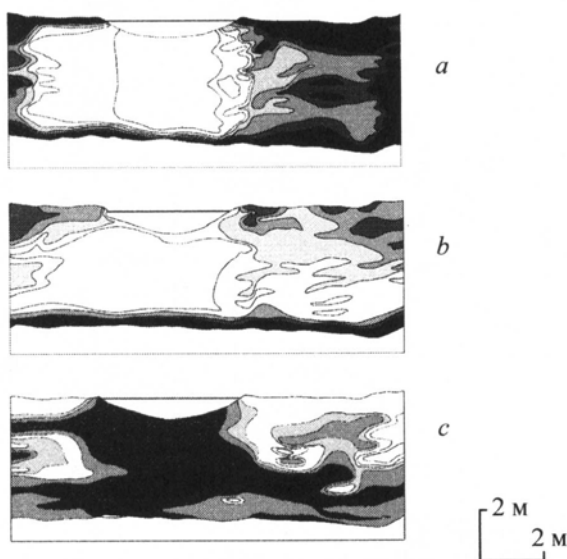


Рис. 5. Распределение значений в грядово-мочажинном комплексе: удельного сопротивления сдвигу – *a*, удельному сопротивлению вдавливания конуса – *b*, плотности торфа – *c* (по материалам: Лиштван и др. 1989)

Основные причины возникновения микрорельефа болот. Наиболее полный критический анализ причин возникновения микрорельефа болот сделан Н. Я. Кацем и др. (1936), И. Д. Богдановской-Гиенэф (1936), К. Е. Ивановым (1956), А. А. Ниценко (1964), К. Е. Ивановым и Г. Ф. Кузьминым (1982).

В рамках биологического подхода Н. Я. Кац (1936) выделяет следующие причины развития микрорельефа: видовые различия роста сфагнового покрова, различие скорости роста мхов в одинаковых условиях, использование кустарничков и деревьев как опоры для роста дернин, способность лишайников и печеночников задерживать и дифференцировать рост дернин.

В рамках гидрологического подхода (Аболин, 1928; Богдановская-Гиенэф, 1936; Иванов, 1956) исследуется влияние характера динамики воды, ее химического состава и способности мхов отвечать изменению этих факторов. Однако прямолинейной связи между водно-минеральным режимом и видовым составом мохового покрова нет, если не рассматри-

вать при этом структурных особенностей подстилаемого субстрата (Иванов, 1988).

Основную роль в формировании комплексов при изменении структуры верхнего слоя болота отдают механическим, термическим и т.п. факторам. В рамках этого подхода выделяют процессы неоднородного промерзания верхнего слоя и выпучивания гряд (Кац и др., 1936), эрозию берегов гряд, нижележащих по склону, льдом промерзших мочажин (Богдановская-Гиенэф, 1928), образование трещин на границе гряд и мочажин (Пьявченко, 1962). Кроме того, характер промерзания поверхности болота может приводить к появлению волнообразной поверхности (Ниченко, 1964). Одним из факторов образования микрорельефа может быть неравномерное распределение снега на поверхности болота (Гришин, 1977). По мнению И. И. Краснова (1943), к образованию комплексов может приводить солифлюкция оттаявшей массы торфа в верхнем слое торфяной залежи. Значительным фактором, который способствует развитию микрорельефа, является неравномерное уплотнение торфа в мочажинах и на повышениях (Кац и др., 1936).

В рамках биохимического подхода можно выделить мнение Л. Я. Смоляницкого (1981) о комплексе как результате разгрузки внутризалежных вод в процессе саморегуляции торфяного болота. В результате происходит поясная евтрофикация поверхности в соответствии с ее формой и направлением стекания вод с болотного массива. Евтрофикация разрушает метаболизм мхов. Это приводит к деградации сфагнового покрова и образованию мочажин.

Основной причиной возникновения грядово–мочажинного комплекса В. К. Бахнов (1986) считает дифференциацию почвенного профиля ложа болота. Сюда можно отнести фактор выхода внутризалежных вод и газов, которые отрицательно влияют на растительный покров, что приводит к его дифференциации. Однако этот фактор никто отдельно не рассматривает. Например, в рамках геологического подхода В. А. Фриш (1978) определяет выход внутризалежных вод и газов как фактор, сопутствующий возникновению дислокаций на поверхности болота и внутри торфяной залежи. Болотный массив рассматривается как торфяной купол, в котором происходят деформации, вызванные напряжением торфяного тела под воздействием массы тела, газообразования внутри залежи и образования вторичных водоемкостей после выхода газа на поверхность (Богдановская-Гиенэф, 1959). Гряды и мочажины в этом случае будут результатом опускания или подъема отдельных блоков торфяной залежи, а их границы являются разломами, по которым выходят на поверхность газы и воды.

Кроме того, в рамках геологического подхода можно указать, что на развитие грядово-мочажинного комплекса оказывает влияние горизонтальная дифференциация торфяной залежи по степени разложения (Богдановская-Гиенэф, 1936; Ларгин, 1973; Кузьмин и др., 1978) и влажности (Ларгин и др., 1982; Смирнов, 1983, 1989), фильтрация воды вдоль остатков древесных растений (Ларгин и др., 1982). Аналогично дифференцированы прочностные свойства торфяной залежи (рис. 5) (Ларгин и др., 1982; Смирнов, 1993). Наличие прослоек под грядами из слабо разложившегося торфа, способствует фильтрации воды (Богдановская-Гиенэф, 1969) из мочажины в мочажины по уклону поверхности.

Указанные причины могут отражать различные стороны развития одного и того же явления и не противоречить друг другу, вступая в процесс развития на разных этапах формирования микрорельефа или существовать параллельно. Поэтому, учитывая, что во всех гипотезах основой является структурно-функциональная связь между отдельными частями: растительного покрова, растительностью и верхней частью залежи; верхней частью залежи и остальной; остальной залежью и дном болота, предлагается выделить структурно-функциональный подход в решении проблемы развития микрорельефа.

Структурно-функциональная организация микрорельефа и торфяной залежи. Микрорельеф поверхности болота состоит из микроформ: кочек, гряд, мочажин и т.п., которые могут образовывать закономерное чередование на поверхности. Различие микроформ определяется составом и структурой растительности, структурой и функционированием субстрата растительного покрова.

Отрицательные микроформы характеризуются наличием большого линейного прироста мхов – основного строительного материала микрорельефа болот, но меньшим приростом фитомассы. На высоких элементах микрорельефа эта связь обратная (Боч, Мазинг, 1979). В процессе торфонакопления эта разница оказывает влияние на дифференциацию микрорельефа болота в связи с режимом увлажнения, испарения и саморегуляцией сфагновой дернины. Кроме того, продуктивность сфагнового покрова более независима от условий среды, чем линейный прирост (Илометс, 1981). Поэтому, учитывая, что время жизни мхов на повышениях больше (Елина и др., 1984), можно сказать, что повышение микрорельефа более стабильно во времени, и, следовательно, структурно-функциональная связь повышений микрорельефа с торфяным субстратом выше, и они меньше подвержены изменчивости при колебании климатических параметров (Илометс, 1981). Можно предполагать, что повышения микрорельефа оказывают большее влияние на регуляцию роста тор-

фяного тела, чем понижения, способствуя возникновению и развитию неоднородности торфяной залежи, которая влияет на распределение воды в торфяной залежи.

Влияние гидрологического режима на развитие микрорельефа состоит в том, что для каждого элемента микрорельефа формируется собственный режим увлажнения. В результате в понижении возникает более уплотненный субстрат. Это приводит к тому, что, в мочажине процесс разложения растительных остатков идет быстрее, торф под грядой более уплотнен из-за меньшей влажности и большей массы над уровнем воды. Значительное уплотнение добавляется в зимний период. Повышения микрорельефа меньше подвержены колебаниям и образуют более жесткое структурное целое с торфяной залежью, чем понижения. В итоге уменьшается водопроницаемость торфяной залежи и верхнего слоя болота. Возникает подпруживание вод нижележащей по уклону грядой (Богдановская-Гиенэф, 1936; Иванов, 1956; Кац, 1941). Вместе с тем процесс подпруживания объясняется различной ориентацией мхов по разным сторонам гряды (Конойко, 1989) или заиливанием одной из сторон гряды, которая направлена против потока воды (Ниценко, 1964). Структура и функционирование растительного покрова, и подстилающего его субстрата, взаимосвязаны, имеют преемственность и могут оказывать в совокупности регулирующее действие на режимы местообитаний растений на поверхности болота.

Скоростная фильтрация в верхнем слое торфяной залежи имеет место, когда торфяник перенасыщен водой. В том случае, когда внутри залежи существует определенный дефицит воды и торфяное тело сжимается (Арефьева, 1963), любое поступление воды идет на насыщение торфяного тела. Таким образом подчеркивается механическое значение горизонтального перемещения воды в верхней части болотного массива в механизмах развития и устойчивости болот. Через этот поток происходит регулирование поля механического напряжения всего торфяного тела.

Зарегулированность фильтрационного потока выражается в существовании кривизны зеркала болотных вод (Ниценко, 1964), зависящей от горизонтальной дифференциации деятельного горизонта и торфяной залежи. Способность микрорельефа и, связанная с ним дифференциация торфяной залежи к регулированию водного режима, является основой его устойчивости. Отсутствие между ними связи показывает на низкую устойчивость микрорельефа. Понижения поверхности, вызванные биологическими факторами, необязательно станут устойчивыми микроформами (Богдановская-Гиенэф, 1969). Дифференциация влажности и морфологии субстрата возникает при кооперативном существовании нескольких по-

вышений и понижений. Для этого необходим внешний импульс, организующий сфагновые дернины микроформ на согласованное поведение.

Из работы И. П. Смирнова (1983) следует, что развитие микрорельефа происходит путем слияния отдельных микроформ. До тех пор, пока величина по ширине отдельных цепочек гряд или мочажин небольшая, цепочки могут разрываться. Происходит постоянная миграция гряд, а особенно мочажин. Если вначале расширение гряд и мочажин идет за счет фоновых сообществ, то последние стадии развития характеризуются слиянием более мелких форм в более крупные. Последние соответствуют современным микроформам. Но внутри контура образовавшейся мочажины по-прежнему происходит дальнейшая миграция мелких микроформ, вызывающих миграцию зон повышенного увлажнения по площади большей мочажины.

В результате появления стабильных микроформ микрорельефа вызывается образованием достаточной протяженности и ширины этих микроформ, что достигается благодаря механическому перемещению сфагновых дернин. Следовательно, процесс эволюции микрорельефа связан с регулирующим воздействием микрорельефа на гидрорежим и развитием горизонтальной дифференциации торфяной залежи.

Эволюция микроформ имеет как непрерывный, так и прерывистый характер. Пульсация границ микроформ в процессе торфонакопления (Карофельд, 1986), направленное смещение границ микроформ без изменения их площади (Лопатин, 1954; Конойко, 1974; Кузьмин и др., 1978) и прерывание развития микроформ на противоположный тип (Богдановская-Гиенэф, 1936; Ларгин, 1973) являются проявлением саморегуляции микрорельефа в условиях меняющейся среды. Каждый из указанных процессов изменения микрорельефа отражает степень изменения среды по отношению к характеру сложившегося микрорельефа.

Учитывая, что болотный массив обладает целостным функционированием, то развитие микрорельефа должно быть согласованным по площади всего массива. В результате развитие микрорельефа находится под контролем особенностей роста болотного массива в целом, а основная причина, определяющая эту связь – механическое перемещение моховых дернин по поверхности торфяного болота.

Определение зонального развития элементов микрорельефа. Методика проведения плановой съемки опубликована в работе (Панов, 1991). В результате построения геометрических моделей поверхности болота с сечением рельефа через 1,25 см установлены три зоны.

Зона повышения микрорельефа отличается преобладанием *Sphagnum fuscum*. У нее собственная ориентация перемещения дернин, незави-

симая от направлений их перемещения в остальных зонах. Преобразующая зона – ее отличие в ярком характере перемещения дернин ее составляющих. Это связано с тем, что здесь существуют оптимальные условия для развития дернины из *S. cuspidatum*. Дернины понижения микрорельефа обладают минимальной плотностью мохового покрова. Это зона с повышенным увлажнением и преобладанием линейного прироста особей мха (в данном случае *S. cuspidatum*) над общей продуктивностью дернины. В результате дернины понижения обладают минимальной конкурентной способностью.

Зоны различаются по морфологическим свойствам, интенсивности и устойчивости перемещения сфагновых дернин, имеют гипсометрическую обусловленность. Поэтому уместно назвать эти зоны морфодинамическими. В зависимости от колебаний гидрорежима будет меняться соотношение этих зон и, соответственно, характер динамики микрорельефа.

Известно (Кузьмин, 1980), что чем больше толщина деятельного горизонта, тем больше амплитуда колебаний уровня воды в сравнении с амплитудой колебаний поверхности болота. Таким образом, аналогично тому, как в элементе микрорельефа выделяются три вида стратегии поведения сфагновых дернин в зависимости от взаимности колебаний поверхности и уровня воды, на поверхности болотного массива выделяются участки поверхности с преобладанием той или иной стратегии движения мха. Таким образом, можно предположить, что в зависимости от преобладания определенной морфодинамической зоны, на поверхности болота формируются участки с преобладанием вертикального роста торфяного тела или участки, которые могут смещаться по поверхности болота. Перемещение отдельных участков поверхности болота отмечали В. В. Кудряшов (1929) и В. А. Фриш (1978).

Причина возникновения симметрии болотного массива. Целостное развитие болота возможно, если обе его границы будут иметь сопряженное развитие. Это выражается в развитии структуры болотного массива, которая отражает преемственность между морфологией подстилающего ложа и морфологией его поверхности. Поэтому симметрия торфяного тела, прежде всего, зависит от формы его ложа и ее ориентации относительно вертикальной оси.

По мнению автора, симметрия торфяного тела является результатом избирательного взаимодействия тела с внешней средой, отражением процессов его саморегулирования и самоорганизации, которые составляют основу устойчивости торфяно–болотной экосистемы. При изменении метеорологических параметров колебание торфяного тела относительно рельефа минерального ложа вызывает его деформацию и структурную

дифференциацию. На поверхности болотного массива появляются формы, способствующие регулированию развития и роста болота, что приводит к симметрии торфяного тела.

Основная причина изменения гидрорежима на поверхности болотного массива – это накопление воды в торфянике и изменение его границ в соответствии с характером минерального рельефа, на котором происходит развитие болота.

Форма водного зеркала тоже играет активную роль в «строительстве» поверхности торфяного тела, а не только является функцией формы торфяного тела. До тех пор пока уровень воды не достигнет положения, при котором разница скорости фильтрации под грядой и мочажиной будет сохраняться, будет сохраняться и регулирующая роль микрорельефа в формировании гидрорежима. Подпруживание воды грядой приводит к тому, что возникает кривизна водного зеркала. Концентрическая ориентация гряд будет способствовать формированию уровня воды в плане болота в виде волн. Наличие этих волн способствует устойчивости элементов микрорельефа, а, следовательно, развитию горизонтальной дифференциации торфяной залежи.

Учитывая, что именно в верхнем двухметровом слое торфяной залежи верхового типа отмечены особенности ботанического состава торфа, которые позволяют судить о перемещении микроформ, т. е. о горизонтальной дифференциации залежи (Кузьмин и др., 1978; Смирнов, 1993), то именно этот слой является основой динамического равновесия болотного массива. Следует добавить, что величина этого слоя является относительной. Можно предположить, что он «стремится» к максимальной величине, но, достигая критического соотношения массы и силы всплывания, вызывает периодическое непродолжительное дренирование поверхности болота и появление в последующем прослоек торфа повышенной степени разложения (Руофф, 1934).

Характер границ болотного массива говорит не только о направлении перемещения мохового покрова, но и о его целостности и скоординированности. Для этого отчеркнем купол связанный единым движением горизонтальной линией и получим более или менее симметричный купол (рис. 6).

На рис. 7 показана принципиальная схема последовательного развития микрорельефа. Фрагмент А соответствует ровному ковру из сфагнового мха, в котором выделяется общее направление движения мха. Искривление траекторий движения (Б) вызвано проявлением неоднородностей субстрата в результате его колебаний и уплотнения, и появлением на них дернин консервативного движения. То, что при зарождении микро-

рельефа часто не наблюдается видového различия мхов, отмечала И.Д. Богдановская-Гиенэф(1969). Благодаря этим искривлениям постепенно могут возникнуть замкнутые спиралевидные траектории дернин (В). Возникает переувлажненное понижение с последующим возможным образованием дернин неустойчивого перемещения дернин. Рост дифференциации элементов микрорельефа отражает зарегулированность гидроре-

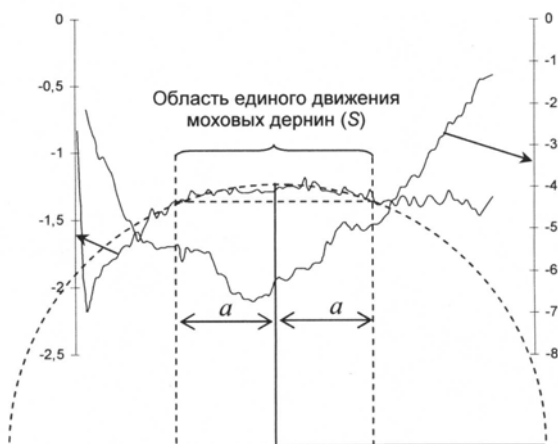


Рис. 6. Разномасштабный профиль Локотенского болота (справа представлен масштаб поверхности болота в метрах (м), слева – минерального дна болота (м); сфера показывает морфологическую целостность области единого движения мхов)

жима в продольном и поперечном направлениях с постепенным вытеснением дернин устойчивого перемещения из-за предельной кривизны их траекторий и их дроблением), а также с ростом дифференциации амплитуды колебаний понижений и повышений микрорельефа (Г, Д, Е, Ж). В последний момент кривизна водного зеркала и возвышение над ним гряд достигают своего максимума.

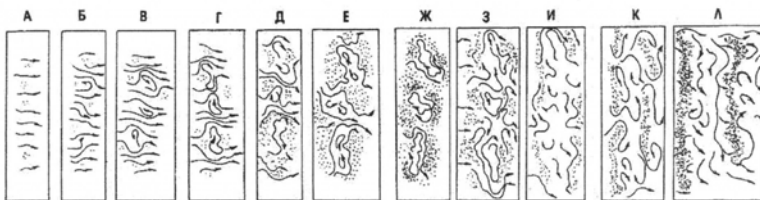


Рис. 7. Примерная последовательность развития микрорельефа (А-Л).
Стрелки – направление движения мха, точки – зоны с преобладанием вертикального роста мха

Фрагменты З, И, К, Л показывают активизацию перемещения сфагнового покрова по двум причинам – активизации дернин преобразующей зоны каждого элемента микрорельефа и внешнего импульса движения в соответствии со свойством дихотомичности или бифуркации мохового покрова. При прогрессивном нарастании увлажнения первоначальное расширение преобразующей зоны в микроформах (З) сменяется на расширение доли дернин неустойчивого перемещения (И). Возможна деградация микрорельефа, образование топей – слабoreгулируемого гидрорежима. В случае стабилизации обводненности участка должно наблюдаться расширение площади дернин устойчивого перемещения (К). Возможно появление единого движения дернин на всем участке с последующим возможным возвращением к фрагменту А.

В естественных условиях появление микроформ следует считать статистически возможным или хаотичным, но их организация и селекция естественными процессами ведет к характерным и закономерным периодическим структурам в виде ориентированных гряд и мочажин. Это определяет характер саморегулирования ростом болотного массива и его водного режима.

Литература

- Аболин Р.И. К вопросу о классификации болот Северо-Западной области //Материалы по опытному мелиоративному делу. М., 1928. Т. 2. С. 3–55.
- Арефьева А.И. Сезонные колебания поверхности сфагнового болота под влиянием гидрометеорологических факторов //Тр. ГГИ, 1963. Вып. 105. С. 80–110.
- Бахнов В.К. Биогеохимические аспекты болотообразовательного процесса. Новосибирск: Наука, 1986. 193 с.
- Богдановская-Гиенэф И.Д. Растительный покров верховых болот русской Прибалтики //Тр. Петергофского естественно-научного ин-та, 1928. С. 265–371.

- Богдановская-Гиенэф И.Д.* Образование и развитие гряд и мочажин на болотах //Советская ботаника, 1936. № 6. С. 35–52.
- Богдановская-Гиенэф И.Д.* Типы внутризалежной воды //ГГИ, 1959. Вып. 39 (93). С. 80–95.
- Богдановская-Гиенэф И.Д.* Закономерности формирования сфагновых болот верхового типа (на примере Полистово-Ловатской болотной системы). Л.: Наука, 1969. 185 с.
- Боч М.С., Мазинг В.В.* Экосистемы болот СССР. Л.: Наука, 1979. 188 с.
- Воробьев П.К.* Исследование физических характеристик деятельного горизонта неосушенных болот //Тр. ГГИ. Л., 1965. Вып. 126. С. 65–96.
- Воробьев П.К.* Приведение экспериментальных характеристик деятельного слоя залежи к расчетной поверхности микроландшафт //Тр. ГГИ. Л., 1979. Вып. 261. С. 90–95.
- Гришин И.С.* Влияние снежного покрова на формирование микрорельефа торфяных месторождений верхового типа их природных комплексов // Изучение состава и свойств торфа в целях его использования в народном хозяйстве. М., 1977. С 109–123.
- Елина Г.А., Кузнецов О.Л., Максимов А.И.* Структурно-функциональная организация и динамика болотных экосистем Карелии. Л.: Наука, 1984. 128 с.
- Иванов К.Е.* Образование грядово-мочажинного микрорельефа как следствие условий стекания влаги с болот //Вестник. ЛГУ, 1956. № 12. Вып.2. С. 58–72.
- Иванов К.Е.* Трофность среды обитания растительного покрова болот и гидролого–географический метод оценки некоторых ее показателей //Тр. ГГИ, 1988. Вып. 333. С. 3–20.
- Иванов К.Е., Кузьмин Г.Ф.* Строение торфяной залежи под грядово-мочажинными комплексами (ГМК) верховых болот //Вестник ЛГУ, 1982. № 12. С. 70–81.
- Илометс М.А.* Изучение динамики прироста сфагнума и сфагнового торфа в целях стратиграфического расчленения торфяной залежи //Автореф. дисс. кан. г.-м. наук. Таллинн, 1981, 21 с.
- Карофельд Э.К.* О временной динамике ГМК на верховых болотах Эстонии //Бот. журн., 1986. № 11. Т. 71. С. 1535–1542.
- Кац Н.Я., Кирилович М., Лебедева Н.* Движение поверхности сфагновых болот и формирование их микрорельефа //Землеведение, 1936. Т. 38. Вып. 1. С. 1–34.
- Кац Н.Я.* Болота и торфяники. М., 1941. 400 с.
- Конойко М.А.* Выпуклые болота верхового типа Беларуси //Автореф. дисс. ... к-та биол. наук. Мн., 1974. 22 с.

- Конойко М.А.* Методика и результаты исследований глядово-мочажинного комплекса // Структура и развитие болотных экосистем и реконструкций палеогеографических условий. Таллинн, 1989. С. 75–80.
- Краснов И.И.* О болотной солифлюкции и трансгрессии болот на среднем и северном Урале и прилегающих равнинах // Изв. ВГО, 1943. №1. С. 34–37.
- Кудряшов В.В.* Торфяник как растущее тело. // Вестник торфяного дела. 1929. № 1. С. 29–48; № 2. С. 22–37.
- Кузьмин Г.Ф.* Развитие олиготрофных болотных систем и перспективы их использования // Автореф. дисс.... к. г. н. Л., 1980. 21 с.
- Кузьмин Г.Ф., Оленская И.М., Бойко А.А.* Некоторые данные об изменчивости свойств торфа низкой степени разложения по глубине и простирацию торфяной залежи // Исследование торфяных месторождений. Калинин: КГУ, 1978. С. 77–87.
- Ларгин И.Ф.* Стратиграфические и гидрологические особенности комплексных верховых торфяных залежей и их влияние на осушение // Торфяная промышленность. 1973. № 7. С. 10–14.
- Ларгин И.Ф., Базин Е.Т., Косов В.И.* Особенности водно-физических и физико-механических свойств торфяной залежи месторождения Уломское-1 // торфяная промышленность. 1982. № 2. С. 11–14.
- Лиштван И.И., Базин Е.Т., Косов В.И.* Физические процессы в торфяных залежах. Минск, 1989. 287 с.
- Лопатин В.Д.* Методика пересадки и результаты наблюдений над пересадками сфагновых дернин на верховом болоте // Докл. АН СССР. Л., 1954. С. 289–293.
- Метс Л. О.* О движении воды и развитии микрорельефа в глядово-озерковом комплексе верховых болот // Уч. зап. Тартуского ун-та, 1978. № 440. С. 46–55.
- Ниценко А.А.* О происхождении глядово-мочажинного рельефа на болотах // Вестник ЛГУ, 1964. № 11. С. 75–87.
- Панов В.В.* Об организации болотных морфосистем на основе стереофотограмметрического метода наблюдений // Болота охраняемых территорий: проблемы охраны и мониторинга: Тр. 11-го Всес. семин.-экскур. болотоведов. Л., 1991. С. 100–103.
- Пьявченко Н.И.* О происхождении глядового микрорельефа на гипново-осоковых болотах Западной Сибири // Проблемы ботаники. Л., 1962. Т. 6. С. 318–327.
- Руофф З.* Морфология и возраст прослоек в верхней толще сфагнового торфа среднерусских болот // Тр. Инсторфа, 1934. Вып. 14. С. .

Смирнов И.П. Развитие грядово-мочажинного комплекса на верховом болоте (на примере юго-западного Приладожья) //Свойства и методы исследования торфяных и сапропелевых месторождений. Калинин: КГУ, 1983. С. 35–41.

Смирнов И.П. Некоторые вопросы развития верховых болотных массивов (на примере Северо-Запада РСФСР) //Структура и развитие болотных экосистем и реконструкций палеогеографических условий. Таллинн, 1989. С. 100–104.

Смирнов И.П. Отражение комплексности сообществ верховых болот на их стратиграфии и прочности торфяной залежи //Вопросы классификации болотной растительности. С.-Пб.: Наука, 1993. С.139–145.

Смоляницкий Л.Я. Некоторые закономерности формирования дернин сфагновых мхов //Бот. журн., 1977. № 9. Т. 52. С. 1269–1272.

Смоляницкий Л.Я. Метаболическая организация выпуклых олиготрофных болот //Антропогенные изменения, охрана растительности болот и прилегающих территорий. Мн.: Наука и техника, 1981. С. 206–210.

Фриш В.А. Торфяная тектоника //Изв. ВГО, 1978. № 2. С. 108–114.

V. V. PANOV. The spatial structure and dynamics of Sphagna mires on small forms of relief

Research of horizontal moving of sphagnum mat has allowed considering them as the mechanical systems influencing on the formation of mire microforms. Precision measuring of morphology of a mire surface has allowed establishing the zonality of microforms and the character of sphagnum mat movement in each zone. Each zone has its own parameters of vertical dynamics. It allows assuming, that the spatial organization of microforms of mire surface depends on interaction of sphagnum mat of the next microforms, and stability of the microforms is connected with heterogeneity of a peat deposit. Therefore the natural distribution of mire microforms in space is defined by the development of symmetry of mire as a whole. The basis of the development of the symmetry is the coordinated movement of moss mat on the all surface of mire, the vertical fluctuation of peat deposits and the step character of a table of a mire waters.

ЛЕСОВОДСТВЕННАЯ ЭФФЕКТИВНОСТЬ И БИОСФЕРНАЯ РОЛЬ ОСУШЕННЫХ ЛЕСОБОЛОТНЫХ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ КАРЕЛИИ

В. И. САКОВЕЦ

Институт леса Карельского научного центра РАН,
sakovets@krc.karelia.ru

В Карелии на долю болот и заболоченных лесов приходится 37 % площади лесного фонда (5.4 млн. га). Заболоченные леса низкопродуктивные, в среднем с запасом древесины 50–60 м³/га. Имеются большие площади древостоев V^a бонитета с запасом 40 м³/га. Такие леса с экономической точки зрения не эффективно осваивать. В этой связи в Карелии для повышения продуктивности заболоченных лесов в 60-е годы начали активно проводить гидролесомелиоративные работы, и к 80-м годам прошлого столетия было осушено около 650 тыс. га заболоченных лесов и болот для нужд лесного хозяйства, что составляет 12% от всей площади болот и заболоченных лесов.

Практика ведения лесного хозяйства на осушенных землях, как в Карелии, так и в других регионах России и в зарубежье показывает, что при правильном выборе объектов и качественном выполнении гидроме-лиоративных работ можно получить высокий лесоводственный эффект, при несоблюдении этих требований результат может быть не только нулевым, но и отрицательным – с точки зрения сохранения болотных ягодников, дичи, увеличения выброса CO₂ в атмосферу. Дополнительный прирост древостоев от осушения в настоящее время (через 30 лет после осушения) составляет от 1 до 4 м³/га в год, такое колебание в приросте связано с условиями местопроизрастания.

Как пример, можно показать сосново-березовое насаждение, произрастающее в мезотрофных условиях на стационаре «Киндасово» (южная Карелия) В настоящее время прирост древостоя на неосушенном участке равен 0,5 м³/га, а в осушенном 4,5 м³/га. До осушения оба участка представляли собой один лесной массив. Во время осушения они были разделены ловчим каналом. Лесоводственная эффективность гидролесомелиорации заключается не только в повышении продуктивности насаждений, но и в увеличении лесопокрытой площади. Исследования показали, что гидролесомелиорация без других хозяйственных воздействий способствует увеличению покрытой лесом площади, увеличению прироста и накоплению запасов древесины. Покрытая лесом площадь на исследованных объектах осушения в условиях среднетаежной подзоны Карелии че-

рез 20–25 лет увеличилась на 25–45 %, в связи с естественным и искусственным облесением болот. Основная доля осушенных болот в Карелии облесилась естественным путем (около 75 %).

В Карелии на осушенных болотах создано около 70 тыс. га лесных культур. Искусственное облесение способствовало более быстрому переходу их в покрытую лесом площадь. Обычно через 5–7 лет происходило смыкание лесных культур и образование молодняков. По продуктивности лесные культуры на осушенных болотах были такими же, как и на минеральных почвах.

Наши исследования в последние годы имеют комплексный характер. Наряду с изучением лесоводственной эффективности исследуются и экологические последствия данного мероприятия, в т. ч. и влияние осушения на биосферные процессы.

Исследования изменения углеродного цикла под воздействием гидролесомелиорации нами проводились на экосистемном уровне. Углерод изучался во всех компонентах биогеоценоза (фитомасса, торфяная залежь, почвенно-грунтовые воды, почвенный воздух).

Обобщая результаты изучения углеродного цикла в различных компонентах лесоболотной экосистемы, необходимо отметить, что основные изменения обуславливают такие её компоненты, как органическая масса торфа и фитомасса растений. Здесь большую роль играет компенсирующий фактор: насколько потери органической массы торфа восполняются ростом фитомассы и возвратом её в почву.

В сосняке травяно-сфагновом за 20-летний период после осушения экосистема накапливала больше углерода в среднем на 1.12 т/га в год по сравнению с неосушенным участком (табл. 1). Основной прирост углерода происходит в древесном ярусе, отмечены некоторые потери углерода в торфяной залежи, однако они в значительной мере компенсируются за счет образования подстилки и продолжающимся ростом очесового горизонта.

Результаты изучения процессов минерализации торфа показали, что эти потери происходили в первые годы после осушения. В настоящее время они стабилизировались и близки к неосушенным экосистемам. В то же время количество углерода, накопленного за счет гидролесомелиорации, в фитомассе почти в 2,5 раза больше, по сравнению с потерями в торфе. Наблюдается также некоторое перераспределение углерода в почвенном блоке, он из связанного состояния переходит в раствор почвенно-грунтовых вод. В почвенно-грунтовых водах запасы его увеличились на 0.03 т/га. Отмечено незначительное увеличение выноса со стоковыми водами (на 0.06 т/га в год) в результате осушения. Расчеты эмиссии CO_2

из почвы за вегетационный период (100 дней) показали, что осушенный травяно–сфагновый сосняк выделяет в атмосферу углерода больше, чем неосушенный (на 1.1 т/га).

Оценивая роль гидроресомелиорации в изменении углеродного цикла, следует отметить, что в мезотрофных условиях произрастания осушенная лесоболотная экосистема увеличивает сток углерода из атмосферы, по сравнению с неосушенной.

Таблица 1

Годичное изменение углеродного цикла лесоболотных биогеоценозов под влиянием осушения 20–ти летней давности

Компонент биогеоценоза	Сосняк травяно–сфагновый			Сосняк кустарничково-сфагновый интенсивно осушенный
	Интенсивно	Экстенсивно осушенный	Среднее	
Фитомасса	+1,51	+1,25	+1,38	+0,28
в том числе древостой	+1,75	+1,49	+1,62	+0,24
напочвенный покров	–0,24	–0,24	–0,24	+0,04
Надземная часть	+1,33	+1,13	+1,23	+0,12
Подземная часть	+0,18	+0,12	+0,15	+0,16
Лесная подстилка, очес	+0,22	+0,20	+0,21	+0,03
Торфяная залежь	–0,85	–0,15	–0,57	–2,25
Почвенно–грунтовая вода	+0,03	+0,03	0	0
Почвенный воздух, кг	0	0	0	0
ИТОГО	+0,91	+1,33	+1,12	–1,94
Вынос стоковыми водами			0,06	0,06
Эмиссия «С» из почвенного воздуха	1,1	1,1	1,1	0,2

В сосняке кустарничково-сфагновом, произрастающем в олиготрофных условиях, после осушения почвенно-гидрологические условия улучшились, однако из-за бедности почв питательными веществами продуктивность фитомассы возросла незначительно. Запасы углерода за 20-летний период после осушения увеличились только на 5.6 т/га. Средний годичный прирост углерода в фитомассе за счет осушения составил 0.28 т/га. Здесь, как и в травяно-сфагновом типе, основной прирост фитомассы формировался за счет древесного яруса. В результате осушения произошла деградация живого напочвенного покрова, в части представленной гидрофильными видами, особенно сфагновых мхов. Фитомасса надземной части живого напочвенного покрова значительно уменьшилась.

Интенсивное осушение, по-видимому, повлияло на сработку торфа. Здесь, по нашим данным, запасы углерода в торфе за 20 лет после осуше-

ния уменьшились. Ежегодная сработка углерода составила в среднем – 2.25 т/га.

В почвенно-грунтовых водах запасы углерода практически одинаковы на осушенном и неосушенном участках. Вынос углерода дренажными водами увеличился и оказался таким же, как в травяно-сфагновом типе (0.06 т/га в год). Запасы углерода в почвенном воздухе не превышали 0.7 – 0.9 кг/га и в этой связи на углеродный баланс лесоболотных биогеоценозов не влияли. В итоге под влиянием гидrolесомелиорации углеродный баланс оказался отрицательным. Ежегодные потери углерода в среднем за 20-летний период составили 1.94 т/га.

В олиготрофных условиях лесоболотная экосистема в результате осушения превратилась в источник углерода в атмосферу. Однако, как показали исследования процессов минерализации торфа и эмиссии CO₂, из почвы, в настоящее время они стабилизировались и находятся на уровне неосушенных экосистем.

Как уже упоминалось ранее, лесоболотные фитоценозы на верховых и переходных торфяных почвах, имеют различную продуктивность. Используя материалы наших исследований, а также данные, полученные финскими исследователями (Laine et al., 1992) (табл. 2), была предпринята попытка моделирования процессов накопления и потерь углерода экосистемой в зависимости от дополнительного прироста древесины. Объекты финских исследователей находятся в сходных климатических условиях (на той же широте –61°48'). В результате математической обработки выявлена связь между изменением дополнительного прироста от осушения и годовыми потерями или накоплениями углерода, которая выражается следующим логарифмическим уравнением:

$$y=1.428\ln(x) - 0.314$$

$$R^2=0.858$$

y – годовое изменение углерода, т/га

x – дополнительный прирост древесины, м³/га в год.

Таким образом, установлено, что при дополнительном приросте от осушения 1.25 м³/га годовое накопление углерода равно нулю, при большей производительности сток углерода в экосистему увеличивается. Это свидетельствует о том что при дополнительном приросте свыше 1.25 м³/га в год гидrolесомелиорация играет положительную биосферную роль. При меньшем дополнительном приросте лесоболотная экосистема после осушения превращается в источник выброса углерода в атмосферу, что может оказать определенное отрицательное воздействие на биосферные процессы в период глобального потепления климата.

Таблица 2

Дополнительный прирост древесины и годовичное накопление углерода
в осушенных лесоболотных экосистемах в различных условиях местообитания

№ точек	Тип леса, тип болота по финской классификации	Дополнительный прирост древесины, м ³ /га	Годичная сработка торфа, т/га	Годичное накопление углерода в экосистеме, т/га
1	Сосняк травяно-сфагновый интенсивно осушенный (10 м от канала)	3,6	–0,25	1,32
2	Сосняк травяно-сфагновый экстенсивно осушенный (65 м от канала)	4,4	–1,8	2,08
3	Сосняк травяно-сфагновый, средняя степень осушения (40 м от канала)	3,8	–1,0	1,7
4	Березняк травяно-сфагновый интенсивно осушенный	4,7	–1,1	2,1
5	Сосняк осоково-сфагновый интенсивно осушенный	4,6	–0,8	1,9
6	Сосняк кустарничково-сфагновый интенсивно осушенный	0,35	–4,6	–1,96
7	* WSN – крупноосоковое богатое переходное	3,0	0,6	1,73
8	*VSR – крупноосоковое сосновое переходное	2,9	0,4	1,5
9	*IR – кустарничковое сосновое верховое	2,5	0,03	0,63
10	*KER – кочковато-мочажинное верховое	0,4	–1,1	–0,98
11	*KN – мелкоосоковое верховое	0,3	–0,5	–0,4
12	*TR – пушицевое сосновое верховое	1,1	–1,6	–1,36

* – Данные (по: Laine et al., 1992).

Данная модель является ориентировочным инструментом расчета изменения углеродного цикла в лесоболотных экосистемах в связи с гидроресомелиорацией. Она позволяет приблизительно определить в настоящее время и спрогнозировать на будущее роль гидроресомелиорации в биосферных процессах и оптимизировать ведение лесного хозяйства в различных лесорастительных условиях Карелии.

Литература

Laine J., Vasander H., Puhalainen A. Effect of forest drainage on the carbon balance of mire ecosystems // Proc. 9 Intern. Peat Congr. Uppsala, 1992. P. 170–181.

V. I. SAKOVETS. Drained forest and mire ecosystems importance for forestry and biosphere in Karelia

The history of forestry management on drained areas shows that if a choice of objects and work quality was correct we can receive high silvicultural results. The addition increment of wood after 30 years of drainage fluctuates from 1 to 4 m³/ha per year in dependence on growth sites. Forest drainage promotes to extension of forested areas owing to afforestation of mires. Except a forestry effect the ecological role of forest drainage including biosphere processes are studies. As a result of investigation the connection between a addition increment change and annual carbon loss had been obtained. There was fixed that if the addition increment of wood by drainage reason is 1.25 m³/ha the annual carbon accumulation in ecosystem equal zero, if more – a carbon flow to ecosystem is increased, if less - on the contrary.

ЕВТРОФНЫЕ БОЛОТА ТАЕЖНОЙ ЗОНЫ ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ: ТИПОЛОГИЯ И РАСТИТЕЛЬНЫЙ ПОКРОВ

В.А.СМАГИН

Ботанический институт им. В.Л. Комарова РАН,
amgalan@list.ru

Введение. Евтрофные болота, питаемые напорными грунтовыми водами или располагающиеся в ложбинах, края которых сложены известковыми породами, резко отличаются от остальных по характеру растительности. Будучи тесно связанными с определенными геологически-

ми и гидрогеологическими условиями, эти болота встречаются крайне неравномерно. Тем не менее, они представлены во многих районах северной половины европейской России, от западной границы до Урала. Как правило, они невелики по размерам, но встречаются и достаточно крупные массивы. Сильно варьируют они и по морфометрическим формам и положению в ландшафтах. Среди них выделяется несколько геоморфологических типов. Существенные изменения в зональном и меридиональном направлении претерпевает и их растительность. Относительно резкая граница, разделяющая крупные синтаксоны болотной растительности, проходит по западной части России, вблизи её государственной границы. Сравнение её с растительностью болот этого типа описанной в Центральной и Северной Европе показывает, что существуют четко выраженные, многочисленные группы видов, дифференцирующие 4 синтаксона растительности высокого ранга, характерных для Центральной Европы, горных областей Центральной Европы, Скандинавии и европейской России.

Среди евтрофных болот еще классик отечественного болотоведения Ю. Д. Цинзерлинг (1938) различал 2 группы: заливаемые болота (*Uligineta*) и жестководные болота (*Fontaneta*), каждая из которых подразделялась на лесные, кустарниковые и травяные. В настоящей работе речь пойдет о растительности, относимой Цинзерлингом к подгруппе травяных жестководных болот (*Herbafontaneta*).

На долю евтрофных болот в таёжной зоне европейской части России приходится значительно меньшая площадь по сравнению с олиготрофными и мезотрофными, однако по разнообразию флоры и растительности они их значительно превосходят. Свойственные евтрофным болотам специфические экологические условия такие, как сочетание обильного увлажнения с богатством минеральными веществами, на ряде болот низкая температура воды, делают их местообитаниями большого числа видов, в том числе реликтов прежних климатических эпох. Многие виды встречаются только на этих болотах. Для евтрофных болот характерны и специфические, нигде более не встречающиеся, растительные сообщества. Их своеобразие проявляется не только в наличии в своем составе редких видов, но и в сочетании видов широко или сравнительно широко распространенных в иных условиях, но вместе встречающихся только здесь. Наиболее интересными из них являются ключевые болота с напорным грунтовым питанием. В их образовании ведущую роль играют азональные факторы: литологический состав пород, гидрогеологические условия, характер рельефа. Этим обусловлено их неравномерное распределение.

Ключевые болота – это редкий тип болот, приуроченный к районам с расчлененным рельефом, где на склонах и в понижениях происходит разгрузка подземных водоносных горизонтов. Чаще всего они приурочены к местностям с близким залеганием к поверхности известковых пород ордовикского или каменноугольного возраста. На географическом распространении и ландшафтном положении этого типа болот имеет смысл остановиться подробнее. Можно лишь отчасти согласиться с мнением И. Д. Богдановской-иенэф (1927), о том, что, «не занимая нигде большой площади, ключевые болота, однако, не редки». Это утверждение не вполне соответствует истине, потому, что распределены они крайне не равномерно. Иногда, на небольшой площади как, например, в долине верховья р. Воложба на участке длиной 2 км можно найти более двух десятков таких болот, и в тоже время, их поиск на большей части остальной территории Ленинградской обл. будет бесполезным.

Нами (Болотным экспедиционным отрядом БИНа, последним представителем которого я являюсь) такие болота были обследованы в широком географическом диапазоне, от стран Балтии, некогда входивших в состав СССР до Архангельской и Вологодской областей. В нашей фитоценоотеке имеются также описания растительности подобных болот с Северного Урала, выполненные М. С. Боч.

Растительность. Исследования показали, что на территории Европейской России в меридиональном направлении происходят существенные изменения в составе растительности евтрофных болот. Вблизи западной границы страны, главным образом, в пределах Ордовикского плато (ю-з Ленинградской обл.), а также на западе Псковской обл.. Состав их сообществ мало отличается от подобных, распространенных в Центральной Европе, и относимых последователями флористической школы к союзу *Caricion davallianae*. Здесь, несмотря на имеющиеся различия во флористическом составе, сохраняется основное ядро группы диагностических видов союза. Из числа диагностических видов союза здесь встречены: *Carex dioica*, *C. flava*, *C. capillaris*, *C. hostiana*, *C. lepidocarpa*, *C. pulcaris*, *Eriophorum latifolium*, *Eleocharis quinqueflora*, *Juncus alpino-articulatus*, *Pinguicula vulgaris*, *Parnassia palustris*, *Primula farinosa*, *Equisetum variegatum*, *Drepanocladus revolvens*, *Campyllum stellatum*, *Schoenus ferrugineus*, *Eriophorum latifolium*, *Baeothryon alpinum*, *Epipactis palustris*, *Dactylorhiza incarnata*, *Liparis loeselii*, *Triglochin palustre*. При этом на территории России уже нет целого ряда видов диагностической группы, еще встречающихся на территории стран Балтии, в том числе давшей название союзу *Carex davalliana*, а также *Carex flacca*, *Eleocharis*

quinqueflora, *Juncus subnodulosus*, *Sesleria caerulea*, *Tofieldia calyculata*, *Schoenus nigricans*.

Встреченные здесь растительные сообщества отнесены к 4 ассоциациям союза, 3 из которых описаны в Центральной Европе, где имеют центр своего ареала, четвертая же носит переходный характер и встречается исключительно в пределах России на границе ареала союза. Синоптическая таблица этих ассоциаций опубликована ранее (Смагин, 2004). На территории России все описанные ассоциации составляют своеобразный географический ряд по удаленности от центра ареала союза к восточному краю и, соответственно, по степени утраты его флористического ядра.

Ass. *Primulo – Schoenetum ferruginei* (Koch 1926) Oberdorfer 1957. На территории России ассоциация описана нами на болотах Изборской котловины (Псковская обл.) и в долине р. Шингарки (Ленинградская обл.).

Ass. *Caricetum hostianae* Issler 1932. В Псковской обл. кроме болот Изборской котловины, отмечена на болотах вокруг оз. Кучино, в Ленинградской обл. – на болотах в долине р. Шингарки и Парицы, в Ломоносовском и Гатчинском р-х. Встречена на территории г. Луга, на болоте в овраге вблизи от городского кладбища.

Ass. *Caricetum paniceo-lepidocarpae* Braun 1968. Отличается наиболее редуцированным составом диагностических видов союза, в том числе отсутствием *Carex hostiana* и *Schoenus ferrugineus*. Ассоциация описана на территории Ломоносовского, Гатчинского, Волосовского и Лужского р-нов Ленинградской области. Она встречается на болотах в долинах рек Шингарки, Парицы, Черной, Ижоры, по берегу озера у п. Пятая Гора, на болотах вокруг оз. Омчино, на болотце на дне оврага у городского кладбища в г. Луга. Это самая распространенная на территории Ленинградской обл. ассоциация союза. Ассоциация найдена и в Псковской обл. (Печерский, Куньинский и Псковский р-ны).

При этом надо отметить, что насколько хорошо флористически выражен союз, настолько плохо, внутри него различаются ассоциации. Каждая из них диагностируется практически одним видом, дающим им название, а третья отсутствием диагностических видов первых двух. Далее на восток диагностическая группа видов союза сходит на нет. Состав растительности евтрофных болот меняется.

Последний синтаксон, который можно включить в состав этого союза, – это асс. *Cariceto flavae–Eriophoretum latifolii*. Она является наглядным примером классификационного континуума и включает сообщества, имеющие переходные черты между союзами *Caricion davallianae* и замещающего его на востоке *Bistorto–Caricion diandrae*. Ее диагностические виды: *Carex flava*, *Eriophorum latifolium*, *Parnassia palustris*, *Poten-*

tilla erecta, *Equisetum palustre*, *Bistorta major*, *Tomentypnum nitens*, *Aulacomnium palustre*. От остальных ассоциаций союза *Caricion davallianae* отличается крайне редуцированным набором диагностических видов и присутствием таковых союза *Bistorto – Caricion diandrae*. От его ассоциаций отличается постоянно встречающимися несколькими диагностическими видами *Caricion davallianae* и группой диагностических видов класса *Molinio–Arrheneteretea*. Ассоциация имеет переходный характер и с равным основанием может быть отнесена к обоим выше названным союзам. Ее сообщества описаны в юго-восточной части Ленинградской обл, в ряде районов Псковской и Новгородской обл. Ассоциация является самой восточной из состава союза *Caricion davallianae*. Её сообщества приурочены к склоновым, достаточно хорошо дренированным, ключевым болотам. Они занимают, как правило, всю поверхность небольших болот, реже склоновые участки более крупных массивов. Ассоциацию можно подразделить на 2 варианта, которые дифференцируются доминантами мохового яруса: *Hamatocaulis vernicosus* и *Sphagnum warnstorffii*.

Большая же часть евтрофных болот Ленинградской, Новгородской, и все находящиеся в Вологодской и Архангельской обл., имеют растительность совершенно иного состава. По нашему мнению, ее следует отнести к новому, викарирующему по отношению *Caricion davallianae*, союзу *Bistorto–Caricion diandrae*.

Союз *Bistorto–Caricion diandrae*. Диагностические виды: *Bistorta major*, *Rumex acetosa*, *Poa pratensis*, *Plagiomnium ellipticum*, *Helodium blandowii*, *Stellaria crassifolia*, *Saxifraga hirculus*, *Carex appropinquata*, *C. diandra*, *Caltha palustris*, *Calliergonella cuspidata*. В его составе полностью отсутствуют диагностические виды союза *Caricion davallianae*, даже *Eriophorum latifolium*, достаточно часто встречающаяся в сообществах лесных ключевых болот востока Ленинградской обл. Другим характерным признаком данного союза, является постоянное присутствие в составе сообществ и, часто с высокими показателями обилия, ряда видов, фитоценотический оптимум которых находится в сообществах, относимых к классам *Oxycocco–Sphagnetes* и *Vaccinio–Piceetea*. От растительности союза *Caricion lasiocarpae* порядка *Scheuchzerietalia palustris* он дифференцируется диагностической группой видов порядка и союза, и отсутствием или низкими показателями константности диагностических видов порядка *Scheuchzerietalia palustris*: *Comarum palustre*, *Naumburgia thyrsoflora*, *Thyselium palustre*, *Calamagrostis neglecta*, *Stellaria palustris*, *Scutellaria galericulata*. При этом виды широкой экологической амплитуды, диагностические для класса *Scheuchzerio–Caricetea nigrae* в целом, такие как *Menyanthes trifoliata*, *Carex rostrata*, *Equisetum fluviatile*, *Galium palus-*

tre, имеют в сообществах рассматриваемого союза (и порядка) высокие значения постоянства и обилия.

Этот союз представлен 3 ассоциациями. Номенклатурный тип союза — асс. *Bistorto–Caricetum diandrae* Корчагин 1940.

Асс. *Bistorto–Caricetum appropinquatae*. Ассоциация характеризуется наличием 2 травяных ярусов и, как правило, сомкнутого мохового. Верхний образуют: *Carex appropinquata*, *C. rostrata*, *Equisetum fluviatile*, *Bistorta major*. Нижний – состоит из *Menyanthes trifoliata* и *Caltha palustris*, моховой ярус образуют *Sphagnum warnstorffii* и *Plagiomnium ellipticum*, реже *Hamatocaulis vernicosus*, *Tomentypnum nitens*, *Aulacomnium palustre* и *Calliergonella cuspidata*. Большая часть описаний ассоциации выполнена в юго-восточной части Ленинградской обл. на ключевых болотах в долинах рек Воложбы, Чагоды, Соминки, Шигалки. Кроме того, ассоциация описана на болотах этого типа в Вологодской обл. (в долине р. Кабожа (Устюженский р-н) и в котловине Родионовского озера (Белозерский р-н), в Архангельской обл. (в долине р. Пинега). Имеются её описания из юго-западной части Ленинградской обл., сделанные в котловине Молосовских озёр, а также из Валдайского р-на Новгородской обл. Ассоциация распространена в пределах подзоны южной тайги, для средней тайги не характерна, и встречается там редко. Сообщества ассоциации приурочены к ключевым висячим и покатым болотам, где покрывают, как участки склонов разной высоты и наклона, так и подножья склонов. Фитоценотического оптимума и соответственно максимального значения покрытия *Carex appropinquata* достигает на склоновых участках. Ассоциация предпочитает умеренно обводненные болота, достаточно дренированные внутризалежным или поверхностным стоком. Глубина торфяной залежи варьирует в широких пределах, но обычно она составляет 1.5–2.5 м. Уровень рН воды лежит в диапазоне 6.8–8.2.

Асс. *Bistorto – Caricetum diandrae* Корчагин 1940 характеризуется наличием 2 травяных и мохового ярусов. Моховой ярус состоит из сфагновых и бриевых мхов, среди последних на первый план выходят *Aulacomnium palustre*, *Hamatocaulis vernicosus*, *Tomentypnum nitens*, а среди сфагновых мхов, наряду со *Sphagnum warnstorffii* становится заметным *S. teres*, часто в роли доминанта оказывается и *S. angustifolium*. Верхний травяной или травяно-кустарничковый ярус образуют *Carex diandra*, *Bistorta major*, *Betula nana*, нижний – *Menyanthes trifoliata*, иногда совместно с *Comarum palustre*. Наличие даже редко стоящих деревьев и кустарников для этой ассоциации не характерно. Ассоциация описана в Бежаницком и Порховском р-х Псковской обл., в Лужском, Бокситогорском, Подпорожском р-х Ленинградской, в Вельском р-не Архангельской и на

территории Печеро-Илычского заповедника в республике Коми. Её сообщества характерны для ключевых топей, где занимают порой значительную площадь, уровень рН – 6.2–7.3.

Асс. *Cariceto (rostratae)* – *Poetum pratensis*. Диагностические виды: *Poa pratensis*, *Rumex acetosa*, *Carex rostrata*, *Saxifraga hirculus*, *Epilobium palustre*. Верхний травяной ярус образуют *Poa pratensis*, *Rumex acetosa*, *Carex rostrata*, иногда к ним присоединяются *Equisetum palustre* и *E. fluviatile*. Ярус болотного разнотравья выражен не везде, а там где имеется, его образуют *Menyanthes trifoliata* и *Caltha palustris*. Моховой ярус образуют: *Tomentypnum nitens*, *Aulacomnium palustre*, *Paludella squarrosa*, *Hamatocaulus vernicosus*, *Plagiomnium ellipticum*. *Sphagnum warnstorffii* бывает отмечен лишь в виде примеси. Ассоциация описана в широком географическом диапазоне, от западных районов Псковской обл. до Холмогорского р-на Архангельской обл. Большая часть описаний выполнена на юго-востоке Ленинградской обл., на болотах долин рек Воложбы и Чагоды. Ассоциация имеет четкую топологическую приуроченность – ее сообщества занимают ключевые бугры, участки болот расположенные вокруг «ванн» – выходов на поверхность ключевых вод и окаймляющие питаемые этими водами ручьи. Эти местообитания постоянно залиты слоем очень холодной воды. Мощность торфяной залежи сильно варьирует, торф перемежается со слоями известковой гиттии, часто являющейся субстратом современной растительности.

Растительность ключевых болот обратила на себя внимание исследователей, достаточно давно. В начале 20 века Каяндером были описаны *Hypnum trichoides*–*Moor*, *Paludella*–*Hypnum trichoides*–*Moor* (Cajander 1903 а, б). И в дальнейшем они регулярно описывались на территории Швеции и Финляндии — *Sphagnum warnstorffii* Braunmoore, *Campylium stellatum* Braunmoore, *Paludella squarrosa* Braunmoore (Ruuhijarvi, 1960) и еще многими другими. В России о ключевых болотах и их растительности опубликовано мало работ, наиболее известными являются статьи И. Д. Богдановской-Гиенэф (1927) и Ф. В. Самбука (1930). Растительность ключевых болот сильно варьирует по регионам. Как уже говорилось, на большей части Центральной Европы растительность болот богатого, напорного минерального питания представлена сообществами, состав которых отвечает признакам союза *Caricion davallianae*. По своей склонности придавать глобальное значение выделенным в своем регионе синтаксонам, ортодоксальные сторонники флористического метода классификации растительности трактуют этот союз очень широко, огульно записывая в его синонимы синтаксоны, выделенные в совершенно иных регионах и природных зонах, включающих сообщества совершенно иного ви-

дового состава. Например, относят к синонимам союза *Caricion davallianae* союз *Sphagneto warnstorffiani–Tomenthypnion* (*Sphagneto–Tomenthypnion*), выделенный Е. Dahl (1956) при исследовании растительности горной области Норвегии Rondane, и дополненного К. Рыбничком материалами с горных болот Чехословакии (Rybníček, 1974). Но далеко не всякая растительность болот богатого минерального питания, и тем более не во всех регионах, должна быть отнесена к союзу *Caricion davallianae*. В частности, растительность, описанная Е. Dahl и К. Rybníček, никак не соответствует признакам этого союза. При этом, по нашему мнению, и К. Rybníček был не прав, отнеся растительность горных болот Чехословакии, к союзу, выделенному при описании растительности в горах Скандинавии. При внимательном рассмотрении видно, что отличия между ассоциациями, положенными в основу союза двумя этими исследователями велики и принципиальны. К. Rybníček, видимо, соблазнился на название союза, действительно соответствующее типу растительности широкого географического ареала. Для названия союза оно не подходит, а соответствует синтаксону ранга не ниже порядка. Е. Dahl в рамках выделенного союза описал одну ассоциацию *Aulacomnietum–Sphagnetum warnstorffii* Dahl 1956. Её сообщества, согласно прилагаемой автором картосхеме, занимают местообитание близкое по экологическим параметрам к грядам аапа–болот, они располагаются на периферии евтрофного горного болота, центральная вогнутая часть которого занята сообществами *Calliergonetum straminei paludelletosum* Dahl 1956, отделяя их от минерального берега. Сам Е. Dahl считал, что выделенный им союз включает растительность, описанную ранее Cajander (1903а, 1903б) и рядом других скандинавских исследователей. К. Rybníček в рамках предложенного, с некоторыми изменениями в названии, союза, выделил 3 ассоциации: *Sphagno warnstorffiani–Eriophoretum latifolii* Rybníček 1974, *Sphagno–Caricetum appropinquatae* (Smarda 1948) Rybníček 1974, *Sphagno–Caricetum lasiocarpae* Steffen 1931. Эти ассоциации К. Рыбничка имеют почти одинаковый видовой состав и с ассоциациями *Caricetum paradoxae* и *Caricetum diandrae*, выделенными на болотах Чехословакии же Vicherek (1958), и рассматриваемыми им в рамках союза *Caricion paradoxae* Vicherek 1958. В ассоциациях, выделенных Vicherek, несколько более заметны виды союза *Caricion davallianae*, но к нему их относить не стоит. Описанная этими авторами растительность действительно должна рассматриваться в рамках отдельного союза, но не в рамках синтаксонов, выделенных на болотах Скандинавии. Ассоциации чехословацких исследователей, и ассоциацию Е. Dahl следует относить к разным союзам. Объединены они могут быть разве что рамками общего порядка. К одно-

му союзу с асс. *Aulacomnieto–Sphagnetum warnstorffii* следует относить растительность евтрофных болот Финляндии. Её отличает та же группа диагностических видов, что и асс. *Trichophoro–Schoenetum ferruginei* Görs 1964 и *Campylio–Caricetum dioicae*, Osvald 1925 диагностирующая, по нашему мнению, отдельный союз растительности евтрофных болот Скандинавии (синтаксономическое название нами сейчас не предлагается).

Выделенный нами союз *Bistorto–Caricion diandrae* (Смагин, 2004) имеет четкие отличия от остальных синтаксонов этого ранга, объединяющих растительность евтрофных болот, по видовому составу и ареалу. От растительности союза *Caricion davallianae*, с которым на территории Северо-Запада России частично перекрываются границы ареала, его сообщества четко отличаются по видовому составу. В них нет видов, составляющих ядро диагностической группы центральноевропейского союза, а диагностические виды *Bistorto–Caricion diandrae*, не встречаются (вместе и с таким постоянством) в составе какого-либо другого синтаксона. От растительности описанной на горных болотах Чехословакии, они также отчетливо отличаются, при этом имея общие признаки, дающие основания для отнесения к одному порядку. Кроме группы видов, диагностических для порядка *Sphagneto warnstorffii–Tomentypnietalia*, их объединяет группа общих видов: *Carex appropinquata*, *C. diandra*, *Rumex acetosa*, *Caltha palustris*, *Calliergonella cuspidata*. Но отличает, кроме собственной группы диагностических видов, отсутствие многочисленной группы видов, диагностирующих этот синтаксон, а также присутствие видов класса *Oxycocco–Sphagnetea*. Последний признак, наоборот, сближает с растительностью скандинавского союза, от которого дифференцируется опять же группой своих диагностических видов и отсутствием таковых последнего, и, встречающихся в его составе, ряда видов союза *Caricion davallianae*.

По нашему мнению, союз *Sphagneto warnstorffiani–Tomenthypnion*, выделенный Dahl (1956) и Rybníček (1974), следует возвести в ранг порядка *Sphagno warnstorffii–Tomentypnietalia*, включающий 3 союза: *Bistorto–Caricion diandrae*, союз объединяющий растительность евтрофных болот Скандинавии (название нами сейчас не предлагается), и союз, объединяющий растительность горных болот Центральной Европы (*Caricion paradoxae* Vicherek 1958).

Типология ключевых болот. Основные геоморфологические типы ключевых болот были описаны в первой половине 20 века Н. Steffen (1922): ключевые бугры, «висячие болота (с выходом ключей и без), ключевые топи и выходы ключей на низинных болотах. В Кингисепп-

ском р-не Ленинградской обл. И.Д. Богдановская-Гиенэф (1927) описала ключевые болота первых двух типов. Ф. В. Самбук (1930) тип висячих ключевых болот подразделяет на два — собственно висячие и покатые. Нами были найдены болота всех перечисленных типов. Самым распространенным типом являются покатые болота, располагающиеся у подножий склонов, из-под которых поступают богатые грунтовые воды. Висячие ключевые болота встречаются реже, но тем не менее присутствуют в большинстве районов распространения ключевых болот. Ключевые бугры встречаются редко, бывают разной высоты и размеров, диаметр их основания варьирует от нескольких метров до сотен метров. Крупные ключевые бугры были встречены нами лишь на территории Архангельской обл. Ключевые топи встречаются редко, так же как и ключевые участки на низинных болотах. В подавляющем большинстве встреченные нами ключевые болота представляют собой небольшие по площади, отдельные массивы, при этом некоторые образуют болотные системы каскадного типа, занимающие террасы разного уровня.

Разработанную классиками типологию ключевых болот можно дополнить лишь типом приречных долинных болот. Они бывают протяженностью в несколько километров. В отличие от болот подножья склонов, такие массивы непосредственно граничат с рекой, имеющей источник питания мощный ключ.

Закключение. На Северо-Западе Европейской России проходит важный ботанико-географический рубеж, здесь растительность союза *Caricion davallianae*, включающего сообщества евтрофных болот Центральной Европы и характеризующегося четко определенной группой диагностических видов, достигает восточной границы своего ареала. Далее на восток, она сменяется растительностью другого союза *Bistorto-Caricion diandrae*, сообщества которого имеют свою группу диагностических видов, дифференцирующих их от остальных синтаксонов этого ранга. Сообщества этих союзов занимают сходные экотопы, но имеют разный видовой состав. Ареалы этих двух союзов перекрываются в пределах Северо-Запада России, но «буферная зона», где их растительность встречается на соседних, и даже одних и тех же болотах, не широка.

Союз *Bistorto-Caricion diandrae*, по нашему мнению, входит в состав порядка *Tomentypno-Sphagnetalia warnstorffii*, выделенного Е. Dahl (1956) в ранге союза, для евтрофной растительности умеренно обводненных, горных болот Норвегии. Помимо выделенного нами союза, порядок, по нашему мнению, должен включать еще 2 союза, объединяющих растительные сообщества, имеющие четкие флористические отличия от других союзов порядка и от союза *Caricion davallianae*. Один из

них включает растительность евтрофных болот Скандинавского полуострова, второй — горных болот Центральной Европы, и, по-видимому, более бедных по минеральному питанию ключевых болот ряда её равнинных областей. Ареал последнего полностью перекрывается с ареалом *Caricion davallianae*. В составе его сообществ имеется ряд общих видов как с растительностью *Caricion davallianae*, так и *Bistorto–Caricion diandrae*. Если скандинавский союз и *Bistorto–Caricion diandrae* являются географически викарирующими с *Caricion davallianae*, сменяя его растительность на севере и востоке Европы, занимая аналогичные экотопы, то третий союз включает растительность, произрастающую на горных болотах.

Растительность союза *Bistorto–Caricion diandrae*, встречается в пределах таёжной зоны Европейской России от западных границ до Урала (как минимум), но далеко не повсеместно, будучи приуроченной к специфическим экотопам, каковыми являются ключевые болота. Союз представлен 3 ассоциациями: *Bistorto–Caricetum diandrae*, *Bistorto–Caricetum appropinquatae*, *Carici (rostratae)–Poetum pratensis*.

Литература

- Богдановская-Гиенэф И. Д. Ключевые болота Кингисеппского уезда Ленинградской губ. // Журн. Рус. Бот. общ. Т. 2. № 3–4. 1927. С. 323–346.
- Корчагин А. А. Растительность северной половины Печеро–Ильчского заповедника // Тр. Печеро–Ильчского заповедника. Т. 2. 1940. С. 5–412.
- Самбук Ф. В. Наблюдения над сосновыми борами и ключевыми болотами долины реки Облы // Тр. Ботанического музея. Л. Т. XXII. 1930. С. 277–310.
- Смагин В. А. Травяная и травяно-моховая растительность евтрофных болот таёжной зоны европейской России и ее синтаксономия // Бот. журн. 2004. Т. 89. № 8. С. 1302–1319.
- Цинзерлинг Ю. Д. Растительность болот // Растительность СССР. М.; Л. 1938. Т. 1. С. 355 – 428.
- Cajander A. K. Ein Beitrag zur Entwicklungsgeschichte der nordfinnischen Moore. Fennia. Vol. 20. № 6. 1903. 37 s.
- Cajander A. K. Beiträge zur Kenntniss der Vegetation der Hochgebirge zwischen Kittilä und Muonio. Fennia. Vol. 20. № 9. 1903. 37 s.
- Dahl E. Mountain vegetation in South Norway and its relation to the environment // Skr. Norsk. Vid.–Akad. I. Mat.–Naturv. Kl. 3. 1956. 374 p
- Dierssen K., Dierssen B. 1984. Vegetation und flora der Schwarzwaldmoore. Karlsruhe. 512 p.

- Heikkilä H.* 1987. The vegetation and ecology of mesotrophic and eutrophic fens in western Finland // *Ann. Bot. Fennici*. V. 24. P. 155–175.
- Jasnowska J., Jasnowski M.* 1983. Zbiorowiska roślinne związku *Caricion lasiocarpae* V. d. Bergh. ap. Lebr. 49. torfowisk mszarnych na Pojezierzu Bytowskim // *Zesz. Nauk. AR Szczecin, Rolnictwo* 30. S. 49–57.
- Lounamaa J.* 1961. Untersuchungen über die eutrophen moore des tulemajärvi-gebietes im südwestlichen ostkarelien, KASSR // *Vanamo. Os.* 32. № 3. 63 S.
- Ruuhijarvi R.* Über die regionale Einteilung der nordfinnischen Moore. 1960. Helsinki. 360 s.
- Rybníček K.* Die Vegetation der Moore im südlichen Teil der Böhmisch-Mährischen Höhe. *Vegetace CSSR*. V. 6. 1974. Praha. 243 s.
- Steffen H.* Zur weiteren Kenntnis der Quellmoore des Preussischen Landrückens mit hauptsächlichster Berücksichtigung ihrer Vegetation // *Botanisches Archiv. Königsberg*. Bd. I. Hf. I. 1922. S. 261–313.
- Vicherek J.* Rostlinná společenstva rašelinných luk u Vidnavy // *Prirodovědecký sborník Ostravského kraje. Acta rerum naturalium districtus Ostraviensis*. XIX. 2. 1958. S. 185–221.

V.A. SMAGIN. The typology and vegetation of eutrophic fens of forest zone of European Russia

Vegetation of the eutrophic fens was studied and their classification using floristic approach was proposed. Eutrophic fens vegetation of the European Russia has marked differences from that in Central and North Europe. Plant communities of the eutrophic fens have their specific floristic composition, as compared with their western analogues. European spring fen vegetation is represented by communities of the order *Caricion davallianae*. On the Russian spring fens such vegetation can be found only near the western border. Vegetation of Russian spring fens consist from communities which we consider as separate alliance *Bistorto–Caricion diandrae* all. nov. To our mind this alliance is included to order *Sphagno warnstorffiani–Tomentypnietalia nitentis* Dahl 1956. This order includes 3 alliances. *Bistorto–Caricion diandrae* includes the vegetation of rich fens of European Russia. The second – vegetation of rich fens mountain regions of Central Europe, the third – vegetation of rich fens Scandinavian countries.

РАЗРАБОТКА МЕТОДИКИ ДЕШИФРОВКИ НА КОСМОСНИМКАХ ОСНОВНЫХ ТИПОВ БОЛОТНЫХ УЧАСТКОВ КАРЕЛИИ ПО МАТЕРИАЛАМ НАЗЕМНЫХ И ДИСТАНЦИОННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

П. Н. ТОКАРЕВ

Институт биологии Карельского научного центра РАН,

Tokarev@bio.krc.karelia.ru

Как известно, дистанционное зондирование Земли (ДЗЗ) [аэро- и космоснимки] и компьютерные ГИС-технологии проникают в новые области их применения, связанные как с практическими задачами (например, инвентаризация и мониторинг текущего состояния лесов и болот), так и «...с задачами научно-экологического характера, такими, как углеродный цикл, биоразнообразие и др., определяющими экологию отдельных регионов и Земли в целом» (Аэрокосмические методы..., 1998, с. 3). С развитием космических съемок специалисты стали получать в свои руки электронные версии космоснимков (КС), прошедших генерализацию в силу определенных физических законов независимо от желания исследователя (Гонин, 1980). Попытка использования специальных методов машинной обработки, например, «распознавания образов» по отношению к пикселям изображений торфяных болот на КС со степенью разрешения (15–30 м/пиксель), не привела пока, на наш взгляд, к их успешной автоматической классификации (отделению) от других объектов. Как известно, торфяное болото является комплексным природным объектом, включающим в себя разнородные болотные участки (БУ), отличающиеся различной степенью облесения и обводненности.

Поэтому некоторые типы болот, где преобладают те или иные БУ, зачастую трудно отличить на КС от других природных объектов. Так, облесенные болота трудно отличить от заболоченных лесов, а открытые – от лугов, топкие же болота очень сходны с мелкими водоемами, заросшими прибрежно-водными растениями. Торфяные болота (ТБ) Карелии, большинство из которых имеют небольшие размеры, но при этом весьма сложную структуру растительного покрова, оказались весьма сложным объектом для использования машинных методов спектрального распознавания ТБ на КС. Болотный массив в условиях Карелии представляет собой пеструю мозаику БУ, различающихся по степени облесения и обводнения, а тем самым и по спектральным характеристикам на КС. В связи с этим нами предложена следующая методика: на КС распознается и дешифрируется не всё ТБ в целом, а сначала его отдельные участки, а

затем уже по картографическим материалам и данным наземных исследований (как текущих, так и **архивных**) проводится общая граница болотного массива.

Материалы и методы (программное обеспечение)

1. *Крупномасштабные (1: 25000 и 1: 50000) тематические карты.* Лаборатория болотных экосистем (ЛБЭ) Института биологии КарНЦ РАН является преемницей сектора болотоведения и мелиорации Карело-Финского филиала АН СССР. Она унаследовала большие объемы (свыше тысячи единиц хранения) болотных ландшафтно-геоботанических (БЛГ) карт или планшетов дешифровки растительности ТБ Карелии по аэро-снимкам (АС). БЛГ карты – это бумажные носители (ватманские листы), на которых показаны контура болот, квартальная сеть лесоустройства прошлых лет и гидрографическая сеть. Внутри контуров ТБ выделены типы БУ, раскрашенные цветными карандашами в соответствии с легендой, разработанной по совокупности прямых и косвенных (комплексных) дешифровочных признаков растительности болот на АС. БЛГ карты содержат тематическую информацию о классе крупных ТБ по конфигурации болотной впадины (I–XI) и фазе их развития (олиготрофной [О] мезотрофной [М] и эвтрофной [Е]), согласно классификации Е.А. Галкиной (1959). На этих картах указан также номер планшета и масштаб, а в правом верхнем углу – название лесхоза. В нижнем углу карт приведены фамилии авторов, проводивших дешифровку типов растительности БУ. Легенда и УЗ к болотным БЛГ картам разработаны классиком болотоведения Е.А. Галкиной (1959, 1964). Эти картографические данные на бумажных носителях нами постепенно преобразуются в цифровой формат, удобный пользователю ЭВМ. Процесс преобразования данных с бумажных карт в компьютерные файлы называется оцифровкой. В современных ГИС этот процесс автоматически осуществляется с применением сканеров.

2. *Цифровые карты м-ба 1: 200000.* Они находятся в локальной сети института Биологии и доступны пользователю ЭВМ.

3. *Цифровые многоканальные космоснимки (КС) с разрешением 15–30 м/пиксель, полученные сканерами спутников Landsat-ETM+ в организации «Прозрачный мир», где они были приобретены, все каналы КС геометрически скорректированы, приведены к единой системе географических координат, и отражают наиболее современное состояние болот Карелии.* Все цифровые источники информации нами подвергаются визуальному экспертному дешифрированию в среде настольных ГИС **Map-Info** и **ArcMap** в виде позиционированных растров. Для правильного использования современных ГИС-технологий, прежде всего, необходимо

создать БД болотных участков с использованием ГИС-технологий и фондовых материалов аэроназемных исследований. Первоочередной методической задачей при создании БД является разработка классификации основных типов БУ, позволяющей установить их эталонные изображения, обладающими способностью «адаптации» к определенной степени разрешения КС.

Результаты

Для решения этой задачи, нами анализировались многолетние данные наших маршрутных исследований (Клюква в Карелии, 1986; Токарев, 1991, 2001, 2005) и фондовые материалы. Анализ проводился по местоположению БУ на болотном массиве, наземной геоботанической характеристики в целях сопоставления их дешифровочных признаков на АС и соответствующих изображений на БЛГ картах. При этом, БУ были сначала разбиты на три класса по водно-минеральному питанию: **олиготрофные (О), мезотрофные (М) и эвтрофные (Э)**. Далее, БУ подразделялись на физиономические группы (ФГ), отличающиеся по растительности (например, облесенные или открытые) и характеру микрорельефа (Галкина, 1961). В результате удалось выделить следующие ФГ БУ: **древесные мозаичные, сфагновые пятнистые, сфагновые или гипновые комплексные, травяные топи с редким травостоем и открытой водой**. В итоге удалось разработать классификацию БУ и выявить, на основе генетического принципа классификации болотной растительности (Аболин, 1914; Лопатин, 1993), их основные типы (Токарев, 2005). Данная методика позволяет использовать ранее разработанный для материалов ДЗЗ (АС и КС) **самый объективный способ передачи дешифровочных признаков, а именно, с помощью самих же снимков или их фрагментов**, которые сопровождаются краткой аннотацией о дате и способе их получения (Нефедов, Попова, 1973; Попова и др., 1977).

В результате работы, нами разработан алгоритм получения обучающих выборок эталонов изображений на КС основных типов БУ на исследуемое место (ИМ) Карелии: 1) скачать с локальной сети ИБ КарНИЦ РАН цифровую топокарту карту ИМ, зарегистрировать ее в географических координатах (позиционировать); 2) загрузить КС в среду ГИС **MapInfo**, где он автоматически позиционируется; и на основе его зарегистрировать в географических координатах растровое изображение БЛГ карты и 3) создать векторную карту (цифровые символы **1–10**) основных типов БУ в табличном файле программы MapInfo. Далее, с помощью операции *«Карта / дублировать окно»* (рис. 1) появляется возможность моментальной визуальной идентификации, распознавания и дешифровки (в режиме «on-line» в двух окнах) основных типов БУ. Для этого в верхнем

окне на фоне топокарты оставляем только растр БЛГ карты, а в нижнем, соответственно, – космоснимок Landsat ETM+, имеющего ту или иную степень разрешения. Причем, эту операцию можно проводить как по одному, так и сразу по нескольким каналам КС.



Рис. 1. Позиционирование в программе MapInfo 3-го типа болотных участков (БУ) болота Чувнойсуо Пряжинского района РК на болотной ландшафтно-геоботанической карте (А) и космическом снимке (В) с помощью географических (широта,долгота) координат топокарты

М 1: 200 000. 3 – олиготрофный сфагновый грядово-мочажинный тип БУ (выделен более крупной цифрой и рамкой редактирования в программе MapInfo); 595 – номер торфяного месторождения Чувнойсуо по «Торфяные месторождения ...», (1979).

Таким образом, анализ проблемы выделения на КС границ ТБ как комплексного природного объекта показал, что она решаема только в том случае, если рассматривать его как некую сумму гетерогенных БУ. Мера генерализации разнородных или разнотипных БУ с целью получения эталонов их изображений зависит от степени разрешения КС, понуждающего исследователя каждый раз сопоставлять эталонные спектральные характеристики основных типов БУ с материалами наземных исследований.

Поэтому, всегда останутся актуальными слова член-корреспондента АН СССР Н.Г. Келля: «...заранее можно сказать, что ничто, видимо, не может заменить человеческий глаз и разум для сопоставления и дешифрирования получаемой разнообразной информации» (Гонин, 1982). Только опытный взгляд болотоведа способен дешифровать основные типы микроландшафтов или БУ на КС, используя в полной мере всю «ландшафтную выразительность» (Галкина, 1964, с. 8) карельских болот.

Литература

- Аболин Р.И. Опыт эпигенологической классификации болот //Болотоведение. 1914, № 3. С. 1–55.
- Аэрокосмические методы и геоинформационные системы в лесоведении и лесном хозяйстве: материалы второго всероссийского совещания, Москва, 18–19 ноября 1998 г. М., 1998. 215 с.
- Галкина Е.А. Болотные ландшафты Карелии и принципы их классификации //Труды Карел. фил. АН СССР. Петрозаводск, 1959. Вып. 15, С. 3–48.
- Галкина Е.А. Методы использования аэрофотоснимков для типизации и картирования болотных массивов //Болота и заболоченные земли Карелии. Петрозаводск, 1964. С. 5–33.
- Гонин Г.Б. Космическая фотосъемка для изучения природных ресурсов. Л., «Недра», 1980. 319 с.
- Гонин Г.Б. Аэрометоды как база развития современных дистанционных методов изучения Земли (К 100-летию со дня рождения Н.Г. Келля) // Дистанционные методы геолого-географического изучения Земли. Л., 1982. С. 3–17.
- Космические методы исследований природной среды. Л., 1977. 122 с.
- Лопатин В.Д. Основные выводы из изучения Тесовского болотн. массива //Вестн. ЛГУ, 1947. № 2. С. 50–60.
- Лопатин В.Д. О микрокомплексности растит. покрова //Сообщ. Сахалин. КНИИ СО АН СССР, 1958. Вып. 6. С. 131–142.
- Лопатин В.Д. О некоторых общих вопросах болотоведения //Болота Европейского Севера СССР. Структура, генезис, динамика. Петрозаводск, 1980. С. 5–17.
- Лопатин В.Д. Генетический принцип выделения высших синтаксонов растительности и о некоторых важных деталях полевого описания болот //Вопросы классификации болотной растит. СПб., 1993. С. 27–33.
- Клюква в Карелии / В.Ф. Юдина, З.М. Вахрамеева, П.Н. Токарев, Т.А. Максимова/. Петрозаводск: Карелия, 1986. 204 с.

Нефедов К.Е., Попова Т.А. О систематизации первичных материалов в аэрометодах //Аэрофотосъемка – метод изучения природной среды. Л., 1973. С. 172–177.

Попова Т.А., Нефедов К.Е., Галкина Е.А. Систематизация дешифровочной информации //Космические методы исследований природной среды. Л., 1977. С. 75–119.

Токарев П.Н. Охрана болот-ягодников в Карелии: Препринт докл. на заседании Учен. совета Института биологии Кар. НЦ АН СССР. Петрозаводск, 1991. 32 с.

Токарев П.Н. Разработка методики компьютерного выявления типов болотных участков по наземным (геоботаническим) и дистанционным признакам на основе современных геоинформационных технологий //Школа-конференция «Актуальные проблемы геоботаники. Современные направления исследований в России: методологии, методы и способы обработки материалов». Школа-конференция, 22–26 октября 2001 г. Тезисы докладов. ПГУ 22–25 окт. 2001 г. 2001. С. 19–23.

Торфяные месторождения Карельской АССР. М., 1979. 464 с.

Цинзерлинг Ю.Д. Растительность болот //Растительность СССР. Т. 1. М.-Л., 1938. С. 355–425.

P. N. TOKAREV. The development of method for designation of main mire types from space images with using data of land surface and distant sampling based on GIS technologies

Basing of GIS-technologies (MapInfo) the method for designation of main mire types from space images with help of map and descriptive results of land surface studies was developed. The decoding of satellite image is made with use of landscape and vegetation large scale maps combined with blue-prints obtained after decoding of aerial images. Standard samples of different mire plot types are used for designation of polygons on images.

К ФЛОРЕ ЛИШАЙНИКОВ БОЛОТ И ЗАБОЛОЧЕННЫХ ЛЕСОВ КАРЕЛЬСКОГО БЕРЕГА БЕЛОГО МОРЯ

М. А. ФАДЕЕВА

Институт леса Карельского научного центра РАН

Лишайники у большинства исследователей ассоциируются с камнями и скалами (накипные и листоватые эпилитные виды), сухими сосно-

выми лесами, в которых «олений мох» (некоторые кустистые виды родов *Cladonia*, *Cetraria*) и бокальчатые кладонии, образуют почти сплошной напочвенный покров, а деревья иногда сплошь «обвешаны» эпифитами. Между тем, среди лишайников есть виды, хорошо переносящие обильное увлажнение, есть даже настоящие водные виды, как, например, некоторые представители родов *Aspicilia*, *Dermatocarpon* и др.

О том, что лишайники встречаются на болотах, известно давно (Kihlman, 1890; Cajander, 1913; 1914; Богдановская-Гиенэф, 1928, 1949; Paasio, 1931, Цинзерлинг, 1932; Кац, 1937, 1948 и др.). Единичные экземпляры и разные по величине скопления лишайников можно встретить на кочках, приствольных повышениях, валеже, других гниющих растительных остатках во многих типах болотных сообществ. На севере Кольского п-ва Ю. Д. Цинзерлингом (1932) выявлены особые корково-лишайниковые болота, на которых хорошо развит только накипной лишайник *Ochrolechia frigida*, позднее был выделен лишайниковый тип растительности (Цинзерлинг, 1938).

В Карелии в качестве покровообразователей лишайники выступают на олиготрофных и дистрофных болотах (ягельные и сфагново-ягельные олиготрофные болота по: Цинзерлинг, 1932), особенно характерных для Прибеломорской низменности (Цинзерлинг, 1932; Кац, 1948; Елина, 1969, 1971; Юрковская, 1992). Считается, что такие болотные массивы с регрессивным комплексом сообществ формируются в условиях равнинного рельефа при почти полном отсутствии дренажа, где выпуклая форма массива облегчает сдувание снега, что в сумме задерживает оттаивание и создает более суровый микроклимат, вызывая формирование более северной растительности – лишайниковых ассоциаций (Цинзерлинг, 1932: с. 164).

Такие болотные массивы Ю. Д. Цинзерлинг (1932) выделил в особый поморский тип, позднее названный «южноприбеломорским» (Кац, 1937). В новой типологии болот это название закрепилось (Елина, 1971) и широко используется в настоящее время (Юрковская, 1992; Елина и др., 2000 и др.). Олиготрофные же лишайниково-печеночные с регрессивным (и денудационным) комплексом болотные массивы получили название «дистрофные» (Лопатин, 1954).

В описаниях растительных сообществ болот Прибеломорской низменности (Елина, Юрковская, 1964; Юрковская, 1992, 2003) приводятся данные по видовому составу лишайников, встреченных на болотах, обыкновенно 1–2, реже 5–6, иногда до 10 видов для описания болотного фитоценоза. Одни виды повторяются в описаниях, другие упоминаются по одному разу.

Таблица

Видовой состав лишайников прибрежных болот и заболоченных лесов северной Карелии (болотные участки: I – дистрофный кустарничково-лишайниково-сфагновый, II – олиготрофные кустарничково-сфагновые, III – олиготрофные сосново-кустарничково-сфагновые; IV – сосняк кустарничково-сфагновый)

Вид лишайника	I	II		III		IV
	1*	2	3	4	5	6
<i>Cetraria ericetorum</i> Opiz ssp. <i>ericetorum</i>	+	+				
<i>Cetraria islandica</i> (L.) Ach. ssp. <i>islandica</i>	+	+		+		
<i>Cetraria islandica</i> (L.) Ach. ssp. <i>crispiformis</i> (Räsänen) Kärnefelt	+					
<i>Cetrariella delisei</i> (Bory ex Schaer.) Kärnefelt & Thell	+	+				
<i>Cetrariella fastigiata</i> (Delise ex Nyl.) Kärnefelt & Thell	+					
<i>Cladonia arbuscula</i> (Wallr.) Flot. ssp. <i>mitis</i> (Sandst.) Ruoss	+	+				
<i>Cladonia arbuscula</i> (Wallr.) Flot. ssp. <i>squarrosa</i> (Wallr.) Ruoss	+	+	+	+	+	
<i>Cladonia botrytes</i> (K. G. Hagen) Willd		+				
<i>Cladonia carneola</i> (Fr.) Fr.				+		
<i>Cladonia cenotea</i> (Ach.) Schaer.				+	+	
<i>Cladonia cf. chlorophaea</i> (Flörke ex Sommerf.) Spreng.				+		
<i>Cladonia coniocraea</i> (Flörke) Spreng.				+		
<i>Cladonia cornuta</i> (L.) Hoffm. ssp. <i>cornuta</i>				+	+	+
<i>Cladonia crispata</i> (Ach.) Flot. v. <i>crispata</i>	+			+	+	+
<i>Cladonia crispata</i> (Ach.) Flot. v. <i>cetrariiformis</i> (Delise) Vain. in Olivier	+			+		

<i>Cladonia cyanipes</i> (Sommerf.) Nyl.	+			+		
<i>Cladonia deformis</i> (L.) Hoffm.	+			+	+	
<i>Cladonia gracilis</i> (L.) Willd. ssp. <i>elongata</i> (Wulfen) Vain.						+
<i>Cladonia maxima</i> (Asahina) Ahti						+
<i>Cladonia cf. merochlorophaea</i> Asahina	+			+		
<i>Cladonia pleurota</i> (Flörke) Schaer.				+		
<i>Cladonia rangiferina</i> (L.) F. H. Wigg.		+	+	+		+
<i>Cladonia squamosa</i> Hoffm.	+					
<i>Cladonia stellaris</i> (Opiz) Pouzar & Vězda		+	+	+		
<i>Cladonia stygia</i> (Fr.) Ruoss		+	+	+	+	+
<i>Cladonia subfurcata</i> (Nyl.) Arnold	+			+	+	
<i>Cladonia sulphurina</i> (Michx.) Fr.					+	
<i>Cladonia uncialis</i> (L.) F. H. Wigg. ssp. <i>uncialis</i>	+			+		
<i>Flavocetraria nivalis</i> (L.) Kärnefelt & Thell		+				
<i>Imadophila ericetorum</i> (L.) Zahlbr.		+	+	+		
<i>Nephroma arcticum</i> (L.) Torss.						+
<i>Ochrolechia frigida</i> (Sw.) Lynge	+	+				
<i>Trapeliopsis granulosa</i> (Hoffm.) Lumbsch					+	
Всего видов: 33	16	12	5	19	9	7
Примечание: 1*. Дистрофное грядово-мочажинно-озерковое болото в 2 км от берега моря на материке напротив сев. оконечности о. Сыроватка; 2. Там же. Олиготрофное открытое кустарничково-сфагновое болото в 250 м от берега моря; 3. Олиготрофная сфагновая грядово-мочажинная окрайка аапа болота в 750 м западнее северной оконечности оз. Нижнее Попово, в 3 км юго-западнее дер. Соностров; 4. Олиготрофное сосново-кустарничково-сфагновое болото в 600 м к западу от оз. Н. Попово; 5. Там же, в 650 м западнее. Олиготрофное сосново-кустарничково-сфагновое болото, пройденное низовым пожаром более чем 10-летней давности; 6. Заболоченный сосняк кустарничково-сфагновый в 2,5 км от берега моря на материке напротив южной оконечности о. Сыроватка						

Специальной целью наших исследований было выявление видового состава напочвенных лишайников (анализ видового состава эпиксильных видов, произрастающих на болотах, не вошел в данную работу), произрастающих на прибалтийских болотах. В 2003 г. были обследованы характерные для Прибалтийской низменности олиготрофные и дистрофные болотные массивы в районе о. Сыроватка (Кемский район), расположенного в 30 км к северо-востоку от дер. Поньгома. Для сравнения сборы лишайников сделаны с олиготрофной окрайки аапа болота, а также облесенного олиготрофного болота (2005 г.) в районе дер. Соностров (Лоухский район), который находится в 50 км к северо-западу от дер. Гридино, и в заболоченном сосняке кустарничково-сфагновом в районе Сыроватки.

Выявленный нами видовой состав лишайников прибалтийских болот и заболоченных лесных местообитаний представлен 33 видами, подвидами и разновидностями. В подавляющем большинстве это представители рода *Cladonia* (23 вида, подвида и разновидности) (табл.).

Сравнимыми с облесенным олиготрофным болотом по богатству видов 19 оказались открытые болота (12–16 видов), где лишайники в большинстве своем встречаются исключительно на грядах и кочках, и лишь отдельные виды, такие, как *Cetrariella delisei*, *Cladonia squamosa* обнаружены и в мочажинах. Особый интерес представляет тот факт, что только половина видов являются общими для олиготрофного и дистрофного болот. В то же время также половина видов являются общими для открытых и облесенных болот.

Менее всего лишайников обнаружено на сфагновой окрайке аапа болота (5 видов) и в заболоченном сосняке кустарничково-сфагновом лесу (7 видов). И если на окрайке аапа болота это обычные для прибалтийских болот виды, такие, как *Cladonia arbuscula*, *C. rangiferina*, *C. stellaris*, *C. stygia*, *Icmadophila ericetorum*, то 3 из 7 видов, собранных в заболоченном сосняке (*Cladonia gracilis* ssp. *elongata*, *Cladonia maxima*, *Nephroma arcticum*), в других изученных местообитаниях этого района не были обнаружены.

Наиболее распространены на прибалтийских болотах лишайники группы «оленьего мха» (*Cladonia arbuscula*, *C. rangiferina*, *C. stellaris*, *C. stygia*, *Cetraria islandica*, *C. ericetorum*) и два накипных вида *Icmadophila ericetorum* и *Ochrolechia frigida*.

Специфическими видами открытых болот, на наш взгляд, являются *Cetrariella delisei*, *Flavocetraria nivalis*, *Ochrolechia frigida*, возможно, также *Cladonia squamosa*. На огромных открытых пространствах таких болот,

вероятно, создаются более суровые условия обитания, что и объясняет, по-видимому, присутствие выше перечисленных видов, северных по происхождению и характерных для тундроподобных растительных сообществ, распространенных на островах Белого моря (Фадеева, Кравченко, 2002).

Некоторые виды лишайников, как, например, *Cladonia botrytes*, обнаруженные только в одном типе местообитания (олиготрофное кустарничково-сфагновое болото), могли быть пропущены при сборе и, вероятно, распространены более широко. Также более обычными видами болот Прибеломорья, чем это показано нами, являются *Cladonia arbuscula* ssp. *mitis*, *C. rangiferina*, *C. stellaris*, *C. stygia*.

Очевидно, что и выявленным видовым составом далеко не исчерпано флористическое разнообразие лишайников болот и заболоченных местообитаний Прибеломорской Карелии. В этом плане предстоит большая и кропотливая работа.

Автор крайне признателен проф. Теуво Ахти (университет Хельсинки) за помощь в определении образцов лишайников рода *Cladonia*.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект 03-04-48735) и Министерства окружающей среды Финляндии.

Литература

Богдановская-Гиенэф И.Д. Растительный покров верховых болот Русской Прибалтики //Тр. Петергоф. Ест.-науч. ин-та АН СССР. 1928. № 5. С. 265–377.

Богдановская-Гиенэф И.Д. Типы верховых болот СССР //Тр. 2-го Всесоюзн. геогр. съезда М., 1949. Т. 3. С. 144–152.

Елина Г.А. К истории развития болот юго-восточной части Прибеломорской низменности //Ботан. журн. 1969. Т. 54. № 4. С. 545–553.

Елина Г.А. Типы болот Прибеломорской низменности //Болота Карелии и пути их освоения. Петрозаводск, 1971. С. 51–79.

Елина Г.А., Лукашов А. Д., Юрковская Т. К. Позднеледниковье и голоцен Восточной Фенноскандии (палеорастительность и палеогеография). Петрозаводск, 2000. 242 с.

Елина Г.А., Юрковская Т. К. К флоре мхов и лишайников прибеломорских верховых болот в бассейнах рек Нюхчи и Суны //Науч. конф. по итогам работ Ин-та биологии ПГУ за 1963 г. Тез. докл. Петрозаводск, 1964. С. 51–52.

Кац Н.Я. Типы болот и их размещение на территории европейской части СССР //Землеведение. 1937. Т. 39. № 4–5. С. 388–456.

Кац Н.Я. Типы болот СССР и Западной Европы и их географическое распространение. М., 1948. 320 с.

Лопатин В.Д. «Гладкое болото» (торфяная залежь и болотные фации) // Учен. записки ЛГУ. Сер. географ. наук. 1954. № 9. С. 95–181.

Фадеева М.А., Кравченко А.В. Лишайники архипелагов Кузова и Жужмуи // Культурное и природное наследие островов Белого моря. Петрозаводск, 2002. С. 110–119.

Цинзерлинг Ю.Д. География растительного покрова северо-запада европейской части СССР // Тр. Геоморфологического института. Серия физико-географическая. Л., 1932. Вып. 4. 377 с.

Цинзерлинг Ю.Д. Растительность болот // Растительность СССР. Т. 1. М.-Л. 1938. С. 355–428.

Юрковская Т.К. География и картография растительности болот Европейской России и сопредельных территорий // Тр. Ботан. Института им. В. Л. Комарова. СПб., 1992. Вып. 4. 256 с.

Юрковская Т.К. Верховые болота восточного Прибеломорья как часть единого природно-исторического Поморского региона // Природное и историко-культурное наследие Северной Фенноскандии. Петрозаводск, 2003. С. 51–57.

Cajander A.K. Studien über die Moore Finnlands // Acta Forest. Fenn. 1913. Т. 2. № 3. 268 s.

Kihlman A.O. Pflanzenbiologische Studien aus Russisch Lappland. Helsingfors. Ein Beitrag zur Kenntnis der regionalen Gliederung an der polaren Waldgrenze // Acta Soc. Fauna Fl. Fenn. 1890. V. 6. № 3. 264 s.

Paasio I. Pohjois-Satakunnan soiden jäkälistä // Ann. Soc. "Vanamo". 1931. S. 133–151.

M. A. FADEEVA. On the lichen flora of mires and paludified forests on the White Sea Karelian coast

The paper reports the results of a specialized study of the species composition of ground-dwelling lichens from mires of the White Sea coast (Is. Syrovatka area, Kem district and vil. Sonostrov area, Louhi district, Karelia).

An oligotrophic mire, a dystrophic mire and the sphagnum margin of an aapa mire yielded 28 species, subspecies and forms of lichens. Open mires hosted 5–14, the treed mire – 18 lichen species. Six lichen species were collected from the paludified pine forest near Syrovatka, of which two: *Cladonia maxima* and *Nephroma arcticum*, did not occur in mires.

The most common lichens in mires on the White Sea coast are species of the “reindeer moss” group (*Cladonia arbuscula*, *C. rangiferina*, *C. stellaris*, *C. stygia*, *Cetraria islandica*, *C. ericetorum*) and 2 crustose lichen species

Icmadophila ericetorum and *Ochrolechia frigida*. The species specific to open mires are *Cetrariella delisei*, *Flavocetraria nivalis*, *Ochrolechia frigida*, and possibly *Cladonia squamosa*.

The author admits that the lichen species composition recorded in the present study is not at all exhaustive of the floral diversity of lichens in mires of the Karelian White Sea coast.

РЕСУРСЫ БОЛОТНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВОЛОГОДСКОЙ ОБЛАСТИ И ИХ ОХРАНА

Д. А. ФИЛИППОВ

Вологодский государственный педагогический университет,
philippov_d@mail.ru

Болотные экосистемы выполняют ряд важных функций в поддержании устойчивости биосферы и благодаря наличию разнообразных ресурсов являются полезными для человека. Исходя из формулировки М. С. Боч и В. В. Мазинга (1989), под ресурсами понимаются те «элементы природы, которые вовлекаются в процесс производства для удовлетворения материальных и культурных потребностей человека».

Вологодская область расположена на севере европейской части России в таежной зоне. Значительные площади в области (около 70% территории) занимают лесные экосистемы (Государственный доклад..., 2004). Лесные экосистемы подвержены в настоящее время сильному антропогенному влиянию, которое проявляется в основном в неумеренных вырубках. На второе место после лесов выходят болота, своим значительным распространением они обязаны природным особенностям региона. Образование и развитие болот связано в основном с абиотическими факторами среды (избыточным увлажнением, равнинностью территории, слабым развитием эрозионной сети, наличием глинистых и суглинистых подстилающих пород и др.). Площадь болот Вологодской области по разным данным колеблется в пределах от 8,8 до 14%, в среднем 10–12% (Никонов, Долженков, 1955; Бобровский, 1957; Торфяной фонд..., 1957, 1970; Абрамова, Козлова, 1964, 1970; Абрамова, 1965; Новиков, Усова, 2000; Государственный доклад..., 2004). Противоречия в показателях объясняются использованием различных методических подходов и неоднозначным пониманием представителями разных научных школ понятия «болото».

Вся история исследований болот Вологодской области связана в основном с изучением их ресурсов. Первыми известными работами по болотам области являются изыскания В. А. Волоцкого (1875, 1876), выполненные в виде хозяйственных отчетов. Ресурсоведческие работы были направлены на выявление площадей месторождений и запасов торфа, и в меньшей степени на биологические ресурсы.

Болотные ресурсы достаточно многообразны, их можно разделить на 2 большие группы: материальные и нематериальные. Традиционно для человека материальные ресурсы болот считаются важнейшими, из которых наиболее значимыми для хозяйственной деятельности являются торфяные ресурсы.

Торфяные ресурсы. Торф не является обязательным компонентом болот, но в таежной зоне торфяные болота занимают значительные площади и обладают широким спектром ресурсов. Торфяные месторождения распространены почти по всей территории Вологодской области с наибольшей концентрацией в западных и юго-западных районах (особенно в Бабаевском, Устюженском и Череповецком), где сосредоточено более 50% всех запасов торфа области. Здесь расположены крупнейшие месторождения: Уломское-II, Уломское-I и другие, которые по запасам торфа и площадям являются уникальными для европейской части России. Часть торфяных болот Молого-Шекснинской низменности была потеряна в результате создания Рыбинского и Шекснинского водохранилищ. В северных районах сосредоточено 22% запасов торфа области. Наиболее мощные запасы сконцентрированы в Кирилловском и Вожегодском районах, и особенно в районе озера Воже. В центральных районах (преимущественно в Присухонской низменности) сосредоточено около 13% запасов торфа области. Болота восточных районов занимают небольшие площади и имеют незначительные запасы торфа (Торфяной фонд..., 1970).

Выявленный, разведанный и учтенный торфяной фонд области состоит из 2228 месторождений (Торфяной фонд..., 1970). Общие прогнозные запасы торфа составляют 8256 млн. т (Новиков, Усова, 2000). По официальным данным приводятся более низкие в 2–3 раза показатели (Торфяной фонд..., 1970; Комплексный территориальный кадастр..., 1996–2005). Величина учтенных запасов торфа в области превышает таковые в Новгородской, Псковской и Ленинградской областей, вместе взятых.

Наличие в составе торфяного фонда разновеликих по площади и запасам торфяных месторождений и повсеместное их распространение создают исключительно благоприятные условия для широкого развития торфодобычи. Несмотря на это, в настоящее время добыча торфа неук-

лонно сокращается. Еще в середине 20-го века добычей торфа занималось 14 предприятий с объемами до 350 тыс. т (Никонов, Долженков, 1955). В 2000 году добычу торфа прекратили 2 крупных торфодобывающих предприятия – «Вологдаторф» и «Уломское» из-за отсутствия потребителей (Комплексный территориальный кадастр..., 2001). К настоящему времени на территории области продолжают работу лишь торфопредприятия «Дедово Поле», «Вологодская сельхозхимия» и «Соколагрохимия». В очень небольших количествах собственными силами для своих нужд добывают или используют уже добытый торф различные хозяйства области.

Торфяная промышленность к настоящему времени пришла в упадочное состояние, и в области используется не более 0,001% разведанных запасов торфа (Комплексный территориальный кадастр..., 2002). Данные за последние 10 лет показывают постоянное снижение объемов торфодобычи на территории Вологодской области (таблица 1). Причины этого крайне разнообразны. Во-первых, переход от плановой экономики к рыночной обусловил смену приоритетов в сторону интенсификации хозяйства. Во-вторых, произошло резкое снижение поголовья скота, что повлекло уменьшение засеваемых площадей, требующих внесения удобрений. В-третьих, подавляющее количество котельных стали использовать газообразное топливо. В-четвертых, к настоящему времени отмечается значительный износ торфодобывающей техники.

Основная масса добываемого торфа используется как органические и торфоминеральные удобрения в полеводстве и как подстилочный материал животным. В незначительных количествах торф применяется как энергетическое и бытовое топливо. Большое значение торф имеет для очистки стоков с животноводческих комплексов (особенно интенсивное использовался в период с 1975 по 1990 гг.), а также коммунальных и промышленных от ионов тяжелых и цветных металлов, нефтепродуктов и других загрязнителей. В последнее десятилетие торф стал сырьем для производства гуматов и плит сухого прессования, которые используют тепличные хозяйства Вологодской, Московской и Архангельской областей. К перспективной отрасли промышленности следует отнести *химические ресурсы торфа*, связанные с получением воска, кормовых дрожжей, биологически активных веществ (в качестве лечебных средств), торфощелочных реагентов для проведения буровых работ и др. В настоящее время использование торфа и сапропелей в качестве *бальнеологического ресурса* только начинает развиваться и должно из перспективного стать приоритетным.

Таблица 1

Добыча торфа (тыс. т) на территории Вологодской области за период 1995–2004 гг.
(по: Комплексный территориальный кадастр..., 1996–2005)

№ п/п	Административный район	Добыча торфа (тыс.т)									
		1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
1.	Белозерский	22,0	22,0	–	–	–	–	–	–	–	–
2.	Великоустюгский	47,0	47,0	–	–	–	–	–	–	–	–
3.	Вологодский	442,0	362,0	66,0	10,0	51,0	21,0	21,0	30,7	23,0	17,0
4.	Вытегорский	20,0	20,0	–	–	–	–	–	–	–	–
5.	Грязовецкий	83,0	–	–	–	–	–	–	–	–	–
6.	Нюксенский	–	8,0	–	–	–	–	–	–	–	–
7.	Сокольский	86,0	86,0	2,0	–	1,0	3,5	4,4	6,3	6,4	3,0
8.	Усть-Кубинский	–	7,0	–	–	–	–	–	–	–	–
9.	Чагодощенский	–	32,0	17,0	17,0	15,0	6,0	15,5	15,0	6,0	10,0
10.	Череповецкий	–	38,0	–	6,0	11,0	–	–	–	–	–
	Итого	700,0	622,0	85,0	33,0	78,0	30,5	40,9	52,0	35,4	30,0

Преобладающая часть Вологодских озер содержит сапропелевые отложения. К настоящему времени запасы сапропеля в области в той или иной степени определены только для 300 месторождений, находящихся на территории 6 административных районов. Основные ресурсы сапропеля (около 80%) сосредоточены в озерах Белозерского и Вытегорского районов (Комплексный территориальный кадастр..., 2001). Лицензии на добычу сапропеля имеют всего 3 предприятия, но объемы добычи крайне низки. Использование сапропеля началось около десяти лет назад и было связано с применением его в качестве ценного сельскохозяйственного удобрения, а в последние годы добыча ведется для ряда санаториев-профилакториев (например, «Родник» в Белозерском районе). Количество подобных лечебных заведений и объем добычи можно многократно увеличить.

Биологические ресурсы. В функционировании болотных экосистем кроме растений значительную роль играют бактерии, грибы и животные. Однако, работы по изучению этих компонентов на болотах области практически не проводились, несмотря даже на то, что для ряда охотничьих видов зверей и птиц болота важны как места обитания, гнездования и кормления. Ниже будут приведены данные относительно растительных ресурсов болотных экосистем (латинские названия видов даны по С. К. Черепанову, 1995).

На территории Вологодской области произрастает не менее 1022 видов сосудистых растений (Орлова, 1993), а с учетом адвентивных около 1450, мохообразных – около 350 видов, лишайников – около 200 видов, агариковых грибов – 220 видов (Государственный доклад..., 2004). Флора болот является малоспецифичной и по предварительным данным видовое разнообразие болотных экосистем насчитывает около 250 видов сосудистых растений (Левашов и др., 2002), из которых около 90 встречаются только в болотных и сходных экосистемах (берега, болотные леса, заболоченные луга).

а). *Пищевые растения.* К пищевым растениям относятся дикорастущие ягоды – клюква, голубика, морошка; растения, содержащие в корневищах большое количество крахмала, – тростник, кубышка, и салатно-овощные растения, листья которых богаты крахмалом, – гравилат речной, сердечник луговой, рогоз широколистный. Данные о запасах ягод клюквы (19,5 тыс. т) на территории области свидетельствуют о том, что они используются лишь на 20% (Черкасов, 1978).

б). *Лекарственные растения.* Многие болотные растения, отнесенные к группе пищевых, благодаря содержанию витаминов, сахара и органических кислот, имеют лекарственное значение. Полный список лекар-

ственных растений болотных экосистем до настоящего времени еще не составлен, но в него должно войти не менее 15 видов сосудистых растений (*Bistorta major*, *Caltha palustris*, *Cardamine pratense*, *Cicuta virosa*, *Comarum palustre*, *Drosera anglica*, *D. rotundifolia*, *Filipendula ulmaria*, *Ledum palustre*, *Lysimachia vulgaris*, *Menyanthes trifoliata*, *Pedicularis palustris*, *Potentilla erecta*, *Rubus chamaemorus*, *Vaccinium uliginosum*, *Valeriana officinalis*) и конечно, виды рода *Sphagnum*.

в). *Медоносные растения*. Медоносные болотные растения имеют растянутый срок цветения (с начала мая по август) и не зависят от засушливости летнего сезона, что обеспечивает стабильный взятки. Кроме пчел цветущие растения болот посещают шмели, некоторые виды жесткокрылых, мух и чешуекрылых.

г). Растения, произрастающие на болотах, в настоящее время не используются в качестве *кормового* ресурса. Это направление использования болот не является перспективным, учитывая большие площади лугов в Вологодской области и резкое снижение поголовья скота. Использование растений болотных экосистем для заготовки древесины также малоперспективно, так как область обладает богатым лесным фондом. Экспериментальные расчеты, проведенные на территории Вологодской области (северная часть подзоны южной тайги), показали, что экономически более целесообразным является использование заболоченных лесов для заготовки ягод, а не древесины (Кулишкина, Косицын, 1995). Схожие результаты приводят Saastamoinen (1979) и Kardell (1986) для стран Феноскандии.

Обыденное понимание болот как «ненужных» территорий не позволяет обществу в полном объеме использовать не только материальные, но и социально-культурные ресурсы. Хотя нематериальные ресурсы, такие как информационные и рекреационные, направлены на удовлетворение духовных потребностей человека.

Информационные ресурсы болот служат основой научных разработок. Болотные экосистемы хранят информацию о прошлом (остатки растений, животных и микроорганизмов) и настоящем состоянии и функционировании не только болот, но и других экосистем (например, лесов). Анализ этой информации дает возможность делать долгосрочные прогнозы на будущее и планировать хозяйственную деятельность.

Рекреационные ресурсы болотных экосистем в настоящее время практически не используются, в основном по причине слабой изученности региональных болот и отсутствием квалифицированных специалистов-болотоведов. Экотуризм на болота области следует признать одним из перспективных направлений деятельности. Развитие болотного экоту-

ризма в области следовало бы начать с подготовки экологов, научного и экономического обоснования подходящих объектов (прежде всего охраняемые болота национального парка «Русский Север», ландшафтных заказников и памятников природы) и организаторско-просветительской работы.

Охрана ресурсов. Признание факта условной возобновимости торфяных запасов (Минаева, Сирина, 2003) и постоянное снижение биоразнообразия позволяет говорить о необходимости охраны природных ресурсов болот. Охрану болотных экосистем мы понимаем в широком смысле, вкладывая в это понятие и рациональное природопользование, и собственно охрану, которая традиционно проводится по двум основным направлениям.

Первое направление – охрана редких видов. Только небольшая доля видов (так называемые облигатные и облигатно-факультативные) используется болотные массивы в качестве основных мест обитания. Узкая экологическая ниша является причиной их уязвимости к антропогенной трансформации природной среды. Поэтому именно они пополняют список редких видов. В настоящее время в список охраняемых растений Вологодской области (Красная книга..., 2004) включено 32 облигатных и облигатно-факультативных болотных вида, которым присвоен различный статус редкости (таблица 2).

Из 32 охраняемых видов: 2 вида «по-видимому, исчезли», 3 вида «находятся под угрозой исчезновения», 8 отнесены к «уязвимым», 17 являются «редкими», а для двух видов статус не определен. Основным лимитирующим фактором является изменение гидрологического режима, связанное с мелиорацией, осушением, торфоразработками, вырубкой леса и др.

Второе направление – создание сети охраняемых территорий. Охраной болотных экосистем в Вологодской области начали заниматься с 1945 года (организация Дарвинского государственного заповедника). Наиболее интенсивное становление сети охраняемых болот пришлось на период с 1968 года (начала работы советской группы в рамках международного проекта «Телма») по 1989 год. За это время в основном по предложениям лесхозов и Ленинградской экспедиции объединения «Севзапгеология» под охрану было взято 260 объектов (Уханов, Сакович, 1993).

В настоящее время продолжается работа над созданием «Красной книги Вологодской области». В том «Особо охраняемые природные территории (ООПТ)» рекомендуется включить 282 болота (Максутова, Скупинова, 2003). В таблице 3 приведены основные этапы формирования

Таблица 2

Редкие виды болотных экосистем Вологодской области (по: Красная книга..., 2004)

Статус		Количество видов	Виды
По-видимому, исчезнувший вид	0/RE	2	<i>Schoenus ferrugineus</i> , <i>Juncus stygius</i>
Вид, находящийся под угрозой исчезновения	1/CR	3	<i>Selaginella selaginoides</i> , <i>Sonchus palustris</i> , <i>Salix pyrolifolia</i>
Уязвимый вид	2/VU	6	<i>Carex buxbaumii</i> , <i>C. riparia</i> , <i>C. atherodes</i> , <i>C. tenuiflora</i> , <i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> , <i>Saxifraga hirculus</i>
	2/EN	2	<i>Carex capitata</i> , <i>Hammarbya paludosa</i>
Редкий вид	3a/LC	7	<i>Malaxis monophyllos</i>
	3b/LC		<i>Carex elata</i>
	3c/LC		<i>Carex pseudocyperus</i> , <i>C. juncella</i> , <i>Dactylorhiza traunsteineri</i> , <i>Ligularia sibirica</i> , <i>Petasites frigidus</i>
	3a,c/NT	9	<i>Carex heleonastes</i> , <i>Listera cordata</i> , <i>Drosera anglica</i> , <i>Pedicularis sceptrum-carolinum</i>
	3a,b,d/NT		<i>Ranunculus subborealis</i>
	3b,c/NT		<i>Rhynchospora alba</i>
	3c/NT		<i>Trichophorum alpinum</i> , <i>Corallorhiza trifida</i>
	3c,d/NT		<i>Equisetum scirpoides</i>
	3c,d/VU		<i>Equisetum variegatum</i>
Неопределенный	4/DD	2	<i>Acorus calamus</i> , <i>Gymnadenia densiflora</i>

сети охраняемых болот Вологодской области с учетом решений местных органов власти.

Сеть охраняемых болот Вологодской области самая крупная по количеству объектов и одна из самых больших по площади на севере Европейской части России. Для сравнения в Вологодской области

Таблица 3

Современное состояние сети охраняемых болот Вологодской области

Охраняется по решениям местных органов власти	Количество охраняемых болот
С 1973	14
С 1978	78
С 1979	136
С 1989	(54+13)

охраняется 361,5 тыс. га (22,6%) болот (Уханов, Сакович, 1993), в Ленинградской, Псковской и Новгородской – 184 тыс. га (9,2%) (Боч, Смагин, 1993), в Архангельской области – 849 тыс. га (15%) (Botch, 1996), в Республике Карелии – 126,5 тыс. га (3,5% от их общей площади) (Антипин, Кузнецов, 1998). Каждый этап выделения болот под охрану в области имел определенные задачи: сохранение водораздельных болот (1973 г.), клюквенных болот (1978 и 1979 гг.), торфяных месторождений (1989 г.). Несомненно, что количество охраняемых болот в Вологодской области значительно больше, т.к. в это число не вошли болота национального парка «Русский Север» (около 80) и Дарвинского природного биосферного заповедника (3) (Торфяные болота..., 2001), а также болота ландшафтных и ботанических заказников. В то же время в других регионах до 80% охраняемых болот сосредоточено в национальных парках, ландшафтных заказниках и болотных памятниках природы (Антипин, Кузнецов, 1998).

Следует констатировать факт, что спешно созданная сеть охраняемых болот, в основном с целью ограждения части региональных объектов от интенсивно разvertyвающейся мелиорации, не лишена недостатков. К основным проблемам сети охраняемых болот следует отнести отсутствие основных критериев выбора и выделения под охрану болотных экосистем, научных обоснований природоохранной ценности выделенных охраняемых болот и юридически закрепленных границ (за исключение тех, которые входят в состав ландшафтных, гидрологических заказников, национального парка и заповедника). В области отсутствуют природоохранные объекты в статусе «болотных заказников». Кроме того, часть охраняемых болот входят в состав или примыкают к другим ООПТ.

В настоящее время необходимо выявить основные критерии выделения охраняемых болот, провести полную их инвентаризацию в области с целью определения реальной природоохранной ценности.

Заключение

Болотные экосистемы являются неотъемлемым компонентом природы Вологодской области. На болотах сосредоточены различные природные ресурсы, представляющие как материальную ценность (водные, земельные, биологические и геологические), так и имеющие социально-культурное значение. В Вологодской области болота изучались преимущественно с позиции хозяйственной применимости. Основное внимание исследователей болот было обращено на торфяные запасы, которые в настоящее время практически не добываются. Другие ресурсы болот (особенно нематериальные) имеют низкую степень изученности, практически не используются, хотя являются очень перспективными для развития общества.

Дальнейшие комплексные исследования болот, создание научно разработанной сети охраняемых болот и рациональное интенсивное использование болотных ресурсов, на основе знания законов, структуры и особенностей функционирования болотных экосистем, позволит сохранить природную среду для будущих поколений, а также будет способствовать экономическому развитию Вологодской области.

Литература

- Абрамова Т.Г.* Болота Вологодской области, их районирование и сельскохозяйственное использование //Северо-Запад европейской части СССР. Вып.4. Л., 1965. С. 65–93.
- Абрамова Т.Г., Козлова Г.И.* Геоботаническое районирование Вологодской области //Бот. журн. 1964. Т.49. №10. С. 1438–1445.
- Абрамова Т.Г., Козлова Г.И.* Геоботаническое районирование Вологодской области //Природное районирование Вологодской области для сельского хозяйства. Вологда, 1970. С. 169–238.
- Антипин В.К., Кузнецов О.Л.* Охрана разнообразия болот Карелии //Биоразнообразие, динамика и охрана болотных экосистем восточной Финно-скандии. Петрозаводск, 1998. С. 10–30.
- Бобровский Р.В.* Растительный покров Вологодской области //Природа Вологодской области. Вологда, 1957. С. 210–299.
- Боч М.С., Мазинг В.В.* Ресурсы болот СССР: их оценка и использование //Раст. ресурсы. 1988. Т. 24. Вып. 1. С. 3–12.
- Боч М.С., Смагин В.А.* Флора и растительность болот Северо-запада России и принципы их охраны. СПб., 1993. 223 с.

Волоцкий В.А. Георгиевское болото (хозяйственный очерк) //Вологодские губернские ведомости. 1875. №68.

Волоцкий В.А. Описание болот Грязовецкого уезда //Вологодские губернские ведомости. 1876. № 98.

Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Вологодской области в 2003 году. Вологда, 2004. 168 с.

Комплексный территориальный кадастр природных ресурсов Вологодской области. Вологда, 1996. 57 с.; Вып.2. 1997. 27 с.; Вып.3. 1998. 47 с.; Вып.4. 1999. 37 с.; Вып.5. 2000. 45 с.; Вып.6. 2001. 55 с.; Вып.7. 2002. 53 с.; Вып.8. 2003. 52 с.; Вып.9. 2004. 56 с.; Вып.10. 2005. 57 с.

Красная книга Вологодской области. Том 2. Растения и грибы. Вологда, 2004. 360 с.

Кулишкина С.Г., Косицын В.Н. Опыт сравнительной оценки дохода от использования ягод *Rubus chamaemorus* L. и древесины *Pinus sylvestris* L. в сфагновом сосняке (Вологодская область) //Раст. ресурсы. 1995. Т. 31. Вып. 3. С. 101–105.

Левашов А.Н., Суслова Т.А., Шестакова Л.Г. Мониторинг болот //Комплексная экологическая практика школьников и студентов. СПб., 2002. С. 50–76.

Максимова Н.К., Скупинова Е.А. Ландшафтный мониторинг охраняемых природных территорий. Вологда, 2003. 117 с.

Минаева Т.Ю., Сирин А.А. Рациональное использование торфяных болот: проблемы и перспективы //Рациональное использование торфа и других ресурсов торфяных болот. Кострома, 2003. С. 168–173.

Никонов М.Н., Долженков Н.Б. Торфяной фонд Вологодской области //Торфяной фонд РСФСР. Вологодская область. М., 1955. С. III–XV.

Новиков С.М., Усова Л.И. Новые данные о площади болот и запасах торфа на территории России //Динамика болотных экосистем северной Евразии в голоцене. Петрозаводск, 2000. С. 49–52.

Орлова Н.И. Конспект флоры Вологодской области. Высшие растения //Тр. СПб., общества естествоиспытателей. 1993. Т. 77. Вып. 3. 262 с.

Торфяной фонд РСФСР. М., 1957. 774 с.

Торфяной фонд РСФСР. Вологодская область. М., 1970. 676 с.

Торфяные болота России: к анализу отраслевой информации. М., 2001. 190 с.

Уханов В.П., Сакович А.В. Охраняемые болота //Особо охраняемые природные территории. Вологда, 1993. С. 172–179.

Черепанов С.К. Сосудистые растения России и сопредельных государств (в пределах бывшего СССР). СПб., 1995. 992 с.

Черкасов А.Ф. Запасы ягод клюквы в Костромской, Ярославской, Калининской, Новгородской и Вологодской областях //Болота и болотные ягодники. Тр. Дарвин. заповедника. 1979. Вып. 15. С. 126–133.

Botch M. Mire protection in the north of European Russia //Oulanka reports. Oulu, 1996. 16. P. 101–103.

Kardell L. Occurence and berry production of *Rubus chamaemorus* L., *Vaccinium oxycoccus* L. and *Vaccinium microcarpum* Turcz. and *Vaccinium vitis-idaea* L. on Swedish peatlands //Scandinavian journal of forest research. 1986. Vol.1, N 1. P. 125–140.

Saastamoinen O. Ojituksen ja marjastuksen vertailum ekonomisia ongelta //Metsantutkimuslaitos. Rovaniemen tutkimuslaitoksen tiedonantoja. 1979. N 21. S. 34–38.

D. A. PHILIPPOV Mire ecosystems resources of Vologda region and its conservation

Article is devoted to consideration of resources of mire ecosystems of the Vologda region. Mire ecosystems are the integral part of the nature of the Vologda region and occupy 14% of its terrain. Classification of mire resources is resulted: material (geological, water, land, biological) and social-cultural (information and recreational).

Investigations of region mires were conducted advantage with position of economic applicability. It is shown that main attention of mire researchers was pointed on peat stocks. At present peat industry is found in decadent condition and peat extraction steadily falls. The analysis of biological resources is based on the grounds of species richness. In item view the perspective directions of utilization mire resources. The perspective directions are use chemical and balneal peat reserves. Social-cultural resources are not studied, practically are not used, but are very perspective for society development.

In article are considered the questions of mire conservations. They are discussed problems existing network of protected mires. It is offered conduct the inventory and additional studies for determination real nature conservation value.

ПРЕДВАРИТЕЛЬНЫЕ ИТОГИ ИЗУЧЕНИЯ ВЕРХОВЫХ И ПЕРЕХОДНЫХ БОЛОТ В УДМУРТСКОЙ РЕСПУБЛИКЕ

Ю. Л. ШИЛЯЕВА

Удмуртский государственный университет,

julia-botanica@mail.ru

Удмуртская Республика входит в лесную зону средних или умеренных широт со слабой энергией водотоков и значительной устойчивости к эрозии (Браун, 1981), где широко представлены хвойные и лиственные леса с многочисленными сфагновыми болотами. С продвижением на юг количество этих болот уменьшается (Берг, 1936; Растительность..., 1980). По Н. Я. Кацу (1936) территория Удмуртии расположена в Камско-Ветлужской провинции эвтрофных и сосново-кустарничково-сфагновых торфяников. Для нее характерны эвтрофные торфяные болота, которые территориально господствуют над олиготрофными. Олиготрофные болота, как правило, невелики и обычно они сосново-кустарничково-сфагновые, значительно реже – кустарничково-пушицево-сфагновые.

В Удмуртии около 750 болот общей площадью около 94,0 тыс. га (Информационный бюллетень..., 2002; Государственный доклад..., 2002), что составляет около 3% территории республики. Наибольшее количество болот встречается на западе и севере республики, наименьшее – на востоке и юге. Особенностью болот Удмуртии являются их незначительные размеры. Самыми крупными массивами, превышающими площадь 25 км², являются Дзякинское болото в Ярском районе, расположенное в пойме р. Чепца, и Узинское болото в Игринском районе. 15 болотных массивов (Нюрдор-Котья, Орловское, Камельское, Дулесовское, Ахметы, Чубьяшур-Егоровцы, Вишур и др.) имеют площадь свыше 10 км².

Торфяные болота в Удмуртской Республике начали разрабатываться в середине 30^х годов прошлого века. В настоящее время 101 месторождение выработано. На территории республики запасы торфа на 97% представлены низинным типом залежи. Преобладают древесные и древесно-осоковые залежи, в меньшей степени гипновые и осоковые.

В Удмуртии преобладающим является эвтрофный тип болот с вогнутой или плоской поверхностью. Низинные болота наиболее развиты в поймах рек Камы, Чепцы, Кильмези, Валы, Увы, Нылги и Ижа. Основные массивы олиготрофных и мезотрофных болот располагаются в междуречье Кильмези и Лумпуна, на террасах рек Камы, Сивы, в верховьях р. Вятки. Площади сфагновых олиготрофных болот не велики, но они имеют достаточно уникальный растительный покров, так как находятся близ

южной границы сплошного ареала сфагновых верховых болот, проходящей южнее 56 градусов с.ш. (Растительность..., 1980).

В настоящее время аборигенная флора Удмуртии представлена 1085 видами растений, относящимися к 438 родам и 103 семействам (Баранова, 2002). Из них болотную эколого-фитоценотическую группу составляют 182 вида. «Верными» видами для верховых болот являются 36 видов. Флора верховых и переходных болот насчитывает 259 видов из 137 родов и 56 семейств. Несмотря на небольшое видовое разнообразие, многие виды включены в Красную книгу Удмуртской Республики (2001). Из 259 видов отмеченных на олиготрофных и мезотрофных болотах республики 47 видов относится к разряду редких и исчезающих растений (табл.).

Таблица

Редкие и исчезающие растения, обнаруженные на верховых
и переходных болотах Удмуртии*

№ п/п	Вид	Статус (категория)
1.	<i>Liparis loeselii</i> (L.) Rich.	0
2.	<i>Saxifraga hirculus</i> L.	1
3.	<i>Drosera anglica</i> Huds.	1
4.	<i>Hedysarum alpinum</i> L.	1
5.	<i>Petasites frigidus</i> (L.) Fries	1
6.	<i>Allium schoenoprasum</i> L.	1
7.	<i>Hammarbya paludosa</i> (L.) O.Kuntze	1
8.	<i>Carex heleonastes</i> Ehrh.	1
9.	<i>Rhynchospora alba</i> (L.) Vahl	1
10.	<i>Cystopteris montana</i> (Lam.) Desv.	2
11.	<i>Betula nana</i> L.	2
12.	<i>Empetrum nigrum</i> L.	2
13.	<i>Drosera rotundifolia</i> L.	2
14.	<i>Rubus chamaemorus</i> L.	2
15.	<i>Angelica palustris</i> (Boiss.) Hoffm.	2
16.	<i>Pedicularis palustris</i> L.	2
17.	<i>Pedicularis sceptrum-carolinum</i> L.	2
18.	<i>Orobancha pallidiflora</i> Wimm. et Grab.	2
19.	<i>Corallorrhiza trifida</i> Chatel.	2
20.	<i>Cypripedium guttatum</i> Sw.	2
21.	<i>Dactylorhiza traunsteineri</i> (Saut.) Soó	2

22.	<i>Epipogium aphyllum</i> Sw.	2
23.	<i>Carex capillaris</i> L.	2
24.	<i>Carex flava</i> L.	2
25.	<i>Carex tenuiflora</i> Wahlenb.	2
26.	<i>Equisetum scirpoides</i> Michx.	3
27.	<i>Ranunculus reptans</i> L.	3
28.	<i>Betula humilis</i> Schrank	3
29.	<i>Salix lapponum</i> L.	3
30.	<i>Salix myrtilloides</i> L.	3
31.	<i>Oxycoccus microcarpus</i> Turcz. ex Rupr.	3
32.	<i>Vaccinium uliginosum</i> L.	3
33.	<i>Utricularia intermedia</i> Hayne	3
34.	<i>Utricularia minor</i> L.	3
35.	<i>Ligularia sibirica</i> (L.) Cass.	3
36.	<i>Scheuchzeria palustris</i> L.	3
37.	<i>Cypripedium calceolus</i> L.	3
38.	<i>Dactylorhiza longifolia</i> (L. Neum.) Aver.	3
39.	<i>Epipactis palustris</i> (L.) Crantz	3
40.	<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R.Br.	3
41.	<i>Carex chordorrhiza</i> Ehrh.	3
42.	<i>Carex disticha</i> Huds.	3
43.	<i>Carex limosa</i> L.	3
44.	<i>Carex pauciflora</i> Lightf.	3
45.	<i>Eriophorum gracile</i> Koch	3
46.	<i>Trisetum sibiricum</i> Rupr.	3
47.	<i>Salix phylicifolia</i> L.	4

*Примечание редактора: автором, вероятно, слишком широко понимаются переходные болота, т.к. большинство приведенных в таблице видов являются евтрофными и не встречаются на переходных болотах.

Специальные исследования болот на территории Удмуртской Республики в отношении флоры и растительности ранее практически не проводились. По данному вопросу можно отметить несколько работ, посвященных изучению отдельных болотных массивов (Шадрин и др., 2001) и ряд источников, где имеются лишь общие сведения (Природа Удмуртии, 1972; Растительность..., 1980; Баранова и др., 1992; Баранова, 2002; Генкель, Красовский, 1934; Данилова, 1948; Кац, 1948 и др.). В то время как обзорной работы, посвященной изучению растительного покрова болот Удмуртской Республики, которая включает в себя и обобщение уже

имеющихся данных, до настоящего времени нет. Поэтому начатые флористические исследования по выявлению синтаксономических особенностей и изучению болотной растительности будут продолжены. Полученные материалы по синтаксономии растительности болот в настоящее время находятся в камеральной обработке.

Литература

- Баранова О.Г.* Местная флора Удмуртии: анализ, конспект, охраны: Учеб. пособие. Ижевск, 2002. 290 с.
- Баранова О.Г., Ильминских Н.Г., Пузырев А.Н., Туганаев В.В.* Конспект флоры Удмуртии. Ижевск: Изд-во Удм. ун-та, 1992. 141 с.
- Берг Л.С.* Физико-географические (ландшафтные) зоны СССР. Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 1936. Ч. 1. 427 с.
- Браун Э.* Рельеф умеренной зоны // *Неспокойный ландшафт* М., 1981. С. 139–144.
- Генкель А.А., Красовский П.Н.* Материалы по изучению растительности древней террасы р. Камы и ее торфяных болот // *Изв. ЕНИ при Перм. ун-те.* 1934. Т. 9. Вып. 1–3. С. 41–56.
- Данилова М.М.* Болота долины реки Камы // *Изв. ЕНИ при Перм. ун-те.* 1948. Т. 12. Вып. 6. С. 253–268.
- Информационный бюллетень о состоянии поверхностных водных объектов, водохозяйственных систем и сооружений на территории УР за 2001 г.* Ижевск, 2002. 150 с.
- Кац Н.Я.* Болота Европейской части Союза ССР // *Ботан. журн.* 1936. Т. 21, № 3. С. 3–337.
- Кац Н.Я.* Типы болот СССР и Западной Европы и их географическое распределение. М.: ГиГЛ, 1948. 157 с.
- Красная книга Удмуртской Республики: Сосудистые растения, лишайники и грибы.* Ижевск: Изд. Дом «Удм. ун-т», 2001. 290 с.
- О состоянии окружающей природной среды Удмуртской Республики в 2001 году:* Государственный доклад. Ижевск: Из-во ИжГТУ, 2002. 240 с.
- Природа Удмуртии.* Ижевск: Удмуртия, 1972. 392 с.
- Растительность европейской части СССР* /Под ред. С.А. Грибовой, Т.И. Исаченко, Е.М. Лавренко. Л., 1980. 429 с.
- Шадрин В.А., Ильминских Н.Г., Мельников Д.Г.* Флористические особенности олиготрофных болот близ южного предела их распространения // *Вестник Удм. ун-та.* 2001. Экология. № 7. С. 64–91.

Y. L. SHILYAEVA. Preliminary results of study ombrotrophic bogs and mesotrophic mires in Udmurt Republic

The preliminary results of upper and transition mires flora study in Udmurtia have been summed up. In flora of the mire system there has been revealed 259 species that belong to 137 genera and 56 family. 36 species are “faithful” only to the upper mire systems. 47 species of plants belong to the species of rare and endangered species of Udmurt Republic (they are registered in the Red Data Book of Udmurt Republic).

ШИРОТНАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ БОЛОТ В ПРЕДЕЛАХ МЕРИДИОНАЛЬНЫХ СЕКТОРОВ НА ЗАПАДЕ РОССИИ

Т. К. ЮРКОВСКАЯ

Ботанический институт им. В. Л. Комарова РАН,
yurkovskaya@hotmail.ru

Современная геоботаническая карта – это сложное произведение, интегрирующее все свойства растительности и отражающее ее флористический состав, фитоценотический статус, динамическое состояние, экологические и географические связи. Карта является замечательным инструментом для исследования структуры растительного покрова на разных уровнях его организации.

Для детального изучения структуры на топологическом или локальном уровне составляются и анализируются карты крупного масштаба. На региональном уровне таким задачам служат среднемасштабные карты. В качестве примера можно сослаться на карту болот северо-востока Карелии (Юрковская, Елина, 2005).

Но особенно примечательна роль мелкомасштабных карт в анализе структуры растительного покрова обширных территорий: континентов, субконтинентов, отдельных стран. Только на мелкомасштабных картах ярко проявляются широтные и региональные закономерности растительного покрова, его макро- и мезоструктура, основные динамические и функциональные связи.

Замечательное свойство карты – ее обзорность – позволяет сидящему за столом исследователю увидеть то, что видят птицы с высоты своего полета, т.е. даёт возможность преодолеть естественную для человека ограниченность видения пространства. Иными словами, карта является необходимым посредником между крайне ограниченным в охвате своего

наблюдения человеком и громадным по размерам объектом исследования, в данном случае, растительным покровом России.

Поразительна и другая особенность карты, а именно свойство карты быть источником совершенно новой информации (Берлянт, 1986).

Такую новую информацию содержит, на наш взгляд, геоботаническая карта, составленная нами для Национального атласа России (НАР) (Юрковская и др. 2002). При ее создании был использован традиционный для русской школы регионально-типологический принцип построения легенды. Но упор сделан не на типологию, как обычно, а на региональную составляющую. Особенность построения легенды состоит в том, что подчеркнута региональная дифференциация растительного покрова: выделенные единицы сгруппированы в региональные комплексы. Благодаря такому построению легенды стало очевидным, что структура зональности проявляется в пределах определенных меридиональных секторов.

На западе России господствуют 2 крупные равнины – Восточноевропейская и Западно-Сибирская, растительность которых демонстрирует классическую смену зональных типов.

Почти по центру западной части России с Севера на Юг протянулся Урал, который является не только важным географическим рубежом, разделяющим Европу и Азию, но также и фитогеографическим рубежом, соединяющим восточно-европейский и западно-сибирский региональные комплексы.

Урал оказывает, как и все крупные горные хребты, существенное влияние на растительность прилегающих к нему равнин, в результате чего в этой части среди бореальной растительности выделяется своеобразный региональный приуральский комплекс, несущий черты европейских и сибирских таежных лесов. Такой комплекс на геоботанической карте выделен впервые.

Растительность болот на карте для НАР показана очень обобщенно, вне комплексов. Это было одной из причин, которая заставила нас обратиться к анализу широтной дифференциации растительности болот в пределах меридиональных секторов.

Была и другая причина – неудовлетворенность результатами, полученными мною ранее относительно региональной дифференциации растительности болот.

К настоящему времени широтная дифференциация растительности болот в России изучена довольно хорошо, начиная с работ Н.Я. Каца и кончая нашими исследованиями (Кац, 1948, 1971; Никонов, 1960; Yurkovskaya, 2000 и др.).

В направлении с севера на юг на обширном пространстве России выражено 5 биоклиматических зон: арктическая (тундровая), бореальная (таежная), неморальная (широколиственно-лесная), степная и пустынная.

Распространение болот очень четко связано с биоклиматическими зонами и подзонами. Широтное положение обуславливает структуру растительного покрова, характер господствующих синузий и смену широтных геоэлементов флоры. В направлении Север-Юг происходят самые существенные изменения растительного покрова болот, соизмеримые со сменой зональных и подзональных типов растительности. Иными словами, широтная дифференциация обуславливает границы распространения самых высших подразделений растительности болот в используемой мною классификации: классов типов болотных массивов (Юрковская, 1992).

Проведенный анализ региональной дифференциации растительности верховых болот показал, что изменения с запада на восток, как и изменения с севера на юг, созвучны изменениям зональной растительности, но выражены гораздо слабее, чем смены в широтном направлении. Так, на пространстве средней тайги России с запада на восток происходит смена целого ряда лесных формаций (еловых, пихтовых, кедровых, лиственничных). А на верховых болотах в пределах всей средней тайги России доминирование сохраняется за *Sphagnum fuscum*.

Этот вывод справедлив, но он меня постоянно тревожил, так как он как бы зачеркивал или затушевывал связь растительности болот с зональными типами растительности. Между тем пространственно-временная связь растительности болот с зональными типами бесспорна и подтверждена многими исследованиями (Елина, Лебедева, 1987; Юрковская, Елина, 1991; Елина, 1994; Елина, Филимонова, 1999).

Найти выход из создавшегося противоречия дал анализ упомянутой карты растительности для НАР. Благодаря этой карте возникла идея проанализировать зональную структуру растительности болот в пределах меридиональных секторов, границы которых выделены по зональной растительности.

Результат такого анализа превзошел наши ожидания. Оказалось, что сектора, выделенные по зональной растительности и характеризующиеся специфическими зональными спектрами, имеют столь же специфическую структуру широтной дифференциации болот. А пространственная структура растительного покрова, являясь проявлением механизмов его регуляции и саморегуляции, отражает наиболее существенные функциональные свойства растительного покрова. Следовательно, теснота связи растительности болот с зональными типами в направлении с запада на вос-

щего промежуточное положение между восточно-европейским (континентальным) и среднеевропейским (субконтинентальным). Это отчетливо проявляется во флористическом и синтаксономическом составе растительного покрова болот сектора, особенно в его западной и юго-западной части и обусловлено влиянием Атлантики и северных морей (субокеаничность).

В восточноевропейском и западносибирском секторах отмечается четкая зональность и полнота спектров. С севера на юг последовательно сменяют друг друга полигональные, бугристые, аапа, сфагновые верховые и травяные болота. Растительность и флора в пределах обоих секторов имеет большое сходство, исчезают лишь некоторые европейские виды и появляются сибирские. Но эти незначительные изменения существенны для выделения региональных типов болот. Сходство этих двух секторов связано также с распространением дистрофных верховых болот печеночно-лишайниково-сфагновой группы в континентальных (внутри-материковых) частях тайги, тогда как в западнорусском и притихоокеанском секторах они приурочены только к субокеаническим территориям, располагаясь по морским побережьям. Главная же особенность и различие широтной дифференциации болот в пределах рассматриваемых секторов – асимметрия в зональной приуроченности региональных типов болот, относящихся к одному классу, иными словами их различная связь с зональными типами. Полигональные болота восточно-европейского сектора приурочены к северной тундре, в Западной Сибири они встречаются вплоть до северной лесотундры. Бугристые болота в восточноевропейском секторе распространены в южной тундре и лесотундре. В Западной Сибири они идут от южной лесотундры до границ средней тайги. Смещены и границы распространения верховых болот, в Сибири они проходят южнее. Широтный диапазон аапа болот шире в Сибири. Они встречаются здесь от тундры до южной тайги включительно. К сожалению, в Сибири они изучены очень слабо и, главное, описываются под всевозможными названиями разными авторами. Их ареал устанавливался нами преимущественно по аэро- и космоснимкам. Кроме того, имеются различия в составе лесных болот. В восточно-европейском секторе еще встречаются черноольховые топи в подзонах подтайги и южнее, тогда как в Западной Сибири они отсутствуют. В сложении древесного яруса лесных топей Западной Сибири в разных сочетаниях могут участвовать *Pinus sibirica*, *Picea obovata*, *Betula pubescens*, *Pinus sylvestris*, *Larix sibirica* об этом пишет Е.Д. Лапшина (2003). Это полностью совпадает с отсутствием широколиственно-лесной подзоны и своеобразием подтайги

и лесостепи в Западной Сибири, леса которых образованы мелколиственными породами (березой и осиной).

Для более детального анализа растительности в секторах не следует ограничиваться обзорными мелкомасштабными картами, так как они не несут детальной информации о растительности и флоре болот. В таких случаях необходимо общие сведения, почерпнутые из обзорной мелкомасштабной карты дополнять данными из региональных мелко- и среднемасштабных карт и в отдельных случаях даже крупномасштабных. А также, безусловно, использовать данные полевых исследований и все известные для региона публикации.

Карта, что также немаловажно, дает представление о размерах и конфигурации болот. Например, наглядно представлен феномен болот Западной Сибири, равных которым нет больше в Евразии (рис.2). Даже самое крупное в Европе болото Океан, расположенное в восточно-европейском секторе, кажется ничтожно малым.



Рис. 2 Карта болот Западной Сибири

1 – полигональные, 2 – бугристые, 3 – дистрофные верховые,
4 – верховые, 5 – травяные и гипново-травяные низинные.

Следует подчеркнуть, что во всех секторах отмечалось перекрытие ареалов нескольких типов болот в пределах одной широтной полосы, т.е.

каждая широтная полоса характеризуется не одним типом болот, а несколькими.

В этом мы также усматриваем корреляцию распространения болот с распространением зональной растительности. В каждой зоне или подзоне наряду с зональной растительностью присутствует ей сопутствующая (многие называют ее “азональной”), иногда последняя преобладает. Классическим примером может служить соотношение темнохвойных (еловых, пихтовых, кедровых) лесов, так называемых зональных, и светлохвойных (сосновых, лиственничных) в таежной зоне. В степной зоне это будет растительность степей и солончаков и т. п. Стремясь подчеркнуть это явление, А.В. Королук (1999) предложил понятие фоновой растительности.

Для географии болот это явление повсеместно. В одной широтной полосе распространены полигональные и злаково-моховые болота; в следующей — бугристые, травяно-гипновые и аапа; затем верховые, аапа, сфагновые переходные и осоковые и т.д. Поэтому нужно пересмотреть хрестоматийные названия так называемых болотных зон. Это положение особенно необходимо учитывать при закладке полигонов для анализа различных процессов (накопление углерода, скорости заболачивания и прочее) и при проведении и расчете хозяйственных мероприятий.

В целом, анализ зональной структуры позволил выявить ряд новых закономерностей географического распространения болот и уточнить известные ранее. Анализ зональной структуры растительного покрова болот в пределах меридиональных секторов проводится впервые и открывает большое поле деятельности для дальнейших исследований в этом направлении. Он показал, что в каждом из 3-х рассмотренных секторов (западно-русском, восточно-европейском и западно-сибирском) имеется своя структура зональности, которая различается как представленными типами болот, так и их связью с широтными полосами, установленными по зональной растительности.

Благодарности Я высоко ценю финансовую поддержку Российского Фонда фундаментальных исследований, Грант РФФИ 03-04-48791, а также помощь моих коллег – исполнителей гранта. Старшего научного сотрудника БИН В.А. Смагина, чьи исследования и публикации по синтаксономии растительности болот подтвердили фактическим материалом установленные закономерности, научного сотрудника лаборатории картографии БИН О. В. Галаниной, исследовавшей детально структуру болот в западно-русском секторе с помощью крупномасштабного геоботанического картографирования, что особенно важно для установления

экотонного характера этого сектора. Мне также хочется отметить вклад в эту работу инженеров-картографов Т.А. Соколовой и Н.П. Снитко.

Литература

- Берлянт А.М.* Образ пространства: карта и информация. М., 1986. 240 с.
- Елина Г.А.* Динамика болотообразования на северо-западе России в голоцене //Биогеоценологические особенности болот и их рациональное использование Чт. памяти акад. В.Н. Сукачева. XI. М., 1994. С. 61–84.
- Елина Г.А., Лебедева Р.М.* Голоценовая динамика ландшафтных зон Северо-Запада европейской части СССР //Методы исследований озерных отложений в палеоэкологических и палеоклиматических аспектах. Вильнюс, 1987. С. 193–203.
- Елина Г.А., Филимонова Л.В.* Этапы развития растительности и климата в восточном Заонежье в позднеледниково́е – голоцене //Острова Кижского архипелага. Биогеографическая характеристика. Тр. КарНЦ РАН. Петрозаводск, 1999. Вып. 1. С. 21–28.
- Королюк А.В.* Классификация территориальных единиц растительности равнинных территорий для целей создания геоинформационной системы “Растительность Сибири” //Геоботаническое картографирование 1997. СПб., 1999. С. 3–13.
- Лашкина Е.Д.* Флора болот юго-востока Западной Сибири. Томск, 2003. 296 с.
- Никонов М.Н.* Районирование торфяного фонда европейской части СССР //Тр.Центр. торфо-болот. опыт. ст. Т.1. М., 1960. С. 5–16.
- Юрковская Т.К.* География и картография растительности болот европейской России и сопредельных территорий. СПб., 1992. 256 с.
- Юрковская Т.К., Елина Г.А.* Крупномасштабное картографирование палеорастительности голоцена //Геоботаническое картографирование. 1978. СПб., 1991. С. 2–12.
- Юрковская Т.К., Елина Г.А.* Картографический анализ болот северо-востока Карелии //Труды карельского НЦ РАН. Вып. 8. Петрозаводск, 2005. С. 6–14.
- Юрковская Т.К., Ильина И.С., Сафронова И.Н.* Макроструктура растительного покрова России: анализ карты //Геоботаническое картографирование 2001–2002. СПб., 2002. С. 3–15.
- Yurkovskaya T.*, Main latitudinal and longitudinal characters of Russian mire vegetation //Proc. IAVS Symposium. Opulus Press: Uppsala. 2000. P.130–132.

T. K. YURKOVSKAYA. Latitudinal differentiation of mires within the longitudinal sectors in the West of Russia

Analysis of the zonal structure of mire vegetation cover has been conducted within the longitudinal sectors for the first time. It was shown that sectors, recognized according to the zonal vegetation and peculiar zonal spectra, have also specific latitudinal differentiation of mires. The structure of zonality has been analyzed within three sectors of western Russia: West-Russian, East-European and West-Siberian.

Characteristic feature of latitudinal range of the West-Russian sector is the absence of the strip of polygonal mires. Incomplete spectrum of the subzonal mire types correlates fully with the absence of subzones of arctic and northern tundras. Dominating of aapa mires over raised bogs in the middle and northern taiga of this sector correlates with the predominance of pine forests over spruce forests.

The East-European and West-Siberian sectors are characterized by distinct zonality and completeness of spectra. The main difference of latitudinal differentiation of mires in these sectors is the asymmetry in zonal position of mire regional types belonging to the same class.

Each latitudinal strip is characterized by not one but several types of mires.

So, the connection between mire vegetation and zonal vegetation types is not less essential in direction from the west to the east than from the north to the south, but it reveals itself on the different levels of organization of plant cover.

THE ECOLOGICAL CRITERIA OF THE VASCULAR MIRE FLORA OF THE MIRE CONSERVATION AREAS IN THE SOUTHERN AND MIDDLE PART OF FINLAND

P. HANHELA¹ & S. EUROLA²

¹Oulu Polytechnic

²Papinahontie 20, FI-42100 Jämsä

Problem: How well the Finnish mire conservation areas maintain the ecological diversity of the peatland flora in the bog and southern aapa mire zones (see Map 1). The results are based on 94 at random taken plots (0,5 × 0,5 km; the black dots in Map1) on the bog, 148 on the aapa mire areas. The length of the systematically taken lines inside these are 238 and 381 km, altogether 629 km. The vegetation statistics of the same area is published by Eurola & Hanhela in *Gunnara* 70 (1995).

Table 1. Percentage occurrence statistics of the vascular species and mire vegetation groups on the mire conservation areas of the bog and southern aapa mire zones of Finland.

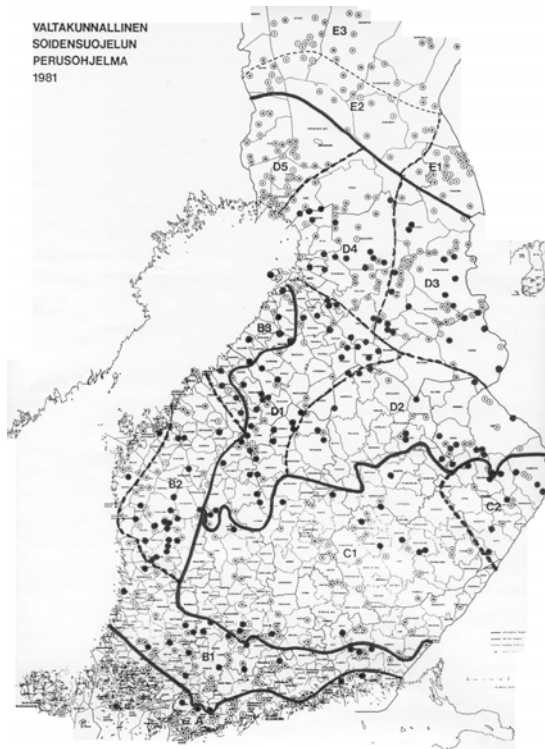
	1	2	3	4	5
Species number	236	245	259		
Surface-water influence (%)	34	22	20	1	+
Ground-water “	24	4	6	+	+
Spruce mire “	20	18	19	4	3
Neva (wet bog, poor fen) infl.	10	26	27	55	64
Rich fen influence	7	3	6	+	1
Pine bog “	5	25	21	40	32
Casuals in mire vegetation	2	2			

1. Ecological criteria of the species (Eurola & Kaakinen 1978), 2. How often the species of the different ecological groups occur on the plots of the bog zone, 3. The same of the aapa mire zone. Protected mire vegetation of the bog (4) and aapa (5) mire areas (Eurola & Hanhela 1995). + = <1%. Combination types (forested neva or rich fen vegetation) are included in the corresponding influence groups.

Conclusions: The rich fen flora but especially species demanding ground-water influence are underrepresented. Even if it is nowadays forbidden to drain the spring-influenced vegetation via forestry they are already greatly destroyed in the southern part of Finland: their area of the protected mire vegetation is only <0,1%. Also the area of the protected surface-water influenced swamps is small (1,4% or less). Fortunately these species are met more often than the spring ones also in the spruce mire, poor and rich fen vegetation.

Critique on the methods and results: The method used disregards the abundance of the species: one individual and a population are in statistics equal. Taking the abundance with would diminish the proportion of the spring, swamp and rich fen species yet more. We see this influence indirectly via the mire vegetation statistics (Table 1, columns 4 and 5).

Another question is the sufficiency of the material. Concerning pine bogs and wet bogs/poor fens it is surely enough, because their vegetation is over-presented in relation of their ecological flora (Table 1, columns 4 and 5 vs. 2 and 3). The over-presentation of the other ecological flora groups compared with the corresponding vegetation means perhaps that micro-vegetation patches are yet more difficult to outline for statistics than to find individual species.



Map 1. The study plots and mire vegetation zones of Finland (Maa- ja metsätalousministeriö 1981). A – Plateau bogs; B1 – Concentric bogs in southern Finland, B2 – Concentric bogs in western Finland, B3 – Eccentric bogs and *Sphagnum fuscum* bogs in central Ostrobothnia; C1 – Eccentric bogs and *Sphagnum fuscum* bogs on the Finnish lake plateau, C2 – Eccentric bogs and *Sphagnum fuscum* bogs in northern Karelia; D1 – Sedge aapa mires in Suomenselkä, D2 – Sedge aapa mires in the northern part of Finnish lake plateau, D3 – Sedge aapa mires in the northernmost part of northern Ostrobothnia, D4 – Sedge aapa mires in the southern part of northern Ostrobothnia.

References

- Eurola, S. & Kaakinen, E.* 1978: Suotyypipiopas (Key to the mire types). – 87 p.
Eurola, S. & Hanhela, P. 1995: The botanical value of the protected mire sites in the bog and southern aapa mire zones in Finland. – *Gunneria* 70: 199-204.

BIODIVERSITY AND HOLOCENE DEVELOPMENT OF YPÄYSSUO MIRE SYSTEM (NORTH OF THE REPUBLIC OF KARELIA)

R. HEIKKILÄ¹, O. KUZNETSOV², T. LINDHOLM³, M. MÄKILÄ⁴ & A. MAKSIMOV²

¹Kainuu Regional Environment Centre, Friendship Park Research Centre, *raimo.heikkila@ymparisto.fi*

² Institute of Biology Karelian Research Centre RAS, *kuznetsov@krc.karelia.ru*

³ Finnish Environment Centre, *tapio.lindholm@ymparisto.fi*

⁴ Geological Survey of Finland, *markku.makila@gsf.fi*

Introduction

Finnish-Russian mire conservation research cooperation has been conducted since 1992 between Finnish environment administration and Karelian Research Centre from Petrozavodsk (e.g. Antipin et al. 1997; Heikkilä et al. 1997, 2001). Lately the cooperation has been extended to include also Geological Survey of Finland, University of Joensuu (Turunen et al. 2002), Komarov Botanical Institute from St. Petersburg as well as some other institutes. The main topics have been botanical biodiversity of mires, network of mire reserves and dynamics of mire ecosystems. Recently also studies on carbon balance of mires have been started.

Ypäyssuo mire in Kalevala region, Karelian Republic is situated near the village of Jyskyjärvi, just outside the Younger Dryas Kalevala end moraine (Fig. 1), and it was deglaciated at the Late Weichselian-Holocene transition about 11 600 calibrated years BP (cf. Saarnisto & Saarinen 2001; Demidov 2003). Following the ice retreat, the area was submerged and covered by the waters of the White Sea basin. Accordingly, the area now occupied by Ypäyssuo mire, 90-100 m above the sea level, emerged at ca. 11 000 cal BP, due to the rapid land uplift after the deglaciation.

Clay and sand are the most common subsoils of Ypäyssuo. In the western side of the mire system there is a large glaciofluvial formation, and the mireral soil islands in the mire are mainly moraine formations. The uniform Ypäyssuo proper is about 30 kilometres long in north-south direction and about 12 km wide from west to east, and covers about 30 000 hectares. When adjacent mires behind the river Kepa in the north and west, and behind the river Kem in the south are taken into account, the total area is some 50 000 hectares.

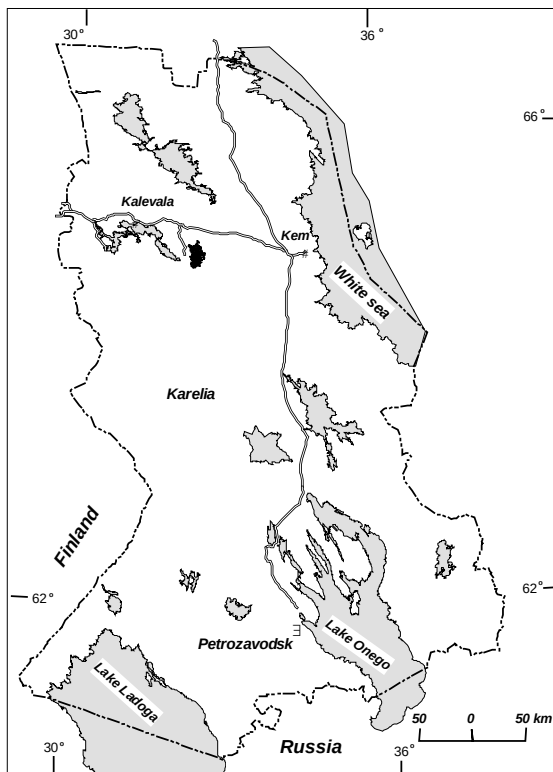


Fig. 1. Location of Ypäyssuo mire.

Ypäyssuo mire is located in the transition of middle boreal and northern boreal forest zones according to Finnish climatic-phytogeographical zonation (Tuhkanen 1984). According to the Karelian vegetation zonation (Юрковская 1993) the location is of Kuito-Vygozero district where pine forests and aapa mires are dominant. The climate is oceanic-continental, and the mean annual temperature is 1.0°C and the mean annual rainfall is 526 mm. The data is from Jyskyjärvi village meteorological station 20 km to the southwest from the mire. The mean duration of snow cover in the winter is 176 days.

The mire is in a completely natural state hydrologically. In the larger mineral soil islands and around the mire there have been forest loggings in the 1970s, but the timber was transported along winter roads to be floated along the river Kepa and further along the river Kem, without causing significant

ecological changes in the mire. In general, there is very little human impact in the area due to its extremely difficult accessibility. Only along the rivers the inhabitants of the nearby Jyskyjärvi village have been hunting and collecting berries. Tourists have visited the area also only in the vicinity of the rivers in connection with boat and canoe tours.

Ypäyssuo mire has been included in a proposal for new Ramsar areas in Russia (Botch & Kuznetsov 1999). In this connection it became evident that further knowledge of this huge mire system is needed to promote the decision about including Ypäyssuo mire in the Ramsar list of internationally valuable wetlands. On the basis of the large pristine mire area, Ypäyssuo mire has also been included in the nature reserve plans of Karelian Republic, despite lacking concrete knowledge about the biodiversity of the area.

Since the last glacial period, 455 Pg of organic carbon have accumulated in northern peatlands (Gorham 1991). Peatlands constitute more than 30% of the global store of soil carbon and their sheer bulk makes them important environmental buffers. Peatlands both consume and produce greenhouse gases, and they are a major sink for carbon dioxide (CO₂) and a net source of methane (CH₄) (Martikainen 1996). However, little is known about the variability of carbon sequestration in peat through time and in response to climate change (Moore et al. 1998). Understanding the rate of carbon accumulation is necessary both in estimating the size of carbon reserves and in terms of their relevance to climate change, CO₂ sequestration and global warming. .

Material and methods

Mapping of complexes, vegetation and flora. Mire complexes of Ypäyssuo mire have been mapped using black and white aerial photos from the year 1978 in the scale 1:17 000. The photos are uncorrected, but it was possible to place the structures in a map base in the scale 1:25 000 in the mire ecosystems laboratory of the Karelian Research Centre. Altogether 9 different vegetation units were distinguished, as well as the string-flark patterns of aapamires and hummock-hollow patterns of bogs. On the basis of this aerial photo interpretation, added with a Landsat TM7 satellite image interpretation, a general mire complex map of Ypäyssuo mire system was compiled.

In the western part of the mire, the vegetation was mapped in the field in August 2003 in an area of about 1400 hectares, using the Finnish mire site classification. The accuracy of the mapping was on the level of mire type system normally used for practical forestry planning, containing 35 site types (Laine & Vasander 2005) instead of the more accurate botanical site type system, containing almost 100 mire site types (e.g. Ruuhijärvi 1983; Eurola et

al. 1984, 1994). The site types were named in the field on the basis of microreliefs and plant composition, but according to the Finnish mapping tradition used for practical purposes, they were not documented by making relevés. In this study species composition of each pattern was recorded as a part of floristic study. In addition to field observations, black and white aerial photo interpretation was used to define the boundaries of vegetation patterns.

Vascular plant and bryophyte flora inventory was made in the mapped area and in the southern part of the mire system near the river Kem. In the inventory, all different sites, which could be identified in aerial photos and in the field, were checked. The nomenclature follows Hämet-Ahti et al. (1998) for vascular plants, Ulvinen et al. (2002) for bryophytes.

Peat sampling and field analyses. Mire stratigraphy was studied along one transect in the southern part of the mire system in 1954 by Nadezhda Lebedeva, Karelian Research Centre (Fig. 2).



Fig. 2. Mire massifs in the Ypäyssuo mire system.

In August 2003, mire stratigraphy was studied at 10 study sites in the western and southern margins of the mire. In April 2004 additional peat sampling was made at five more study sites, covering the whole mire system. Samples were taken for five macrofossil profiles (Fig. 3). The peat samples were taken with a Russian peat corer (Tolonen 1967).

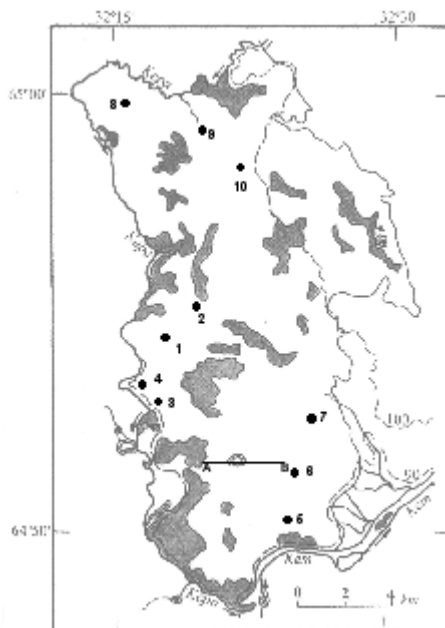


Fig. 3. Coring points in Ypäyssuo mire system. The bar shows the location of the mire profile cored by Nadezhda Lebedeva in 1954.

The vertical peat carbon accumulation of Ypäyssuo mire was examined by using geophysical methods: ground penetrating radar, conductivity and temperature probing, and peat columns of known age, mass and carbon content. For methods used in this study see Hänninen (1992) and Puranen et al. (1997 and 1999). Basal morphology was largely based on about 23 kilometres of ground penetrating radar profiling, in addition to conventional coring.

Twenty-eight samples for radiocarbon dating were taken from various parts of the mire system. The ages of basal peat were determined at 9 survey points just above the mineral soil or gyttja. The vertical dynamics of peat and

carbon accumulation were studied by dating 6 peat profiles. The AMS radiocarbon determinations were made at the Poznan Radiocarbon Laboratory of Poland. The ^{14}C ages were calibrated after Stuiver & Reimer (1993). In addition, the water content, dry bulk density, carbon content, ash content and pH value were determined from laboratory samples.

Ground penetrating radar is an electromagnetic measuring device used to examine media of low electrical conductivity. Remarkable attenuation takes place in electrically conductive media (conductivity 10 mS/m). The radar antenna transmits a short electromagnetic pulse of radio frequency (40-1000 MHz) into the medium. When the pulse reaches an electric interface in the medium, some of the energy will be reflected back while the rest will proceed forwards. The radar system will then measure the time elapsed between wave transmission and reflection. This is repeated at short intervals while the antenna is in motion, and the output signals are drawn consecutively by means of an intensity recorder, which thus produces a continuous profile of the electric interfaces in the medium.

High-frequency antennae (>500 MHz) allow a better resolution of thin layers, but shallow penetration depth, while low-frequency antennae have a coarser resolution, but their penetration depth is markedly better.

The first ground penetrating radar was acquired in Finland in 1981 and was initially used mainly for peatland investigations. Ground penetrating radar is mainly used for measuring the thickness of peat deposits. The stratigraphy of aapamires has been studied by ground penetrating radar among others by Hänninen (1992) and of raised bogs by Suomi & Mäkilä (2000).

Results

1. Biodiversity of Ypäyssuo mire at different levels

Mire system and mire massifs. Ypäyssuo mire system consists of numerous mire massifs, concerning to two main mire types: aapamires and bogs (Fig. 4). There are two enormous aapamires, one covering about 5000 hectares in the southern part of the mire, and another approximately equally large in the north-eastern part of the mire. The aapamires of Ypäyssuo mire have a clear string-flark pattern. In the north-eastern aapamire the slope is very gentle, and the flarks are very large covering about 80 % of the area of the mire massif. In the southern aapamire the flarks are narrow, taking less than 50 % of the area. The central parts of aapamires are partly meso-eutrophic flark fens, but mainly oligo-mesotrophic flark fens according to traditional Finnish mire site type classification. In the southern part of the mire system there is also an extensive rich flark fen with *Sphagnum contortum*, *Scorpidium*

scorpioides and *Pseudo-calliergon trifarium*, covering about 1000 hectares. In the marginal parts of aapamires there are also pine bogs and spruce mires.

The bogs mainly do not have a well developed hummock-hollow pattern, but in the northern part of the mire inside a curve of the river Kepa there is a large bog which in the central part has developed as a concentric bog.

In addition to the three main massifs there are numerous separate small aapamires, eccentric bogs and *Sphagnum fuscum* bogs. The other bogs also have minerotrophic strips, and indicators of minerotrophy like *Carex rostrata* as relics of former more clearly minerotrophic conditions, and they can be considered as transition mires.

Vegetation. The plant cover of mire massifs and systems is normally studied on two levels those are community level and mire site level. The community diversity of Ypäyssuo mire is quite high. 20 associations of 56 described from Karelian mires with using topological and ecological method (Kuznetsov, 2003). The further investigation of this mire system are to increase the number of presented communities.

The structure of vegetation of Ypäyssuo on mire *sites level* was mapped in the western central part of the mire system in an area covering some 1400 hectares (Fig.4). The main vegetation units were poor sedge fens in the marginal parts of aapamires, moderately rich flark fens in the centres of aapamires and *Sphagnum fuscum* – *Chamaedaphne calyculata* bogs in the watersheds of the flow of mire water. In the southern part of the mapped area there was a large spruce mire, which was generally defined as *Equisetum sylvaticum* spruce mire. The pattern is large, and highly variable according to ecohydrological conditions. In areas with abundant water flow there was more luxurious vegetation and also some ground water influence. The tree layer was completely pristine with no signs of any human impact. Huge very old pines are characteristic.

Flora. The flora of Ypäyssuo mire is relatively poor, despite the diversity of site types and abundance of moderately rich sites. Altogether 78 species of vascular plants were found in mire sites, and 55 species of bryophytes. In addition, in the marginal forests, and especially on the shores of the river Kepa there was a high number of species. There are only few northern species like *Petasites frigidus* and *Ranunculus lapponicus*, and no clearly southern species. Species included in the Red Data Book of East Fennoscandia (Kotiranta et al. 1998) and Karelian Republic (Ивантер & Кузнецов 1995) are *Carex laxa*, *C. livida* and *Dactylorhiza traunsteineri*.

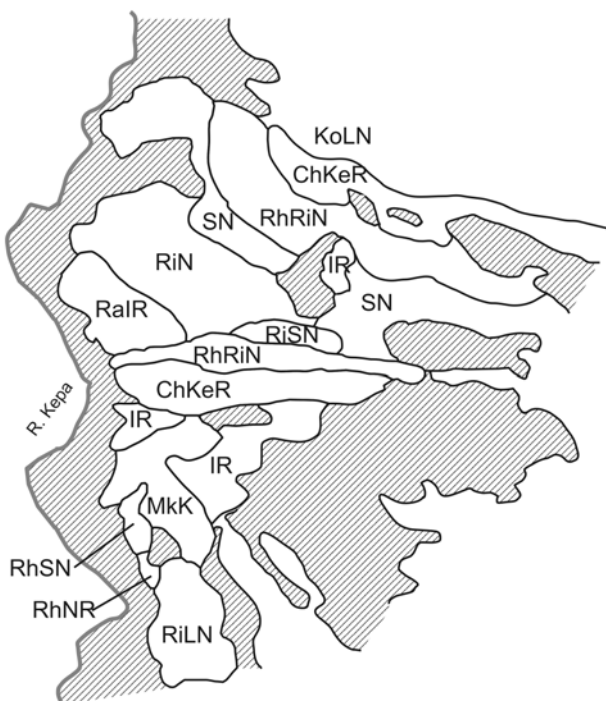


Fig. 4. Vegetation map of a small area in the western part of Ypäyssuo mire system. The abbreviations of mire site types are as follows:

KoLN	Koivulettoneva	Birch sedge intermediate fen
ChKeR	Vaiverokeidasräme	<i>Chamaedaphne</i> hummock hollow bog
RhRiN	Ruohoinen rimpineva	Herb flark fen
SN	Saraneva	Sedge fen
IR	Isovarpuräme	Dwarf shrub pine bog (<i>Ledum</i>)
RiSN	Rimpinen saraneva	Flark sedge fen
RiN	Rimpineva	Flark Fen
Mkk	Metsäkortekorpi	<i>Equisetum sylvaticum</i> spruce mire
RhSN	Ruohoinen saraneva	Herb sedge fen
RhNR	Ruohoinen nevaräme	Herb pine sedge fen
RiLN	Rimpinen lettoneva	Flark sedge intermediate fen
RaIR	Rahkainen isovarpuräme	<i>Sphagnum fuscum</i> swarf shrub pine bog

2. Development history of the mire system

Dynamics. The formation of mire system is started ca 10,000 years ago (age is calibrated) inside expanded and flat depressions with eutrophic and mesoeutrophic sedge-horsetail and sedge-*Hypnum* communities formed the corresponding layers of bottom peat layers. The lifetime of similar communities varies in different parts of mire system that is confirmed by peat stratigraphy and C_{14} datings of separate peat layers (Fig. 5, 6) The same time some other kind of mires started to develop in this region. Often they have lacustrine development stage (Кузнецов и др., 1979; Елина, 1981).

During the following 4,000 years the mire system filled all the depressions. The composition gradually changes via *Carex* into *Carex-Sphagnum* dominated peat, with *Scheuchzeria palustris* and *Menyanthes* as additional constituents at the surface, indicating rather wet conditions. The influence of the bottom basin has decreased and the mire has developed in a more oligotrophic direction. Succession rate and trends varies in different parts of system. See example from microfossil diagram from column 7 (Fig. 7) collected from a flark in southern part of the system (Fig. 3). Five stages (or palaeocommunities) can be seen from the plant remainings structure. This part of mire was strongly flooded and stagnated during the last 3,000 years. It is confirmed by the prevailing of *Scheuchzeria palustris* and *Carex limosa* in upper peat layers. The dominance of these species is also shows the decreasing

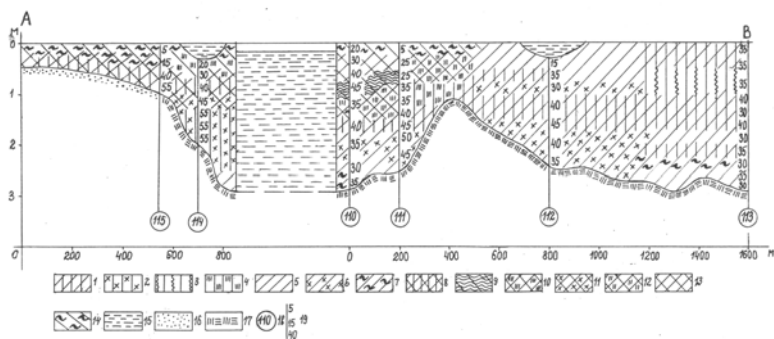


Fig. 5. Stratigraphic profile along the transect studied in 1954.

Symbols: eutrophic peat types (1-7): 1- woody-Carex, 2- woody-Equisetum, 3- woody-Phragmites, 4- woody-Scheuchzeria, 5- Carex, 6- Carex- Equisetum, 7-Carex-Sphagnum; mesotrophic peat types (8-14): 8- woody-Carex, 9- Eriophorum, 10- Carex- Scheuchzeria, 11- Carex- Equisetum, 12- Carex-Herbs, 13- Carex, 14- Sphagnum; 15- water, 16- sand, 17- clay, 18- coring points, 19- degree of decomposition (%)

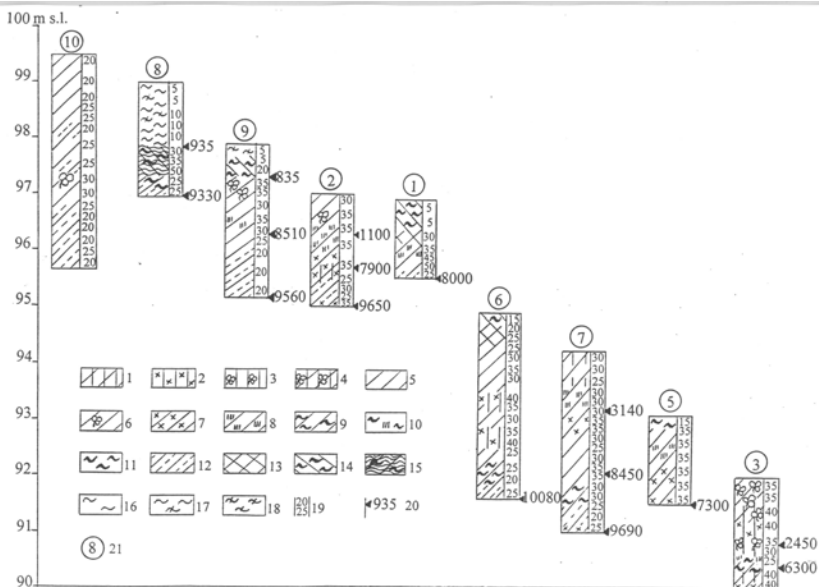


Fig. 6. Stratigraphy of coring points in Ypäyssuo

Symbols: eutrophic peat types (1-12): 1- woody-Carex, 2- woody-Equisetum, 3- woody-Menyanthes, 4- woody- Menyanthes-Carex, 5- Carex, 6- Carex- Menyanthes, 7- Carex-Equisetum, 8- Carex-Scheuchzeria, 9- Carex-Sphagnum, 10- Scheuchzeria-Sphagnum, 11- Sphagnum, 12- Bryales; mesotrophic peat types (13-15): 13- Carex, 14- Sphagnum, 15- Eriophorum- Sphagnum; ombrotrophic peat types (16-18): 16- Hollow Sphagnum, 17- complex Sphagnum, 18- Fuscum; 19- degree of decomposition (%), 20- age (cal. BP), 21- coring points.

of mineral nutrient level during this development stage. Some similar reconstructions are conducted from other peat columns and are to publish soon in a special paper.

The average depth of the peat layer is 2,4 metres, including the slightly humified surface layer (H1-H4), with 0,6 m average thickness. The greatest peat thickness is about 4,0 m. The average degree of humification (H) according to von Post's scale 1-10 is 4,7. Humification is moderate or high (H5-H9) in the layers underlying the surficial peat. Numerous charcoal layers were found in the bottom peat layers in the marginal parts of Ypäyssuo.

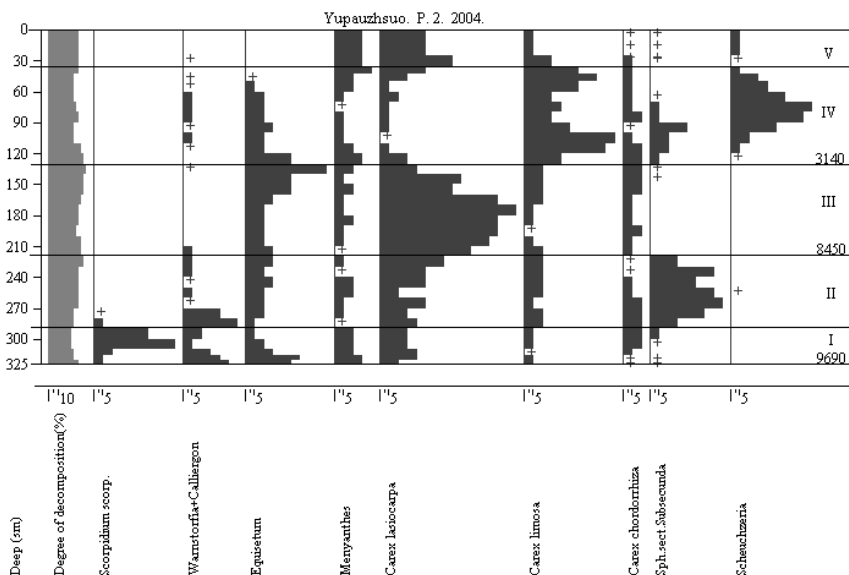


Fig. 7. Macrofossil diagram on coring point 7

Stages (palaeocommunities): I– eutrophic *Carex lasiocarpa* – *Equisetum fluviatile*.– *Warnstorfia* sp.+*Caliogon* sp.+*Scirpidium scorpioides*, II– mesotrophic (M) *Carex lasiocarpa* – *Sphagnum* sect. *Subsecunda*, III– *Carex lasiocarpa* – *Equisetum fluviatile*, IV– M *Carex limosa* – *Scheuchzeria palustris*, V– *Carex lasiocarpa* – *M. enyanthes*

3. Carbon accumulation

The average rate of peat growth in Ypäyssuo has been $0,2 \text{ mm yr}^{-1}$ and the net apparent carbon accumulation $11,4 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Figs 8 and 9). Frequent mire fires have slowed down vertical peat accumulation. It is typical of sedge-dominated peat deposits that the dry matter content and carbon content are highest in the layer underlying the surficial peat (Mäkilä et al. 2001). The peat layer is also driest in Ypäyssuo at the depth where the rate of peat growth was only $0,15 \text{ mm yr}^{-1}$.

Samples for laboratory analyses have been taken at four points. The average ash content (% of dry mass) is 4,7% (2,2-12,9), the water content (% of wet mass) is 89,3% (78,4-98,4), and the dry bulk density $104,2 \text{ kg per mire m}^3$. The carbon and nitrogen content (% of dry mass) are 53,1% (46,1-60,7) and 2,29% (1,31-3,17), respectively.

The total area of Ypäyssuo covers about 50 000 hectares, containing $1,2 \times 10^9 \text{ m}^3$ of peat in situ and 66 million tons of carbon. Thus the sheer bulk of virgin Ypäyssuo makes it an important environmental buffer.

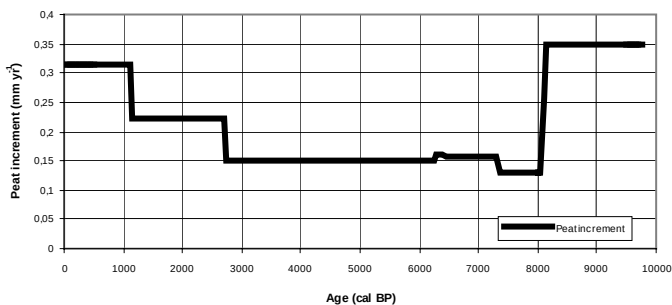


Fig. 8. Average peat increment rate as a function of time at five dated profiles.

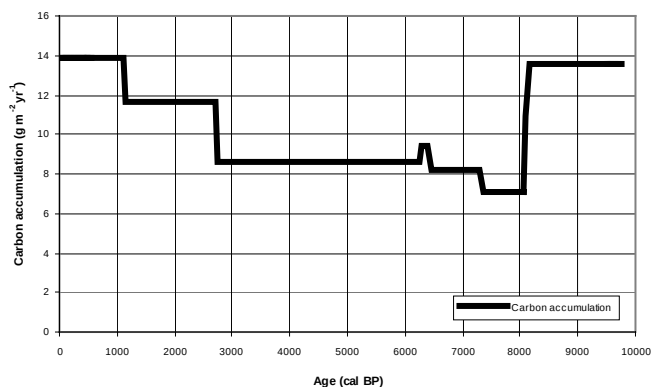


Fig.9. Carbon accumulation rate as a function of time at five dated profiles.

4. Conclusion

When compared with other mires in the zone, Ypäyssuo mire system is firstly exceptionally large. The mire system is completely pristine. Only in largest mineral soil islands there have been loggings in the 1970s and 1980s, but the mire has not been damaged. Wooded mire sites are in an exceptionally natural state when compared with similar sites in Finland. In natural state the mire

system is a very important storage of carbon. In Finland there are even almost equally valuable aapamire systems only in Lapland, e.g. in Vuotos area (Kukko-oja et al. 2003), and the most remarkable aapamire system, Posoapa mire was drowned in 1967 in Lokka reservoir (Häyrynen 1972).

On mire massif level there are various aapamires with a great variation in structures and ecohydrology, eccentric bogs, *Sphagnum fuscum* bogs without clear patterning and one concentric bog. Most of the typical site types for the zone can be found in the mire, as well as plant species. Especially bird flora seems to be rich, but there is only very little concrete data. Wild forest reindeer and wolverine were observed in the area during the winter peat sampling. All this proves that the conservation value of Ypäyssuo mire is very high, as estimated by Botch & Kuznetsov (1999).

References

- Antipin, V., Heikkilä, R., Lindholm, T. & Tokarev, P.* 1997: Vegetation of Lishkmokh mire in Vodlozersky National Park, eastern Karelian Republic, Russia. – *Suo* 48: 93-114.
- Botch, M.S. & Kuznetsov, O.L.* 1999. 2. Yupyauzh suo. – In: Botch, M.S. (ed.). *Wetlands in Russia, Vol. 2: Important peatlands*, 12-13. *Wetlands International Global Series* 2.
- Demidov, I.N.* 2003. Quaternary deposits. – Biotic diversity of Karelia: condition of formation, communities and species. Petrozavodsk. P. 17-23.
- Елина Г.А.* 1981. Принципы и методы реконструкции и картирования растительности голоцена. – Л., Наука. 156 с.
- Eurola, S., Hicks, S. & Kaakinen, E.* 1984: Key to Finnish mire types. – In: Moore, P. D. (ed.). *European mires*, 11-117. Academic Press, London.
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-oja, K.* 1994: Suokasvillisuusopas. – *Oulanka Reports* 14: 1-85.
- Gorham, E.* 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. – *Ecological Applications* 1, 182-195.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P.* (eds.) 1998: *Retkeilykasvio*. (Field flora of Finland) 4th edition. – 656 pp. Luonnontieteellinen keskusmuseo, kasvimuseo. Helsinki.
- Hänninen, P.* 1992. Application of ground penetrating radar and radio wave moisture probe techniques to peatland investigations. – *Geological Survey of Finland, Bulletin* 361, 71.
- Heikkilä, R., Kuznetsov, O. & Lindholm, T.* 1997. Vegetation, stratigraphy and dynamics of mires in Elimyssalo, Friendship Park. – In: Lindholm, T., Heikkilä, R. & Heikkilä, M. (eds.) 1997. *Ecosystems, fauna and flora of the Russian-Finnish nature reserve Friendship*. *Suomen Ympäristö* 124: 63-82.

Heikkilä, R., Kuznetsov, O., Lindholm, T., Aapala, K., Antipin, V., Djatshkova, T. & Shevelin, P. 2001. Complexes, vegetation, flora and dynamics of Kauhaneva mire system, western Finland. – *The Finnish Environment* 489:1-97.

Ивантер, Э. В. & Кузнецов, О. Л. (ред.) 1995. Красная книга Карелии. – Петрозаводск "Карелия". 286 с.

Kotiranta, H., Uotila, P., Sulkava, S. & Peltonen S-L. (eds.) 1998. Red Data Book of East Fennoscandia. – 351 pp. Helsinki.

Kuznetsov, O. L. 2003 Mire vegetation. - Biotic diversity of Karelia: condition of formation, communities and species. Petrozavodsk. P.50-57.

Кузнецов, О.Л., Лак, Г.Ц., Чачхиани, В.Н. 1979. Озерно-болотные отложения северной Карелии в свете данных палеофлористических исследований. – Исследования торфяных месторождений. Калинин. С.34-42.

Laine, J. & Vasander, H. 2005. Suotyypit ja niiden tunnistaminen. [Mire site types and their identification.] – 110 pp. with multimedia CD, Metsä kirjat, Hämeenlinna.

Mäkilä, M., Saarnisto, M. & Kankainen, T. 2001. Aapa mires as a carbon sink and source during the Holocene. – *Journal of Ecology* 89, 589-599.

Martikainen, P.J. 1996. The fluxes of greenhouse gases CO₂, CH₄ and N₂O in northern peatlands. – In: Lappalainen, E. (ed.). Global peat resources, 29-36. International Peat Society. Jyväskylä.

Moore, T.R., Roulet, N.T. & Waddington, J.M. 1998. Uncertainty in predicting the effect of climate change on the carbon cycling of Canadian peatlands. – *Climate Change* 40, 229-245.

Puranen, R., Mäkilä, M., Sulkanen, K. & Grundström, A. 1997. A new apparatus for electric conductivity and temperature logging of soft sediments. – In: Autio, S. (ed.). Geological Survey of Finland, Current Research 1995-1996, 149-155. Geological Survey of Finland, Special Paper 23.

Ruuhijärvi, R. 1983. The Finnish mire types and their regional distribution. – In: Gore, A.J.P. (ed.). Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. Ecosystems of the World 4A, 47-67. Elsevier Publishing, Amsterdam.

Saarnisto, M. & Saarinen, T. 2001. Deglaciation chronology of the Salpausselkä Ice Sheet from the Lake Onega Basin to the Salpausselkä End Moraines. – *Global and Planetary Change* 31, 387-405.

Stuiver, M. & Reimer, P.J. 1993. Extended ¹⁴C Data Base and Revised CALIB 3.0 ¹⁴C Age Calibration Program. – *Radiocarbon*, 35, 215-230.

Suomi, T. & Mäkilä, M. 2000. Maatutkaluotausten soveltuvuus keidassoiden tutkimiseen. – Geologian tutkimuskeskus, Raportti P 31.4.023. 25 s.

Tolonen, K. 1967. Soiden kehityshistorian tutkimusmenetelmistä II. Turvekairoista. [On the methods of the research of the history of mire development II. Peat corers.]. – *Suo* 7(6), 1-7.

Tuhkanen, S. 1984. A circumboreal system of climatic-phytogeographical regions. – *Acta Botanica Fennica* 127. 50 pp.

Turunen, J., Rätty, A., Kutzetsov, O., Maksimov, A., Shevelin, P., Grabovik, S., Tolonen, K., Pitkänen, A., Turunen, C., Meriläinen, J. & Jungner, H. 2002. Development history of Patvinsuo mire, eastern Finland. – Nature protection publications of the Finnish forest and park service A 138. 72 pp.

Ulvinen, T., Syrjänen, K. & Anttila, S. (eds.). Suomen sammalet – levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus [Bryophytes of Finland – distribution, ecology, red list status]. – *The Finnish Environment* 560, 1-354.

Юрковская, Т.К. 1993. Растительный покров Карелии. – Растительный мир Карелии и проблемы его охраны. Петрозаводск. С. 8-36.

TOWARDS A FINNISH TYPOLOGY FOR CLASSIFYING BOREAL MIRE COMPLEXES AND SYSTEMS: A MORPHOLOGICAL APPROACH

J. LAITINEN¹, A. HUTTUNEN¹, S. REHEL², R. HEIKKILÄ³ & T. LINDHOLM⁴

¹Department of Biology, Oulu University, Finland

²Department of Geology, Oulu University, Finland

³Friendship Park Research Centre, Kuhmo, Finland

⁴Finnish Environment Institute, Helsinki, Finland

Introduction

Mires have been classified in Finland for a long time from the point of view of vegetation and its ecology (Cajander 1913, Paasio 1933, 1936, 1941, Tuomikoski 1942, 1955, Ruuhijärvi 1960, Havas 1961, Eurola 1962, Reinikainen et al. 1984, Heikkilä 1987, Tahvanainen 2005). Vegetation-ecological aspects of zonal mire complex types have been treated (Eurola & Kaakinen 1979) and comprehensive vegetational typologies have been in active use for nature-inventory and nature-conservation purposes (Eurola & Kaakinen 1978, Eurola et al. 1984, 1995). A morphological typology for raised bogs (Aario 1932, Aartolahti 1965) is well established and corresponds to that used in Sweden (Rydin et al. 1999) and elsewhere. Instead the morphology of

aapa mires, which have been regarded in Finland as another main mire complex type along with raised bogs, has not been studied as thoroughly as that of raised bogs (Seppä 1996). Some kind of morpho-ecological aapa mire types have been named on the basis of the characteristics of central parts of aapa mires (Ruuhijärvi 1983), but a general morphological typology concerning all the peatland area within a complex has been lacking. Additionally the concept aapa mire has been understood often much more narrowly outside of Finland (e.g. Vitt et al. 1975). From the typological point of view the situation has been made complicated also by the fact that aapa mires and raised bogs very often seem to occur within same mire basins. These entities have been called mixed complexes by Tolonen (1967). Yurkovskaya (1995) in Russia uses a hierarchic classification and uses concept mire system ("macro scale") for these kinds of entities and concept mire massif ("mesoscale") for units in it. Poor state in aapa-mire typology and the need to clarify the hierarchy of morphological units in mire entities make a new Finnish morphological typology necessary.

The aims of the paper are (1) to clarify the concept aapa mire from the morphological point of view, (2) to suggest a general, hierarchic typology for mire areas, in which more or less typical mire-complex features are visible (cf. Kokko et al. 2005).

Concepts

Concepts classification and typology are used in the following way here: classification refers principally to a process of making units and their grounds, typology to the result. Concepts classification scale and classification level maybe should be good to keep separate within mire typologies. Classification levels may include morphology, hydrogeology, vegetation and the developmental aspect of mire systems (Yurkovskaya 1995). Various classification levels may include several scales (macro, meso, micro etc.).

Morphological classification

Morphological mire classification in general must take into consideration (1) the reality, thus the units visible in aerial photographs, (2) the scale of units and (3) the tradition and existing concepts, if possible. In the scheme below, the Finnish tradition has been taken into consideration so that the scale two includes the traditional main mire complex types (aapa and raised mire). Division of larger scale (scale one) includes various combinations of main mire complex types and the divisions of smaller scale(scales 3–4) include morphological subdivisions of mire complexes. .

Morphology of peatlands in a very broad sense is in relation to two main factors: (1) the topography of the bedrock or overburden and (2) the water table in a mire, reflected by the species composition and characteristics of the

mire surface. The first factor separates slope mires from the rest of peatlands. In Finland and in “black taiga” of Russia, where the bedrock topography in large areas is not very pronounced, the latter aspect is of principal importance in classifying peatland morphology.

Units of various sizes visible on air photos mainly reflect the water table level within those units. Term hydrotopographic level may be most relevant, because term water table (and maybe term water level, too) refer directly to centimetres and periods within fluctuating water table in a pit. Hydrotopographic levels include series A (Sjörs 1948): hummock-level, lawn, carpet and mud bottom and series B (e.g. Eurola et al. 1984, 1995): hummock-level, intermediate level (nearly the same as lawn) and flark level (the bulk of carpet and mud bottom). Ruuhijärvi (1960) divided the flark-level directly into a moss rich and into a moss poor category.

The starting point of the present typology is in mire entities. Hence the numbering of hierarchy levels begins from the largest scales. This is in line with normal air photo scrutiny: the whole system will be overviewed first and the details will be detected subsequently.

The scales within the typology are (numbers in parentheses refer to scales of hierarchy):

(1) Macrotopography of larger scale: **mire systems**

- Cajander (1913): mire complex
- Sjörs (1948): mire complex
- Tolonen (1967): Mischcomplex
- Økland (1989): mire complex
- Moen & Singsaas (1994): mire complex
- Yurkovskaya (1995): mire system
- Heikkilä R. et al. (2001): mire system
- Moen (2003): mire complex (system)

(2) Macrotopography of smaller scale: **mire complexes**

- Cajander (1913): mire complex type
- Økland (1989): mire synsegment
- Moen & Singsaas (1994) mire unit
- Yurkovskaya (1995): mire massif (meso-scale)
- Heikkilä R. et al. (2001): mire complex
- Moen (2003): mire synsite (massif)

(3) Mesotopography: **parts of mire complexes**

- Aario (1932): *Formenteile* of Finnish raised bogs
- Moen & Singsaas (1994): mire segment
- Rydin et al. (1999): mire unit

- Moen (2003): mire site
 - Laitinen et al. (2005a): mesotopographic mire unit
- (4) Microtopography: **microtopographic features**
- Malmer (1985): microtopography
 - Økland (1989), Moen & Singaas (1994) and Moen (2003): mire feature

Types of mire system and mire complexes as interpreted from aerial photos (concern united or at least very clearly connected peatlands) are:

- **raised mire complex** (one raised mire complex forms a peatland)
- **aapamire complex** (single aapamire complex forms a peatland)
- **raised mire system** (two to several separate raised mire complexes form a peatland)
- **aapa mire system** (a connected, network-like system of several aapa mires, which cannot be morphologically separated from each other)
- **combination complex system (Mischkomplexe by Tolonen 1967)** (a united or at least clearly connected peatland, which includes at least one aapa mire complex and one raised bog complex)

Units within the morphological typology (Numbers in parentheses () refer to scales. Code [] refers to that the unit is very rare in mire complexes (reservoir infiltration basins, peatless aro wetlands), that the unit is sometimes lacking (lagg) or the occurrence of the unit is not well-known (soaks in unimodal aapa mire complexes). Headings with letters before the heading are clarifying headings without referring to the hierarchy):

(1) Mire system

- Uniform or at least clearly connected peatland area that has two to several raised bog complexes or two to several aapa mire complexes (or an aapa-mire network) or at least one raised bog complex together with at least one aapa-mire complex.

A. The bulk of the land area of mire systems or mire complexes

(2) Raised mire complex

- (3) Central plain
- (4) Hummock ridges (Kermis)
- (4) Hollows
- (4) Bog pools (hollow pools)
- (3) Marginal slope
- [(3) Lagg]

(2) Aapa-mire complex

- a) Unimodal aapa mire complex (characterised by the lack of flark fen area)
 - (3) Central lawn (fen) incl. peripheral hummock-level mires
 - [(3) Soaks]
- b) Bimodal aapa mire complex (main aapa type, the presence of flark fen area)
 - (3) Patterned fens (string fens)
 - (4) Strings
 - (4) Flarks
 - (4) Flark pools
 - (3) Central reservoir basins (stringless mud-bottom fens)
 - [(3) Reservoir-infiltration basins]
 - (3) Peripheral lobes (large) or peripheral fringes (narrow)
 - (3) Interlobate soaks

B. Marginal areas of mire systems or mire complexes

- (3) Paludified forests (thin-peated pine mires, thin-peated spruce mires)
- [(3) Peatless aro wetlands]
 - o Heath-like aro wetlands (flooded heaths)
 - o Fen-like aro wetlands
 - o Mud flats (seasonal ponds)

According to the above scheme, a uniform boreal mire area in the terrain and within an air photo will be called a mire complex (a unit of scale two), when it includes either an aapa or a raised bog complex, but not both of them. According to the principle of Tolonen (1967) uniform *Sphagnum fuscum* bogs in aapa mire margins do not transform aapa complexes into the system category (scale 1). Uniform peatland reaches the morphological mire system scale (scale one), when there occur two to several raised bog complexes or two to several aapa complexes or when both the main complex types are present.

Marginal areas of mire systems or mire complexes (B) are first separated from the bulk of areas of mire systems or mire complexes (A), because they are sometimes difficult to separate from mineral soil areas (thin-peated forests) or because they are marginal cases of peatlands or not peatlands at all (aro wetlands). In spite of this they (certain aro wetlands) form an essential

hydrotopographic and hydro-functional part of some mire systems or complexes (Laitinen et al. 2005b).

Mire complex parts (scale three) are entities with uniform combinations of certain hydrotopographic levels. *Formenteile* of raised bog complexes (Aario 1932) are traditional and well-known. Corresponding entities in aapa mires are not established yet, but have been recently presented in a case study (Laitinen et al. 2005a). Aapa mires may firstly be subdivided into two morphological main types. Unimodal aapa mire complexes (a) lack the flark fen and are characterised by the central lawn fen. Such aapa mires have been described especially from the southern subzones of the southern aapa mire zone in Finland (Ruuhijärvi 1960, 1983). Bimodal aapa mire complex type is characterised by the presence of central flark fen and narrower or broader peripheral lawns fens (including hummock-level mires). Patterned fens are the main type in flark fens of bimodal aapa mire complexes (Laitinen et al. 2005a). Central reservoir basins (flark crosses, flark triangles, Sjörs 1973, 1983) are typical to network-like aapa mire systems, where watersheds situate in the middle of the systems. Reservoir-infiltration basins form a rare mire unit on sandy mineral soil, where seasonal drought is typical of flark areas (Laitinen et al. 2005a). Peripheral lobes or fringes form the bulk of aapa-mire peripheries. Broad peripheral lobes are typical of southern aapa mires, narrow peripheral fringes probably more typical of the aapa mires of the main aapa mire zone (Ruuhijärvi 1983). Interlobate soaks situate between peripheral lobes and they are typical at least of the southern aapa mire zone (Laitinen et al. 2005a). Soaks may situate between small raised bogs, too, as within the classical Stormosse in central Sweden (Sjörs 1948).

Principal microtopographic features (scale four) of raised mires are hummock ridges (kermis) and hollows, those of aapa mires strings and flarks (rimpis). Strings are either lawns strings or *Sphagnum fuscum* strings. When the latter are truly ombrotrophic, it is question of string mixed mires according to Scandinavian typologies (e.g. Moen 1999).

Conclusion

The present morphological typology mainly represents the traditional Finnish typology for mire complexes from the point of view their morphology. Additions include the closer consideration of scale, the hydrotopographic subdivision of aapa mires, considering transitional complexes and considering certain aro wetlands as parts of mire complexes. The typology is mainly intended for aerial photo interpretation of mire complex systems. Hydrotopographic diversity and representativeness of mire complex systems in different mire zones (Ruuhijärvi 1983) can be evaluated with this system.

References

- Aario, L.* 1932: Pflanzentopographische und paläogeographische Mooruntersuchungen in N-Satakunta. *Fennia* 55: 1–179.
- Aartolahti, T.* 1965: Oberflächenformen von Hochmooren und ihre Entwicklung in Südwest-Häme und Nord-Satakunta. *Fennia* 93(1): 1–268.
- Cajander, A. K.* 1913: Studien über die Moore Finnlands. *Acta Forestalia Fennica* 2(3): 1–208.
- Eurola, S.* 1962: Über die regionale Einteilung der südfinnischen Moore. *Annales Botanici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae 'Vanamo'* 33(2): 1–243.
- Eurola, S., Hicks, S. & Kaakinen, E.* 1984: Key to Finnish Mire Types. In: Moore, P. (ed.), *European mires*: 11–117. Academic Press. London.
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-oja, K.* 1995: Suokasvillisuusopas. Oulanka Reports 14: 1–85.
- Eurola, S. & Kaakinen, E.* 1978: Suotyyppiopas. [Mire site type guide]. WSOY. 87 pp.
- Eurola, S. & Kaakinen, E.* 1979: Ecological criteria of peatland zonation and the Finnish mire site type system. In: Kivinen, E., Heikurainen, L & Pakarinen, P. (eds.), *Classification of peat and peatlands*: 20–32. International Peat Society, Hyytiälä.
- Havas, P.* 1961: Vegetation und Ökologie der ostfinnischen Hangmoore. *Annales Botanici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae 'Vanamo'* 31: 1–188.
- Heikkilä, H.* 1987: The vegetation and ecology of mesotrophic and eutrophic fens in western Finland. *Annales Botanici Fennici* 24: 155–175.
- Heikkilä, H., Kukko-oja, K., Laitinen, J., Rehell, S. & Sallantausta, T.* 2001: Arvio Viinivaaran pohjavedenottohankkeen vaikutuksesta Olvassuon Natura 2000 –alueen luontoon Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 799. (in Finnish).
- Heikkilä, R., Kuznetsov, O., Lindholm, T., Aapala, K., Antipin, V., Djatshkova, T. & Shevelin P.* 2001: Complexes, vegetation, flora and dynamics of Kauhaneva mire system, western Finland. *The Finnish Environment* 489: 1–97.
- Kokko, A., Kaakinen, E., Aapala, K., Eurola, S., Heikkilä, R., Hotanen, J.-P., Kalpio, S., Kondelin, H., Linholm, T., Nousiainen, H., Ruuhijärvi, R., Salminen, P., Vasander, H. & Virtanen, K.* Soiden luontotyytit ja luontotyyppiyhdistelmät [Habitats and habitat complexes of mires]. In: Kontula, T. & Raunio, A. (eds.) 2005: *Assesment of threatened habitat types – method and classification of habitat types*. *The Finnish Environment* 765: 71 – 79. (In Finnish with English documentation page).

- Laitinen, J., Rehell, S. & Huttunen, A.* 2005a: Vegetation-related hydrotopographic and hydrologic classification for aapa mires (Hirvisuo, Finland). *Annales Botanici Fennici* 42: 107–121.
- Laitinen, J., Rehell, S., Huttunen, A. & Euroala, S.* 2005b: Aro wetland: ecology, occurrence and conservation in north-central Finland. *Suo (Mires and Peat)* 56(1): 1–17. (In Finnish with English summary).
- Malmer, N.* 1985: Remarks to the classification of mires and mire vegetation. – Scandinavian arguments. *Aquilo Ser. Botanica* 21: 9–17.
- Moen, A.* 1999: National Atlas of Norway: Vegetation. Norwegian Mapping Authority, Honefoss.
- Moen, A.* 2003: Norway., In *Joosten, H. et al. (eds.): Mires and peatland in Europe: Status, distribution, and nature conservation.* Schweizerbart, Stuttgart, in prep.
- Moen, A. & Singsaas, S.* 1994: Excursion guide for the 6th IMCG field symposium in Norway 1994. Rapport botanisk serie 1994-2.
- Økland, R.H.* 1989: Hydromorphology and phytogeography of mires in inner Østfold. *Opera Botanica* 97: 1–22.
- Paasio, I.* 19333: Über die Vegetation der Hochmoore Finnlands. *Acta Forestalia Fennica* 39(1): 1 – 210.
- Paasio, I.* 1941: Zur pflanzensoziologischen Grundlage der Weissmoortypen. *Acta Forestalia Fennica* 49(3): 1–84.
- Paasio, I.* 1936: Suomen nevasoiden tyyppijärjestelmää koskevia tutkimuksia. *Acta Forestalia Fennica* 44(3): 1–129.
- Reinikainen, A., Lindholm, T. & Vasander, H.* 1984. Ecological variation of mire site types in the small kettle-hole mire Heinisuo, southern Finland. *Annales Botanici Fennici* 21: 79–101.
- Ruuhijärvi, R.* 1960: Über die regionale Einteilung der nordfinnischen Moore. *Annales Botanici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae 'Vanamo'* 31(1): 1–360.
- Ruuhijärvi, R.* 1983: The Finnish mire types and their regional distribution. In Gore, A.J.P. (ed.), *Ecosystems of the World*, 4 B. Mires: swamp, bog, fen and moor. Regional studies: 47–67. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam–Oxford–New York
- Rydin, H., Sjörs, H. & Löfroth, M.* 1999: Mires. *Acta Phytogeographica Suecica* 84: 91–112.
- Seppä, H.* 1996: The hydrotopographic features of the Finnish peatlands. In: Vasander, H. (ed.), *peatlands in Finland*: 27–33. Finnish Peatland Society. Helsinki.
- Sjörs, H.* 1948: Myrvegetation i Bergslagen. *Acta Phytogeographica Suecica* 21: 1–299. (In Swedish with English summary)

- Sjörs, H. 1973*: Mires considered for protection in Kopparberg County (prov. Dalarna), central Sweden. *Växtekologiska Studier* 3: 1–116. (In Swedish with English summary)
- Sjörs, H. 1983*: Mires of Sweden. In: Gore, A.J.P. (ed.), *Ecosystems of the world*, 4B. Mires: swamp, bog, fen and moor. Regional studies: 64–94. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam–Oxford–New York.
- Tahvanainen, T. 2005*: Diversity of water chemistry and vegetation of mires in the Kainuu region, middle boreal Finland. – University of Joensuu, PhD Dissertations in Biology 33. 30 pp.
- Tolonen, K. 1967*: Über die Entwicklung der Moore in finnischen Nordkarelien. *Annales Botanici Fennici* 4: 219–416.
- Tuomikoski, R. 1942*: Untersuchungen über die Vegetation der Bruchmoore in Ostfinnland. I. Zur Methodik der pflanzensoziologischen Systematik. *Annales Botanici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae 'Vanamo'* 17(1): 1–203.
- Tuomikoski, R. 1955*: Ruohoisuus ja luhtaisuus. *Suo* 6(2): 1–18.
- Vitt, D., Achuff, P. & Andrus, R. 1975*: The vegetation and chemical properties of patterned fens in the Swan Hills, north central Alberta. *Canadian Journal of Botany* 53: 2776–2795.
- Yurkovskaya, T. 1995*: Mire system typology for use in vegetation mapping. *Gunneria* 70: 73–82.

THE MIRE PROTECTION PROCESS IN FINLAND DURING THE 20th CENTURY

T. LINDHOLM.¹, R. HEIKKILÄ²

¹Finnish Environment Institute, *Tapio.Lindholm@ymparisto.fi*

²Kainuu Regional Environmental Centre, *Raimo.Heikkila@ymparisto.fi*

The extent of mires and their utilization

Finland's original mire area has covered a total of about 10,4 million hectares (Ilvessalo 1956), representing about one third of the country's entire land area. The term mire covers here also all wooded, but paludified habitats. Thus some of the mires have been also forest with fairly good timber production and a greater deal of mires have been sparsely wooded with poor timber production and the rest of the mires have been open. In geological sense (> 20 ha > 0.3 m) the area of mires has been about 5 million ha (Lappalainen & Hänninen 1993). In northern Finland, in the northern and middle boreal forest zone there are areas where more than 60 % of the land area has been

covered by mire vegetation, while in some southern parts of Finland the proportion of mires has been under 10 % of land area. Reasons to this are differences in both climate and topography of the landscape (Ruuhijärvi 1988).

In the 1950s, spruce mires have covered 26%, pine mires 46%, open bogs and fens 27%, swamps 1% and rich fens 0,4% of pristine mires (Ilvessalo 1956). In late 1980s the percentages were 18% for spruce mires, 35% for pine mires, 45% for open bogs and fens, 2% for swamps and 0,01% for rich fens (Eurola et al. 1991). Between these two studies about 50% of the mires were drained for forestry, and for example the amount of rich fens in late 1980s was only 5% of the amount in early 1950s (Heikkilä 1992).

The utilization of mires has been much more intensive in Finland than in other northern regions in the world. Forestry, agriculture and peat harvesting have in general destroyed original mire habitats, and hence also the fauna and flora. Forestry is an important industrial sector in Finland and pristine mires have been regarded as a valuable resource for forestry. Therefore, large areas of mires have been drained for forestry purposes, covering a total of 5.9 million hectares of former mires. Thus Finland has carried out the world's most extensive programme of mire draining, being most active in 1970 s, when almost 3 000 km² of mires were drained annually. Up till now, draining of pristine mires has almost ceased, and most activities are concentrated on the maintaining of ditches in peatland forests. As a part of peatland forestry, forestry roads have covered about 35 000 ha of mires (Lappalainen & Hänninen 1993).

The agricultural use of mires has reduced the mire area by about 1,2 million. ha. Especially rich fens and fertile spruce mires, and their specialized fauna and flora have disappeared (Heikkilä 1991). The activity of peatland agriculture was great in 1950s and 1960s. At present there are only few activities to establish new areas for peatland agriculture. Instead, some 85% of these fields have been abandoned and some of them have been converted to peatland forests.

Peat mining is concentrated in the central parts of the country. About 662 000 ha have been reserved for future peat mining, but at the moment some 100 000 ha have been taken in peat mining (Lappalainen & Hänninen 1993). Some large mire areas have been drowned in water reservoirs (60 000 ha). Peat mining is still growing in Finland, and new mires are needed. There have been agreements between environment administration and ministry of trade and industry about which mires should be protected, and which to be used for peat mining. By time the situation has changed, and a re-evaluation has been made in the 1990s. However, there are still a number of valuable mires for protection, threatened by peat mining.

Formerly many mires - particularly in northern Finland - have been used for collecting winter fodder for livestock. In many areas most of the open mires, growing sedges and grasses have been used as mire meadows. This kind of activity is now history. The long tradition ceased in 1950s, as well as domestic peat harvesting for cattle litter. This kind of use has not destroyed mires. Instead, there is evidence, that the management has favoured rich fen vegetation.

Due to this, a great deal of mire site types are nowadays endangered, in southern Finland more than 25 % of all site types (Aapala et al. 1996), and many species of plants, animals and fungi have disappeared from large areas (Rassi & al 1992, 2001, Heikkilä 1990). Nationally only 5 % of endangered species are mire species, because in Lapland there are still much intact mires, but to the south of Polar Circle, 25 % of regionally endangered plant species are mire plants (Heikkilä 1995).

Threats for mires

There are several rare mire vegetation types, e.g. remaining rich fens, which are in danger of being destroyed in the near future due to drying up because of ditchings in the surroundings. Mire margins are still generally threatened due to loggings in wooded sites, followed by soil treatment, which in many cases is ditching. Many undrained, but still vulnerable, marginal site types, such as spruce mires are often valuable for many old forest species, which have also become endangered. These spruce mires are ecologically fire refuges (Pöntynen 1929, Sjöberg & Ericson 1992) with special fauna and flora. The mosaic landscape of mires and forests has been characteristic for the Finnish nature. Most of that has been destroyed by forestry drainage. The remaining fragments of this kind of landscape mosaic should be protected. Also the value of successional series of land uplift mires has been realized only recently, and the remaining few sites are still threatened by forestry (Heikkilä 1995).

There have been great changes in the ideology of forestry during the last decade years (e.g. Korhonen 1994). The drainage of pristine mires for forestry is not any more supported by the state, but still especially mire margins are in danger, because they are often destroyed in connection with the maintaining of old ditches of drained areas.

Mire conservation

Rich fens and fertile spruce mires were rather early found to have decreased due to agriculture and forestry, and their protection was considered to be important to protect the diversity of plants (e.g. Kujala 1939). Isoviita (1955) was the first to pay attention to the disappearing of pristine raised bogs, and to emphasize the protection of them. In 1956, strict nature reserves of

Vaskijärvi, Häädetkeidas and Runkaus were established to protect good examples of raised bogs and aapamires for scientific purposes.

The need to prepare national mire protection programmes became evident in 1960's. This urgent need was created by a wide forestry draining programme financed by World bank. The result of that was a mire protection programme to Southern Finnish State land. Soon it was understood that the protection plan should be extended to private mires (Häyrinen & Ruuhijärvi 1968, Keltikangas 1969, Ruuhijärvi 1970). Later the protection programme was made also to the mires in Northern Finland (Häyrinen & Ruuhijärvi 1969). The plans covered 180 000 hectares of state-owned mires, mainly large mire complexes in northern Finland (Häyrinen & Ruuhijärvi 1966, 1969). Special attention was paid to mire complexes and bird fauna.

In 1970s a plan for the development of the network of national parks and strict nature reserves, including many of the most valuable mires was prepared in the environment administration (Tallgren & al. 1976). Simultaneously a nationwide mire conservation programme was compiled (Haapanen & al, 1977, and Haapanen & al. 1980, Ruuhijärvi 1978). In these programmes, the goals were to preserve the diversity of mire complexes, mire site types, vascular plants and birds, as well as to form a comprehensive network of reserves. The bird fauna as well as representatives of mire complexes and number of site types were given scores to help choosing mires to be protected, but these values were not used quantitatively due to the unevenness of the huge material from over 2000 mires. The main idea was to protect typical and large examples of mire complexes, but attention was also paid to small mires, especially rich fens. The first lists of threatened mire site types and vascular plants in mires were also compiled (Ruuhijärvi 1978).

In 1990s many new mires have been included in reserves for old-growth forests. They are typically spruce mires and pine bogs forming a mosaic landscape with mineral soil forests. Almost all mires included in different conservation programmes have been included in the Natura 2000 programme of the European Union. In addition to that, 180 new mires were included, mainly rich fens and other fertile habitats, on the basis of a proposal by Heikkilä (1995).

The estimated amount of existing pristine mires is about 3,5 million ha, most of this in northern Finland. The total area of protected mires was about 1.1 million ha (Aapala & al. 1996), but after Old growth forest protection and Natura 2000 the amount of protected mires is approximately 1.2 million ha. In southern Finland pristine mires can be found practically only in areas which are protected or planned to be protected.

Table 1.

Milestones of Finnish mire protection process

- 1956: New National parks and Strict Nature Reserves (Vaskijärvi SNR, Häädetkeidas SNR. Runkaus SNR).
- 1960's: The mire protection plan for State forests. (Nature reserves, Drainage prohibition areas)
- 1977: The committee for National Parks
- 1977 and 1981: The basic programmes of mire protection. 600 areas and 0.5 million. ha
- 1980s: 173 mire reserves on state land.
- 1986: Protection programme of Northern Lapland
- 1995: Proposal for an additional programme for mire protection
- 1993 and 1996: Old-growth forest protection programmes
- 2000 and 2005: Natura 2000 programme
- present total 1,2 mill ha

New approaches to conserve mires and their biodiversity

Recently small key habitats of mires are protected in the Forest Act from 1996. A nationwide inventory of these habitats of special importance; Forest Act, Section 10, has been completed (Tenhola & Yrjönen 2000) to ensure their protection status in active forestry. Black alder swamps have been protected in the Nature conservation act from 1996. Habitats of nature conservation act have an own inventory going on

Table 2.

Mire habitats included in the list of habitats of special importance (Forest Act 1996, Section 10)

- Immediate surroundings of boreal springs,
- Immediate surroundings of boreal brooks and rivulets,
- Immediate surroundings of boreal small lakes
- Grass-and-herb-rich hardwood-spruce swamps,

- Fern-rich hardwood-spruce swamps
- Rich fens located south of the Province of Lapland
- Small heathland forest islands in undrained mires
- Sparsely treed mires and alluvial forests with poorer wood yield than nutrient-poor mineral soils

Table 3.

Problems of present mire protection

- The margins of mires outside present boundaries of reserves
 - problem for mire margin habitats
 - problems for the hydrology
- Mosaic mire-forest systems not well presented in protection
- Problems in regional representativeness of mires
- The destruction of most land uplift mire systems
- Sloping mires not well presented
- Already extinct mire habitats

The Convention on Wetlands

The Convention on Wetlands, signed in Ramsar, Iran, in 1971, is an intergovernmental treaty which provides the framework for national action and international cooperation for the conservation and wise use of wetlands and their resources. There are now 49 wetlands in Finland which are recognized in accordance with the international criteria of the Ramsar convention. Finland added recently 38 new areas to the list of important wetland areas.

At the moment several mires are included in the list of nominate Ramsar sites. All they are included in the Natura 2000 network and they are also parts of the network of nationally protected mires (see also Suul, 2004). The mire complex areas among the Ramsar areas represent all types of mire complexes in Finland: Torronsuo national park in southern Finland, Levaneva and Pilvineva in western Finland, Patvinsuo and Kesonsuo in eastern Finland, Veneneva-Pelso and Olvassuo in Northern Ostrobothnia and Martimoaapa and Sammuttijänkä in Lapland

Restoring drained protected mires

There are about 50 000 hectares of drained mires in nature reserves (Rassi & al. 2003). Thus there is also a need to restore them to a natural or natural like condition. The objective is to restore the hydrology of the mires so that they finally are real peat producing mire ecosystems. Often the mire after

restoration is not equal to the mire before the drainage. The problem is ombrotrophication after drainage and secondary tree stand after restoration.

The restoration method is most commonly blocking of the ditches and the removal of the tree layer grown after drainage and fertilization. Functioning hydrological system is the basis for successful mire restoration. The restoration plan should be based on the analysis of the whole watershed area. One important objective is to restore also the mosaic landscape of mire and forest (Heikkilä & Lindholm 1994, Heikkilä et al. 2002). Also the hydrological connection in landscape should be included in restoration plan. Because we have only short-term experience on restoration we do not exactly know what will really happen. Therefore we need monitoring and research to follow the process, and if needed, to make correction to the restoration methods (Hokkanen & al. 2005).

The national biodiversity programme Metso (Hautojärvi & al. 2002) and also several European Union Life Nature projects (Raeymakers 2000) have helped in the realization of restoration. At present, about 12 000 hectares of drained mires in different nature reserves have been restored.

Assessment of threatened habitats

The Finnish Environment Institute has started a new project aiming at the evaluation of the status of habitats that may be threatened in Finland. Suitable methods and criteria must first be defined. The evaluation criteria will include factors like reduction in the area of a habitat and declining habitat quality (Kontula & Raunio 2005). Also special mire protection analyses and strategies in each region (e.g. Ohtonen & Kotanen 2003) and nationally are needed.

References

- Aapala, K., Heikkilä, R. & Lindholm, T.* 1996: Protecting the diversity of Finnish mires, - In: Vasander, H. Peatlands in Finland. – Suoseura. Helsinki. 45-57.
- Eurola, S. Aapala, K. Kokko, A. & Nironen, M.* 1991: Mire type statistics in the bog and southern aapa mire areas of Finland (60 – 66° N). – *Annales Botanici Fennici* 28: 15-36.
- Haapanen, A., Havu, S., Häyrynen, U., Lehtimäki, E., Raitasuo, K., Ruuhijärvi, R. & Salminen, P.* 1977: Soidensuojelun perusohjelma. [The basic programme for mire conservation.] – Komiteanmietintö 1977: 48, Ministry of Agriculture and Forestry, Helsinki, 47 pp.
- Haapanen, A., Havu, S., Häyrynen, U., Lehtimäki, E., Raitasuo, K., Ruuhijärvi, R. & Salminen, P.* 1980: Soidensuojelun perusohjelma II . [The basic programme for mire conservation II.] – Komiteanmietintö 1980: 15, Ministry of Agriculture and Forestry, Helsinki, 45 pp.

- Hautojärvi, S., Kuusinen, M., Heinonen, P. & Schildt, V.* 2002: Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma [The action plan of biodiversity of forests in South Finland, western part of Oulu province and southwestern part of Lapland province]. – Suomen Ympäristö 583: 1-55.
- Heikkilä, H.* 1991: Threatened types and plants in eutrophic fens in southern Finland. - In: Botch, M.S., O.L. Kuznetsov & I.P. Khizova (eds.) Studies of mire ecosystems of Fennoscandia. Materials of the Soviet-Finnish Symposium 28-31 May 1990, 91-106. Karelian Research Centre, USSR Academy of Sciences, Institute of Biology, Petrozavodsk.
- Heikkilä, H. & Lindholm, T.* 1994: Seitsemisen kansallispuiston ojitettujen soiden ennallistamisuunnitelma. (Abstract: Restoration plan for the mires in the Seitsemisen national park.) — Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja B 13: 1-127.
- Heikkilä, H., Lindholm, T. & Jaakkola, S.* 2002: Soiden ennallistamisopas. (Abstract: A guide for the restoration of peatland habitats.) – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja B. 66: 1-123.
- Heikkilä, R.* 1990: Vaasan läänin uhanalaiset suokasvit. (Abstract: Threatened mire plants in the province of Vaasa, western Finland.) – Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja A 46: 1-95.
- Heikkilä, R.* 1992. Changes in the distribution of some plant species of the eutrophic fens of southern Finland. – In: Bragg, O.M., Hulme, P.D., Ingram, H.A.P. & Robertson, R.A. (eds.). Peatland ecosystems and man: an impact assessment, 244-249. Department of Biological Sciences, The University, Dundee.
- Heikkilä, R.* 1995: Unprotected mires with conservation value in Finland. In: *Heikkilä, H.* (Ed.): Finnish-Karelian symposium on mire conservation and classification. – Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja A 207: 61-69.
- Hokkanen, M., Aapala, K. & Alanen, A.* (Eds.) 2005: Ennallistamisen ja luonnonhoidon seurantasuunnitelma. (Abstract: National plan for monitoring at restoration and management sites.) – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja B 76: 1-52, 8 appendices.
- Häyrinen, U. & Ruuhijärvi, R.* 1966: Etelä-Suomen soiden säilytysuunnitelma. (Summary: Conservation plan for the peatlands of southern Finland.) - Suomen Luonto 25: 35-48.
- Häyrinen, U. & Ruuhijärvi, R.* 1968: Soiden suojelun nykyvaihe. (Summary: The conservation of bogs.) - Suomen Luonto 27: 77-81.
- Häyrinen, U. & Ruuhijärvi, R.* 1969: Pohjois-Suomen soiden säilytysuunnitelma. (Summary: Conservation plan for the wetlands of northern Finland). - Suomen Luonto 28: 116-146.

Iivessalo, Y. 1956: Suomen metsät vuosista 1921-24 vuosiin 1951-53. Kolmeen valtakunnan metsien inventointiin perustuva tutkimus. (Summary: The forests of Finland from 1921-24 to 1951-53. A survey based on three national forest inventories.) – *Communicationes. Instituti. Forestalia Fenniae* 47(1): 1-227.

Isoviita, P. 1955: Kohosoistamme ja niiden suojelusta. [Our raised bogs and the need of their protection] – *Suomen Luonto* 14: 59-67.

Keltikangas, V. 1969: Rauhoitus suunnitelmako joutomaille? (Summary: Protection for wastelands?) – *Suomen Luonto* 28, 97-98.

Kontula, T. & Raunio, A. (ed.) 2005: Luontotyyppien uhanalaisuuden arviointi – menetelmä ja luontotyyppien luokittelu. (Abstract: Assessment of threatened habitat types – method and classification of habitat types.) – *Suomen Ympäristö* 765: 1-131.

Korhonen, K. M. (Ed.) 1994: Forestry environment guide. – Finnish Forest and Park Service. Tuokinprint, Helsinki. 101 pp.

Kujala, V. 1939: Luonnonsuojelusta. [On nature conservation] – *Silva Fennica* 52: 53-64.

Lappalainen, E. & Hänninen, P. 1993: Suomen turvevarat. (Summary: The peat reserves of Finland.) – Geological Survey of Finland. Report of Investigation 117: 1-118. 31 figures, 43 tables and 8 appendices.

Ohtonen, A. & Kotanen, J. 2003: Pohjois-Karjalan suostrategia. (Abstract: Mire strategy in North Karelia.) – *Alueelliset Ympäristöjulkaisut* 287: 1-315.

Pöntynen, V. 1929: Tutkimuksia kuusen esiintymisestä alikasvoksina Raja-karjalan valtionmailla. (Referat: Untersuchungen über das Vorkommen der Fichte (*Picea excelsa*) als Unerwuchs in der Finnischen Staatswälder von Grenz-Karelien. – *Acta Forestalia Fennica* 35: 1-235.

Raeymakers, G. 2000: Conserving mires in the European Union. Actions co-financed by LIFE-Nature. – European Commission. Ecosystems LDT. Luxembourg. 90 pp.

Rassi, P., Aapala, K. & Suikki, A. 2003: Ennallistaminen suojelualueilla. Ennallistamistyöryhmän mietintö. (Abstract: Restoration in protected areas: report by the working group of restoration.) – *Suomen Ympäristö* 618: 1-220.

Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (eds.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. (Abstract: The 2000 Red List of Finnish species.) – Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 432 pp.

Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski I. & Ståhls, G. (eds.) 1992: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. (Abstract: Report on the monitoring of threatened animals and plants in Finland.) – Komiteamietintö 1991:30. 328 s. Valtion painatuskeskus. Helsinki.

- Ruuhijärvi, R.* 1970: Suoluonto ja luonnonsuojelu Suomessa. (Summary: Peatland conservation in Finland) – Suo 21: 46-51.
- Ruuhijärvi, R.* 1978. Soidensuojelun perusohjelma (Summary: Basic plan for peatland preservation in Finland.) – Suo 29(1): 1-10.
- Ruuhijärvi, R.* 1988: Vegetation and flora. Mire vegetation. – In: Alalammi P. (Ed.) Atlas of Finland. 5th edition. Biogeography, Nature conservation, National Board of Survey and Geographical Society of Finland: 141-143., English appendix: 3-4.
- Sjöberg, K. & Ericson* 1992: Forested and open wetland complexes. – In: *Hansson, L. (Ed.): Ecological principles of nature conservation. Application in temperate and boreal environments. Conservation ecology series, Elsevier Publishers, London: 326-357.*
- Suul, J. (Ed.)* 2004: Nordic wetland conservation. – TemaNord 2004:506: 1-174.
- Tallgren, C. O., Havu, S., Kellomäki, S., Häyrinen, U. & Loven, L.* 1976: Kansallispuistokomiteamietintö. [Committee of National Parks in Finland.] – Komiteamietintö 1976 88: 1-198.
- Tenhola, T. & Yrjönen, K.* 2000: Biological diversity in the Finnish private habitats. Survey of valuable habitats. – Interim report. Ministry of Agriculture and Forestry. 34 pp.

THREATENED MIRE HABITATS IN FINLAND

T. LINDHOLM¹, E. KAAKINEN² & A. KOKKO¹

¹Finnish Environment Institute, tapio.lindholm@ymparisto.fi

²North Ostrobothnia Regional Environment Centre, Oulu, eero.kaakinen@ymparisto.fi

The assessment of threatened habitats of all habitat groups has started in Finland. The assessment was started by a pilot project, where the criteria and methods to be used in the assessment of threatened habitats were developed (Kontula & Raunio 2005). The assessment will be carried out during the years of 2005 – 2007. The final result of the assessment will contain descriptions and lists of extinct, endangered, vulnerable, least concern and data deficient habitats (for terms see IUCN 2000). Also the nomination of habitats for which Finland has international responsibility in European Union is one of the tasks of the project. This kind of an assessment has been carried out in some European countries; e.g. Germany (Riecken & al. 1994), Estonia (Paal 1998),

Norway (Fremstad & Moen 2001) and Austria (Essl & al 2002a and Essl & al. 2002b).

In Finland Finnish Environment Institute has the coordination task of the project. The funding of the project is divided between the ministry of the environment, the Forest Biodiversity and Monitoring Programme in Finland under the ministry of forestry and agriculture, and Finnish Environment Institute.

Habitat type (Naturtyp, biotopetype, luontotyyppi) is a concept which is used in European union directives and in National legislation and in administrative practice: Habitat type consists of natural habitats, which are more or less similar with each other and differ more or less clearly from other natural habitats in terms of abiotic factors and communities (Kontula & Raunio 2005). In the assessment also a higher level of habitat systems is evaluated. In this project, this is called habitat complex level. In mire ecosystems that fits well on the complex or massive level of mires.

The mire assessment working group. The assessment of threatened habitats will be done as a wide cooperation different experts and organizations. In assessment of threatened mire habitats the working group of experts is as follows:

Kaakinen, Eero: Chair, North Ostrobothnia Regional Environment Centre

Salminen, Pekka: deputy chair, Ministry of the environment

Kokko, Aira: 1st secretary, Finnish Environment Institute

Kalpio, Satu: 2nd secretary, Natural Heritage Services

Aapala, Kaisu: Finnish Environment Institute

Eurola, Seppo: Professor emeritus

Heikkilä, Raimo: Kainuu Regional Environment Centre, Friendship Park

Research Centre

Hotanen, Juha-Pekka: Finnish Forest Research Institute

Kondelin, Hanna: private expert

Lindholm, Tapio: Finnish Environment Institute

Ruuhijärvi, Rauno: Professor emeritus

Vasander, Harri: University of Helsinki

Virtanen, Kimmo: Finnish Geological Survey

The working group has in its first meetings compiled the objectives to make the framework for the project.

The objectives of the mire expert group

- To update our knowledge of threatened mires and the quality of mire conservation in Finland. To collect the results of scientific work and the data of monitoring.

- To develop a generally accepted classification of mires, which is based on existing classification systems and which enables to identify the regional variants of mires
- To assess how threatened mires are both on the mire complex/massive and mire site type levels
- To pay special attention to the assessment of small mires and mires not representing mire complexes (The basic programme for mire protection was concentrated on mires representing mire complex types.)
- To be able to identify other possible units comparable with the mire complexes and assess how threatened they are.
- To pay special attention to the functional connections between mires and other ecosystems (mires/ground water, mires/surface waters, marginal zones between mires and mineral soil forests)
- To highlight the role of Finland in the international mire conservation and to prepare a proposal for the international responsibility mire habitats of Finland.

The assessment of threatened animal and plant species has been made in Finland already three times, the latest made by Rassi & al. (2001). When it concerns taking care of the whole biodiversity, species approach is not comprehensive enough, and the need for habitat approach has increased. Very often the protection of species is possible only by the protection of special habitats they use. Also several international agreements, conventions and directives have given a responsibility to Finland to protect and monitor certain rare habitats or habitat types. Our knowledge on the status and protection need of our habitats is so far too scarce.

The project of the assessment of threatened habitat types is a means to give a suitable tool to a comprehensive evaluation of the status of the different habitat types in Finland. The results will help or prioritize decision making. The assessment will help and guideline inventories, research, restoration, management, monitoring and protection. Especially that is the case on the least known habitats, which will need more inventories and research. This assessment will also produce knowledge and data, which can be used in the evaluation of the favourable status of protection

There are special expert groups for each main habitat group, which are 1: Brackish and Baltic sea coastal habitats, 2: Freshwater habitats, 3: Mires, 4: Forests, 5: Rocky habitats, 6: Semi-natural grasslands and 7: Fells (Alpine habitats). In many cases there is a need to assess how the groups are overlapping and what kind of gaps remain between them. For example springs are typically between mires and freshwater system, and partly they belong to

forest ecosystems. The mire expert group has taken responsibility in the assessment on all open and forested mire habitats with peat, springs, and brackish and freshwater coastal swamp forests and swamp meadows. Also often overlooked temporarily wet depressions in forests, which have been called *aro* in Finnish, belong to the assessment list of mire group even though our knowledge on them is scarce (Laitinen et al 2005).

The work before assessment

The concept of threatened mire habitats is not totally new in Finland. In the description of basic programme for mire protection Ruuhijärvi (1978) made a list of "rare mire site types" which would especially in southern Finland need more inventories, establishment of small nature reserves, and which should not be drained. These mire site types were listed as threatened or rare mire site types in both two basic programs for mire conservation (Haapanen & al. 1977, Haapanen & al. 1980).(Table1,2).

Table 1. Threatened mire site types (in Finnish) according to Ruuhijärvi (1978), used in the basic programme for mire conservation (Haapanen & al. 1977, Haapanen & al. 1980). English names translated for this purpose differ on the older names used in Table 2. *The English names of Finnish mire site types are not established in international practise, but also in the Finnish use there is variation in nomenclature*

lehtokorpi	Herb rich forest mire
ruoho ja heinäkorpi	Herb grass forest mire
tervaleppäkorpi	Alnus glutinosa swamp
saniaiskorpi	Fern forest mire
lähdekorpi	Spring forest mire
lettokorpi	Forest rich fen
koivuletto	Rich birch fen
lettoneva	Herb rich sedge fen
varsinainen letto	Brown moss rich fen
rimpiletto	Flark rich fen
lähdeletto	Rich spring fen
lettoräme	Rich pine fen

Later this list was accepted as a list of threatened mire site types in second phase of the basic programme for mire protection (Haapanen et al. 1980). Heikkilä (1990) has studied the status of threatened mire plants in one region, in the province of Vaasa, western Finland. Heikkilä (1991) has studied

Table 2. Twenty-three mire site types regarded as threatened in Finland in Aapala & al. (1996) and Aapala & al. (1998), either nationally or regionally. Abbreviations of the site type names are according Eurola & al. (1994).

Finnish name: Aapala & al. 1998	English name: Aapala & al. 1996	Abbreviation
Endangered in the whole country.		
Lehtokorpi	Thin-peated eutrophic spruce mire	LhK
Saniaiskorpi	Fern spruce mire	SaK
Lähdekorpi	Spring spruce mire	LäK
Luhtalletto	Rich swamp fen	LuL
Varsinainen letto	Rich fen	VL
Koivuletto	Rich birch fen	KoL
Lettoneva	Loeskyppnum fen and Subsecundum flark fen	LN
Tervaleppäluhta	<i>Alnus glutinosa</i> swamp	AlnLu
Tihkupinta	Mires with seepage effect	Tihkupinta
Mesotrofinen lähde ja lähdesuo	Warnstorffia exannulata spring and spring fen	MeLä
Meso-eutrofinen lähde ja lähdesuo	Paludella spring and spring fen	MeEuLä
Eutrofinen lähde ja lähdesuo	Cratoneuron spring and rich spring fen	EuLä
Endangered in the ombrotrophic bog area		
Ruoho- ja heinäkorpi	Herb-grass spruce mire	RhK
Kalvakkaneväräme	Sphagnum papillosum pine fen	KaNR
Rimpineväräme	Flark pine fen	RiNR
Endangered to the south of Forest and Fell Lapland zone		
Lettokorpi	Rich spruce mire	LK
Lettoräme	Rich pine fen	LR
Rimpiletto	Rich flark fen	RiL
Endangered in the aapa mire area		
Ruohoinen mustikkakorpi	Herb <i>Vaccinium myrtillus</i> spruce mire	RhMk
Carex nigra-nevakorpi	Carex nigra birch fen	NigNK
Koivuluhta	Betula swamp	KoLu
Kuljuneva	Fuscum hollow pine bog	KeR, KuN

the threatened rich mire sites types in Finland. As a national synthesis Aapala & al. 1996 and Aapala & al. 1998 have proposed a national list of threatened mire site types based on a list compiled by R. Heikkilä in 1993 for the

environment guide of forestry in state forests. Some of these threatened mire site types have been originally rather rare but have become endangered due to intensive drainage for agriculture and for forestry.

The assessment process

The mire expert group has determined the levels of assessment procedure (Kokko & al 2005). There is good background material for mire site types (since Cajander 1913). Also the zonal massives have been well studied (Eurola 1962, Ruuhijärvi 1960). There are only few studies on zonal massive systems (Tolonen 1967, Heikkilä & al. 2001) and for the topographic massive systems we have to use almost forgotten old concepts (e.g. Lukkala 1931). The landscape level is still a more or less open question. The levels are as follows.

The final goal of this assessment is to help to protect threatened mire habitats. The types are always abstracts, but the type system makes it possible to compare different situations in the field and is thus a decision making tool. This assessment of threatened habitats is the first to cover all different habitats. That makes it also possible to consider mires in a more detailed way than earlier. It is thus possible to get a better background for the future, to continue the mire protection work.

Table 3: The levels of assessment procedure as compared on respective levels in mire ecology

No of the level	The levels used in assessment	Respective concepts in mire ecology
I	Habitat type level	
		Mire site types
II	Habitat complex type level	
		1. Mire massives or complexes
		2. Massive systems
		a. Climatic and hydrological complex or massive systems
		b. Topographical complex or massive systems
		3. Land uplift primary succession series
III	Landscape level	
		Mire landscape types

References

- Aapala, K., Heikkilä, R. & Lindholm, T.* 1996: Protecting the diversity of Finnish mires. – In: Vasander, H. (ed.). *Peatlands in Finland*, 45 – 57. Suoseura, Helsinki.
- Aapala, K., Heikkilä, R. & Lindholm, T.* 1998. Suoluonnon monimuotoisuuden turvaaminen. – In: *Vasander, H. (ed.). Suomen suot*, 45-57. Suoseura, Helsinki.
- Cajander, A. K.* 1913. Studien über die Moore Finnlands. – *Acta Forestalia Fennica* 2(3): 1-208.
- Essl, F., Egger, G. & Ellmauer, T.* 2002a: Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Konzept. Deutsche Zusammenfassung. – Umweltbundesamt, Monographien; Band 155. Wien.
- Essl, F., Egger, G., Ellmauer, T. & Aigner, S.* 2002b: Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Wälder, Forste, Vorwälder. –, Monographien; Band 156. Wien.
- Eurola, S.* 1962. Über die regionale Einteilung der südfinnischen Moore. – *Annales Botanici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae "Vanamo"* 33(2): 1-243.
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-Oja, K.* 1994: Suokasvillisuusopas. [Mire vegetation guide.] – *Oulanka Reports* 13: 1 – 81.
- Fremstad, E. & Moen, A. (eds.)* 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. – Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet Rapport botanisk serie 2001 (4): 1 – 231. Trondheim.
- Haapanen, A., Havu, S., Häyrynen, U., Lehtimäki, E., Raitasuo, K., Ruuhijärvi, R. & Salminen, P.* 1977: Soidensuojelun perusohjelma. [The basic programme for mire conservation.] – *Komiteanmietintö 1977*: 48, Ministry of Agriculture and Forestry, Helsinki, 47 pp.
- Haapanen, A., Havu, S., Häyrynen, U., Lehtimäki, E., Raitasuo, K., Ruuhijärvi, R. & Salminen, P.* 1980: Soidensuojelun perusohjelma II . [The basic programme for mire conservation II.] – *Komiteanmietintö 1980*: 15, Ministry of Agriculture and Forestry, Helsinki, 45 pp.
- Heikkilä, H.* 1991: Threatened types and plants in eutrophic fens in southern Finland. – In: Botch, M.S., O.L. Kuznetsov & I.P. Khizova (eds.) *Studies of mire ecosystems of Fennoscandia. Materials of the Soviet-Finnish Symposium 28-31 May 1990*, 91-106. Karelian Research Centre, USSR Academy of Sciences, Institute of Biology. Petrozavodsk.
- Heikkilä, R.* 1990: Vaasan läänin uhanalaiset suokasvit. (Abstract: Threatened mire plants in the province of Vaasa, western Finland.) – *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja A 46*: 1 – 97.

- Heikkilä, R., O. Kuznetsov, T. Lindholm, K. Aapala, V. Antipin, T. Djatshkova & P. Shevelin 2001. Complexes, vegetation, flora and dynamics of Kauhaneva mire system, western Finland. – Suomen Ympäristö 489: 1 - 97
- IUCN 2001. IUCN Red List Categories and Criteria version 3.1. IUCN, Gland.
- Kokko, A., Kaakinen, E., Aapala, K., Eurola, S., Heikkilä, R., Hotanen, J.-P., Kalpio, S., Kondelin, H., Lindholm, T., Nousiainen, H., Ruuhijärvi, R., Salminen, P., Vasander, H. & Virtanen, K. 2005. Soiden luontotyypit ja luontotyyppiyhdistelmät. – In: Kontula, T. & Raunio, A. (ed.), Luontotyyppien uhanalaisuuden arviointi – menetelmä ja luontotyyppien luokittelu. (Abstract: Assessment of threatened habitat types – method and classification of habitat types.). Suomen Ympäristö 765: 71-81.
- Kontula, T. & Raunio, A. (ed.) 2005: Luontotyyppien uhanalaisuuden arviointi – menetelmä ja luontotyyppien luokittelu. (Abstract: Assessment of threatened habitat types – method and classification of habitat types.). – Suomen Ympäristö 765: 1-131.
- Laitinen, J., Rehell, S., Huttunen, A. & Eurola S. 2005. Arokosteikot: ekologia, esiintyminen ja suojelutilanne Pohjois-Pohjanmaalla ja Kainuussa (Summary: Aro wetlands: ecology, occurrence and conservation in north-central Finland). – Suo 56: 1-17.
- Lukkala, O. 1931: Metsäojituksen oppikirja [Textbook of mire drainage for forestry]. – Keskusmetsäseura Tapio, Helsinki 258 pp.
- Paal, J. 1998: Rare and threatened plant communities of Estonia. – Biodiversity and Conservation 7: 1027–1049.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (eds.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. (Abstract: The 2000 Red List of Finnish species.). – Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 432 pp.
- Riecken, U., Ries, U. & Ssymank, A. 1994: Rote liste der gefährdeten Biotypen der Bundesrepublik Deutschland. – Schriftenreihe Für Landschaftspflege und Naturschutz 41: 1-184.
- Ruuhijärvi, R. 1960: Über die regionale Einteilung der nordfinnischen Moore. – Annales Botanici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae "Vanamo". 31(1):1-360.
- Ruuhijärvi, R. 1978. Soidensuojelun perusohjelma (Summary: Basic plan for peatland preservation in Finland.). – Suo 29(1): 1-10.
- Tolonen, K. 1967: Über die Entwicklung der Moore finnischen Nordkarelien. – Annales Botanici Fennici 4: 1–416. 6 appendices.

PEAT INCREMENT IN FINLAND

M. MÄKILÄ

Geological Survey of Finland,
markku.makila@gtk.fi

Introduction

The average vertical peat increment rate has been determined to be about 0.5 mm yr⁻¹. However, most of the information used in these calculations is derived from deep basins and shallower mires have consequently been under-represented. The data does not represent the mean depth of mires, which is 1.4 m in Finland (Virtanen et al. 2003). Total Finnish peat reserves account for 69.3 billion m³ *in situ* (Virtanen et al. 2003). A large number of data inventories and radiocarbon datings have been stored in data registers of the Geological Survey of Finland. They offer excellent data for studying peat increment rates in different parts of Finland.

Material and methods

The long-term rate of peat increment in Finnish mires was calculated on the basis of 520 dated peat columns (Mäkilä & Toivonen 2004a). The areas of the depth zones of different mire complex types in the study material were derived by substituting their proportions in this study material with the proportion from the inventory material. The dating results for basal peat were sorted according to the depth zone, and the averages from these were used to calculate the peat increment rates in separate depth zones of different mire complex types (Fig 1). Finally, the increment rate and age of peat were sorted according to the depth zone in the raised bog and aapa mire areas. The basal peat samples were taken just above the mineral soil or gyttja. The ¹⁴C samples generally represented a vertical thickness of 3-6 cm. The dated mires are marked with a point in Fig. 1. Several datings have been performed from different depth zones of some mires (Mäkilä 1997, Mäkilä et al. 2001, Mäkilä & Toivonen 2004b).

The vertical peat increment rate was determined from different levels of 39 dated peat profiles, mainly representing the thickest peat layers of mires. Peat samples were mainly taken in virgin areas. Radiocarbon ages were determined at the ¹⁴C laboratory (Su) of the Geological Survey of Finland and were calibrated after Stuiver & Reimer (1993). The determined ages correspond to the present time, as 50 years were added to them.

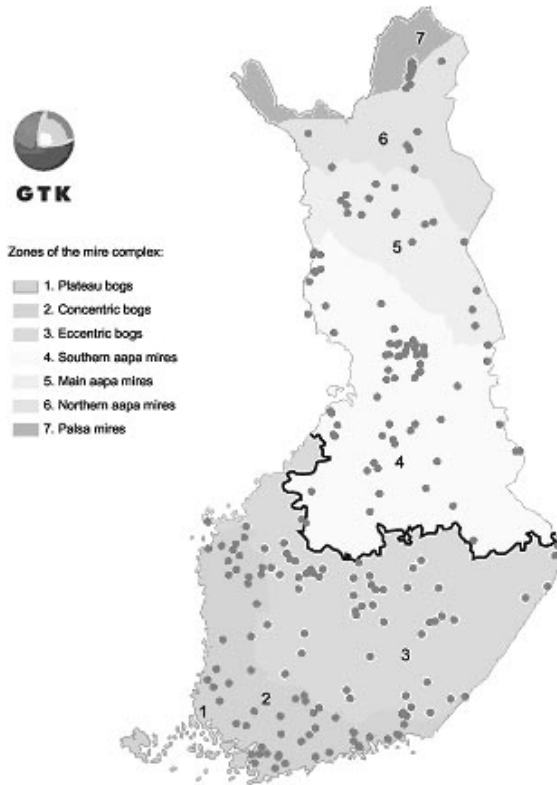


Fig 1. Zones of mire complex types according to Ruuhijärvi and Hosiaislouma (1989) and the dating points of mires.

Results

The retreat of the last glacier and in some areas the subsequent aquatic stages have determined the maximum age of Finnish mires. The oldest basal peat, dated to 10 770 cal BP, has been found in Kuhmo in eastern Finland. The thickest peat layer, 12.3 m, has been recorded in the highlands of Tammela in southern Finland, where the age of the basal peat is 10 530 cal BP (Sten 1988).

The highest recorded peat increment rates are 2-3 mm yr⁻¹ in young coastal bogs (Mäkilä & Toivonen 2004b), while the lowest rates of under 0.1

mm yr⁻¹ are found in the uplands of northern and eastern Finland. The average peat increment rate for the whole investigated area is 0.32 mm yr⁻¹, while in the raised bog area it is 0.59 mm yr⁻¹ and in the aapa mire area 0.25 mm yr⁻¹ (Fig. 2). The rate in areas deeper than 2 metres, when northern aapa and palsa areas are excluded, is 0.40 mm yr⁻¹.

The vertical peat increment rates continuously declined between the years 10 000–5000 cal BP (Fig. 2). Thereafter there has been an increase up to the present day. During the last 5000 years the long-term peat increment rates have grown more clearly in raised bog than aapa mire areas (Fig. 2). The increase in peat increment rates in raised bogs may indicate not only the development of *Sphagnum* dominated plant associations but also the change towards a cooler and moister climate. The highest vertical peat increment rates were characteristic of mires during the last 1000 years when the average rate was about 0.8 mm yr⁻¹ in raised bogs, 1.8 mm yr⁻¹ in young raised bog and 0.5 mm yr⁻¹ in aapa mires (Fig. 3).

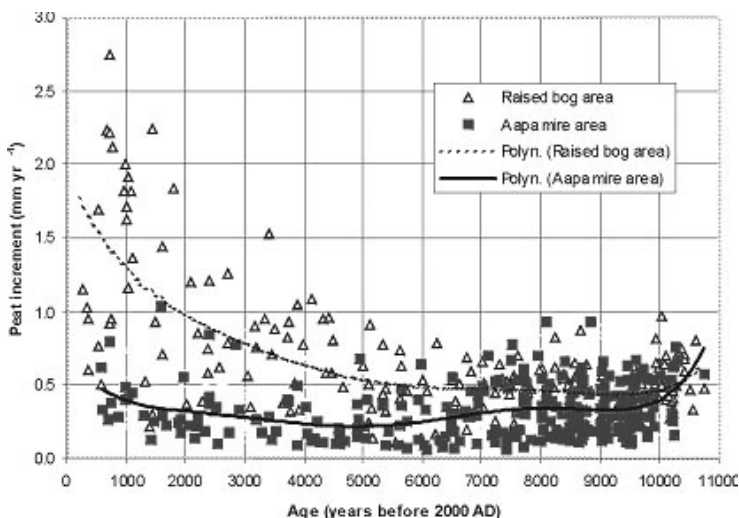


Fig. 2. The long-term peat increment in raised bog and aapa mire areas. The trend lines fitted to the raised bog and aapa mire data have been calculated by 6.rate polynomial.

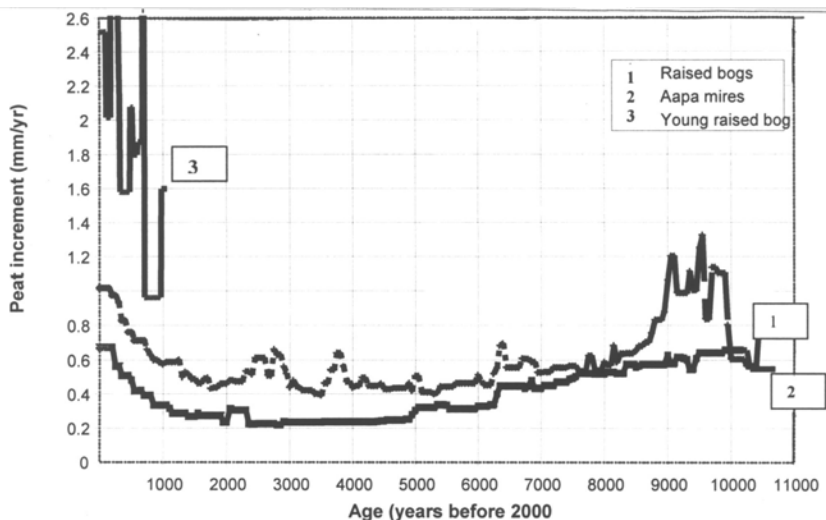


Fig 3. Rate of vertical peat increment in raised bogs, in young raised bog and in aapa mires according to 39 dated peat profiles.

Discussion/Conclusions

Peat increment depends on various factors, including the paludification mode, water permeability, bottom soil nutrient content, the topography of the area determining runoff conditions, plant ecology (species composition, diversity), changes in the water balance of the mire, the number of fires, the age of the deposits, the decay properties of the plant species and the climate (e.g. Tolonen 1973, Aaby & Tauber 1975, Johnson & Damman 1991, Korhola 1992, Mäkilä 1997). The highest recorded rates are found in young coastal bogs with clayey nutrient-rich bottom soil. The humid climate near the sea is favourable to *Sphagnum* peat increment and the growing season is long because of early, mild and snowless springs. High peat increment rates are also found in places where the mire basin is characterized by filled in water bodies and/or depressions in the bottom soil topography. The lowest rates are found in northern Finland in basins with a sloping well permeable bottom soil topography. The short growing season in northern Finland and severe winters with strong frost action have resulted in slower peat increment and higher compression compared to southern raised bogs. Mire fires have also slowed down the progress of vertical peat increment in eastern Finland (Mäkilä 1997, Pitkänen et al. 1999). Peat increment is greater in

bogs than in fens, because of efficient aerobic decay in minerotrophic fens receiving nutrients with oxygenated water from the adjacent mineral soils, while ombrotrophic bogs are fed only by rain water (e.g. Damman 1996, Mäkilä et al. 2001).

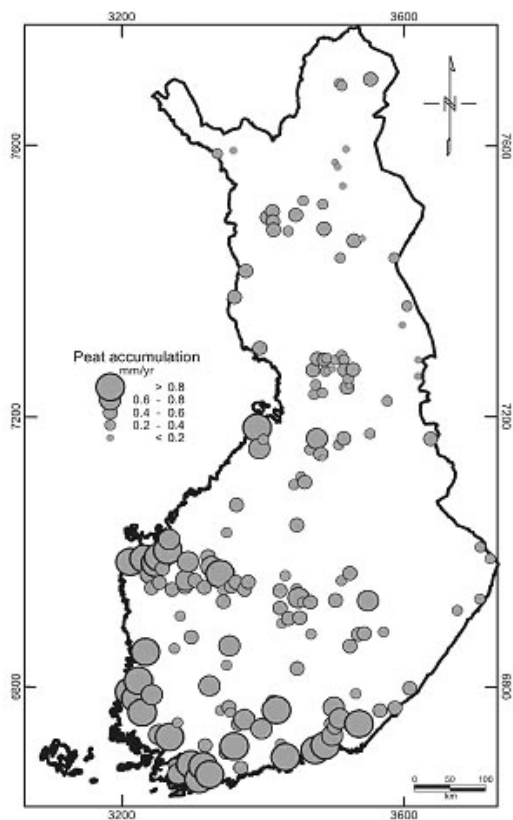


Fig. 4. The variability of the long-term peat increment in various parts of Finland.

The long-term peat increment in Finnish mires varies considerably, depending on many factors. For example, the peat increment rate is higher in geologically young mires than in old ones (Figs 3 and 4), higher in southern and western than in eastern and northern Finland, and higher in ombrotrophic bogs than in minerotrophic mires (Fig. 4). In addition, the rate has varied greatly during the Holocene (Fig. 3). Variations in peat increment rates can mainly be explained by the vegetation composition and decomposition rates due to natural mire succession and variations in local conditions, but the role of climate cannot be ignored.

References

- Aaby, B. & Tauber, H.* 1975. Rates of peat formation in relation to degree of humification and local environment, as shown by studies of a raised bog in Denmark. *Boreas* 4: 1 - 17.
- Damman, A.W.H.* 1996. Peat accumulation in fens and bogs: effects of hydrology and fertility. In: R. Laiho, J. Laine & H. Vasander (eds) *Northern Peatlands in Global Climatic Change. Proceedings of the International Workshop*. Hyytiälä, Finland. 8-12 October 1995. Publications of the Academy of Finland 196: 213-222.
- Johnson, L. & Damman, W.H.* 1991. Species-controlled *Sphagnum* decay on a South Swedish raised bog. - *Oikos* 61: 234 - 242.
- Korhola, A.* 1992. Mire induction, ecosystem dynamics and lateral extension on raised bogs in the southern coastal area of Finland. *Fennia* 170 (2): 25 - 94.
- Mäkilä, M.* 1997. Holocene lateral expansion, peat growth and carbon accumulation on Haukkasuo, a raised bog in southeastern Finland. *Boreas*. 26: 1 - 14.
- Mäkilä, M., Saarnisto, M. & Kankainen, T.* 2001. Aapa mires as a carbon sink and source during the Holocene. *Journal of Ecology*. 89 (4): 589 - 599.
- Mäkilä, M., & Toivonen, T.* 2004a. Rate of peat accumulation and its variability during the Holocene. In: Päivänen, J. (ed). *Wise Use of Peatlands, proceedings of the 12th International Peat Congress*. Vol 1. Oral Presentations. International Peat Society. Tampere, Finland. 50-55. 6-11 June 2004.
- Mäkilä, M., & Toivonen, T.* 2004b. Peat and carbon in a young coastal bog. In: Päivänen, J. (ed). *Wise Use of Peatlands, proceedings of the 12th International Peat Congress*. Vol 2. Poster Presentations. International Peat Society. Tampere, Finland. 50-55. 6-11 June 2004.
- Pitkänen, A., Turunen, J. & Tolonen, K.* 1999. The role of fire in the carbon dynamics of a mire, eastern Finland. *The Holocene* 9(4): 453-462.

- Ruuhijärvi, R. & Hosiaisloma, V. 1989.* Atlas of Finland (ed. Alalammi, P.). Folio 141-143. Biogeography, Nature conservation. 5th edition. Helsinki: National Board of Survey and Geographical Society of Finland. 32 p., 3 app. maps.
- Sten, C-G. 1998.* Tammelan suot ja turpeen käyttökelpoisuus. Osa 1. Geological Survey of Finland, Peat researches, Report of Peat Investigation 314. 46 pp.
- Stuiver, M. & Reimer, P. 1993.* Extended ^{14}C Data Base and Revised Calib 3.0 ^{14}C Age Calibration Program. Radiocarbon 35 (1), 215 - 230.
- Tolonen, K. 1973.* Soiden kasvunopeuden ja kasvatavan vaihteluista jääkauden jälkeisenä aikana. Summary: On the rate and pattern of peat formation during the postglacial time. Suo 24 (5), 83-88.
- Virtanen, K., Hänninen, P., Kallinen, R-L., Vartiainen, S., Herranen, T. & Jokisaari, R. 2003.* Suomen turvevarat 2000. Summary: The peat reserves of Finland in 2000. Geological Survey of Finland, Report of Investigation 156: 101 pp., 54 figs, 19 tables and 7 appendices.

REGIONAL VARIATION AND PROTECTION OF MIRES IN NORWAY

A. MOEN

Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Museum of Natural History and Archaeology,
asbjorn.moen@vm.ntnu.no

Mire terminology, emphasis on geographical concepts

During the work on the Norwegian national plan for mire nature reserves (started in 1969), classification systems founded on the Fennoscandinavian approach were used, based on works like Tuomikoski (1942), Sjörs (1948), DuRietz (1954), Ruuhijärvi (1960), Eurola (1962) and Malmer (1962). The main terms and subdivisions used in Norway are presented here, further description in Moen (1995b).

Basic concepts. The Norwegian term "myr" meaning **mire** is defined as an area with a high water table, and usually with peat-forming vegetation. Mire is thus a geographical concept that embraces both the vegetation and the substrate (i.e. the peat). In addition, the term mire is sometimes used to characterise the habitat. The term "torv", meaning **peat**, consists of the organic remnants accumulated in mire systems. **Peatland** (Norw. torvmark) is an area covered by peat of a certain depth, usually at least

30 cm in Norway. Some areas of mire (e.g. shallow sloping fens) are not defined as peatland; likewise the opposite, peatland drained for agriculture and used intensively as pastures, or areas where peat is being cut, qualify as peatland (until the peat depth becomes too thin), but are no longer mire ecosystems.

Mires can be subdivided into two main types: **ombrotrophic** mires (= **bogs**, Norw. nedbørmyr) that receive only atmospheric (= ombrogenous) water, and **minerotrophic** mires (= **fens**, Norw. jordvannmyr) that, in addition, receive water from the mineral soil. The Scandinavian tradition has been to use the suffixes “-trophic” (fed) for geographical and biological terms, and “-genous” (made) as geological and hydrological terms.

The water level in the subsoil (the water table) is defined as the highest level at which free (hydrostatic) water occurs, and all water below this level is termed **groundwater**. Soil saturation occurs wherever the water table is close to the soil surface.

Hydrological subdivision. Mires can be subdivided hydrologically into **ombrogenous** and **minerogenous** (= **geogenous**) mires. Minerogenous mires can be further subdivided into: **Topogenous** mires which are influenced by stagnant water; the water table is more or less horizontal. **Soligenous** mires are influenced by seepage water; the water table is not horizontal. **Limnogenous** mires receive periodical supplies of flood water from other sources; the temporary water table is horizontal, having an effect similar to that in topogenous mires. In general, the mineral subsoil beneath a soligenous mire is sloping, whereas it is flat beneath topogenous and limnogenous mires.

Springs carry minerogenous water to the surface; they are classified as either eustatic or astatic. The rate of water flow, the water temperature and the chemical composition of the water in a **eustatic spring** (Norw. stabil kilde) remain constant throughout the year, whereas these parameters vary in an **astatic spring** (Norw. ustabil kilde) (cf. Dahl 1957).

Geographical concepts of mire: feature, site, massif, system and region

The concept "mire complex" was originally used by Cajander (1913). Sjörs (1948) proposed and defined the chain of geographical concepts: **mire feature**, **mire site** and **mire complex**. At the macro level, Russian and Estonian researchers (see Yurkovskaya 1995) separated between **mire massifs** and **mire systems**. An equivalent chain of four levels

has been in common use in recent decades for the local geographical units, often with different names for the terms, for instance Ivanov (1981: microform, microtope, mesotop, macrotope), Lindsay et al. (1988: microform, microtope, unit, complex). The following terms have been used in Norwegian mire reports and publications after 1980 (e.g. Moen 1985): feature (Norw. myrstruktur), site (Norw. myrelement), synsite (Norw. myrelementsamling), complex (Norw. myrkompleks). Masing (1984) added a regional level; his five levels being named: microform, site (association complex), complex, system and region. The following standard concepts are here proposed: **mire feature**, **mire site**, **mire massif**, **mire system**, **mire region** (nanotop, microtope, mesotop, macrotope, super-tope).

Regional variation in Norway

The variation between different parts of Norway when it comes to landscapes, types of ecosystems, plant and animal life is striking and can mainly be explained by the large differences in abiotic conditions. The regional variation is a response to climate, and vegetation zones and vegetation sections are the two main types of regional variation that have been distinguished and mapped (Moen 1999).

The **vegetation zones** display variations from south to north and from lowland to upland, and are linked with the demands of the plants for warmth during the growing season. In the lowlands, it is the *nemoral* zone which predominates furthest south. If we stay at sea level and travel northwards, we meet the other zones one after the other, the *boreonemoral*, *southern boreal*, *middle boreal*, *northern boreal* and *southern arctic* (furthest north in Finnmark). In alpine areas, three zones are distinguished above the northern boreal zone, the *low*, *middle* and *high alpine zones*, thus giving a total of nine vegetation zones distinguished in Norway. In Svalbard, the *middle arctic* zone predominates in the central lowland areas, and the *high arctic* zone in the greater part of the islands.

The variation in the zonal vegetation in most parts of Norway is greatest where there are short distances from the lowlands to the mountains, such as in the counties of western Norway (e.g. Sogn & Fjordane). There, the boreonemoral and southern boreal zones are found at sea level, whereas all the zones from the boreonemoral to the high alpine are represented in the altitudinal direction.

The vegetation zones reach their highest altitude in southern Norway and decline towards the north. The upper boundary of the northern

boreal zone forms the climatic forest limit. This limit reaches its highest altitude in the Jotunheimen mountains and drops from there in all directions. Towards the north, it reaches sea level in Finnmark; north of this limit is the southern arctic zone.

The **vegetation sections** display the variation between coast and inland (or west-east) and five sections are recognised in Norway. These are the *highly oceanic* (O3; often subdivided into winter-mild and humid subsections), *markedly oceanic* (O2), *slightly oceanic* (O1), *indifferent* (OC) and *slightly continental* (C1) sections. These sections are tied to differences from oceanic to continental climates.

Sogn & Fjordane and Sør-Trøndelag are the only counties where all five vegetation sections are represented, although the slightly continental section is only just present. The other counties along the coast from Hordaland in the south to Troms have four sections. Most of the remaining counties have three vegetation sections represented.

Vegetation ecological regions are obtained by combining vegetation zones and sections. Altogether 36 such regions are defined in Norway; see Figure 1. If the three alpine zones and the southern arctic zone are combined into one zone, Norway has 26 ecological regions (Moen 1999). Sogn & Fjordane is the county with the largest regional variation, 22 of the 26 regions occurring there.

Mire regions. The mire regions should be defined on the basis of variations in hydromorphological mire types and the plant cover of the mires. The regions are a response to variations in the climate, combining the zonal and sectional variations described earlier. Mire zones and sections were mapped by Eurola & Vorren (1980) in north Norway; by Økland (1990) in southeast. Norway is separated into six main mire regions in Figure 2.

Mire types

The Norwegian plan for mire reserves has used a detailed classification system throughout Norway in which **mire types** (i.e. hydromorphologically characterised mire massifs) are defined (Moen & Singaas 1994). A revised system is presented in Table 1 that includes the subclassification of minerotrophic mires made by Succow & Joosten (2001). The hydromorphological mire types are based on the external shape of the mires and the hydrology. Five groups of mire types and 21 individual mire types have been distinguished (Table 1 and Fig. 3). Each of the types may be further subdivided into subtypes on the basis of differences in surface features, degree of slope, etc. Many of these mire types and subtypes (e.g. concentric raised bogs and palsa mires) are easily recog-

60 Mire regions

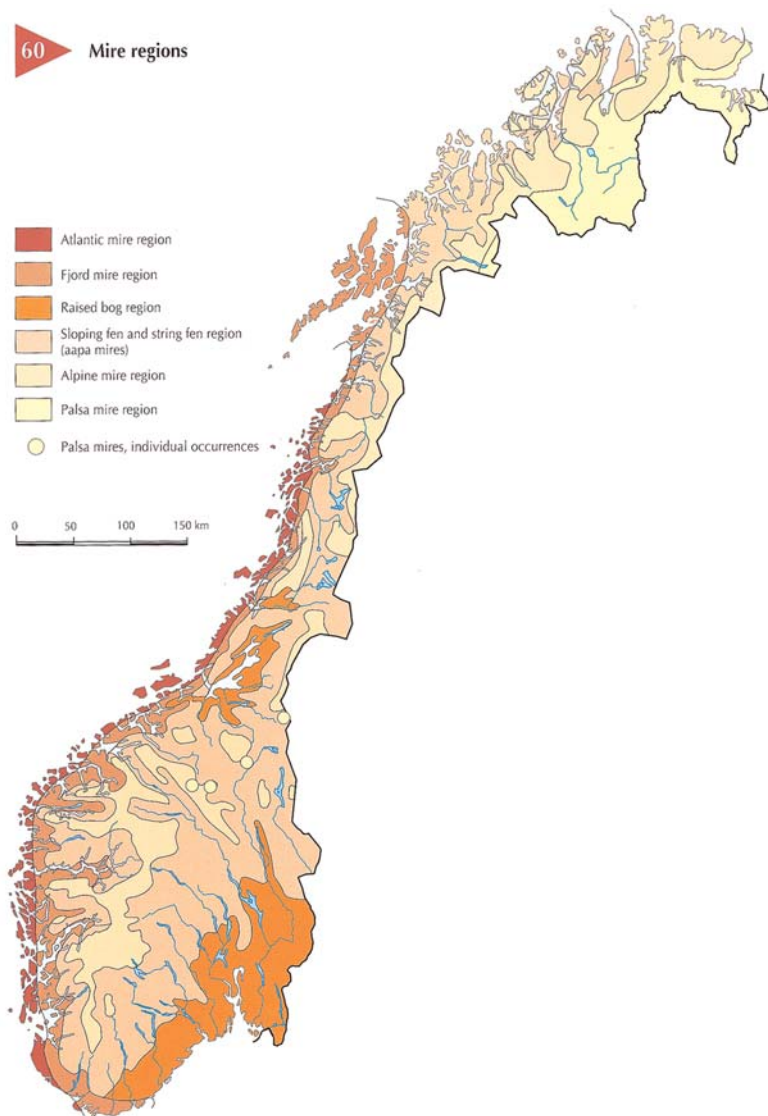


Figure 2. Mire regions in Norway based on the distribution of hydromorphological mire types, vegetation and flora on the mires (after Moen 1994).

nised and mapped by studying aerial photographs. A great diversity of hydromorphological mire types is found in Norway, embracing almost every known type of mire (Gore 1983).

Raised bogs (group A) are defined *sensu stricto*, i.e. the bog massifs are distinctly domed. The four first-mentioned types usually have a distinct marginal forest and a lagg. Concentrically raised bogs have circular features on their surface; they are rare in Norway, but are found in the lowlands (boreonemoral vegetation zone) of south-eastern Norway. Eccentrically raised bogs (the highest point close to one side, with regular, not circular features) and plateau raised bogs are mainly found in the lowlands (in the nemoral, boreonemoral and southern boreal zones), outside the most oceanic areas. Ridge raised bogs occur in oceanic areas in the southern and middle boreal zones. Atlantic raised bogs generally have several domes in a mire landscape where it is often difficult to determine boundaries between raised bogs, blanket bogs and other types of mire. Atlantic raised bogs lack the marginal forest and often a typical lagg, and occur in a typical form in the most oceanic sections of Norway. Transitional types to other types of raised bogs are common in the fjord districts.

Blanket bogs (group B: 1-2) are defined *sensu stricto*, i.e. they are bog massifs that have a distinct mound in their topography or an area sloping at a minimum angle of 3°. Blanket bogs are found in the most oceanic parts of Norway, in the boreonemoral, southern boreal and middle boreal vegetation zones. In the highly oceanic section, large areas of blanket bog was established after clearing, burning and livestock grazing from about 2700 years ago (Solem 1989); inland blanket bogs (in markedly oceanic section of upper boreal) are older (Solem 1991).

Plane bogs (group B: 3-4) are bogs that are not distinctly domed or blankets; they are often transitional to other types.

Mixed mires (group C) consist of a mixture of bogs and fens. String mixed mires (as well as D7 flark fens) are most common in continental parts of the middle and northern boreal areas; a map showing their distribution in south-east Norway can be found in Næss (1969). Palsas have ice lenses which remain frozen throughout the year; they only occur in continental areas where the mean

	O3t	O3h	O2	O1	OC	C1
HA						
MA						
LA/SA						
NB						
MB		x	x			
SB		X	X	X	X	X
BN	X	X	X	X	X	
N		X	X			
I Raised bogs						
	O3t	O3h	O2	O1	OC	C1
HA						
MA						
LA/SA						
NB			x			
MB		X	x			
SB		X				
BN	X	X				
N		X				
II Blanket bog						
	O3t	O3h	O2	O1	OC	C1
HA						
MA						
LA/SA					X	X
NB					X	X
MB						
SB						
BN						
N						
III Palsa mires						

Figure 1. Schematic representation of the 36 **vegetation ecological regions** occurring in Norway. Vertical units show the vegetation zones: N nemoral; BN boreonemoral; SB southern boreal; MB middle boreal; NB northern boreal; LA/SA low alpine/southern arctic; MA middle alpine; HA high alpine. Horizontal units show the vegetation sections: O3 Highly oceanic (t winter-mild subsection, h humid subsection); O2 markedly oceanic; O1 slightly oceanic; OC indifferent; C1 slightly continental.

X: common occurrence; x: rare

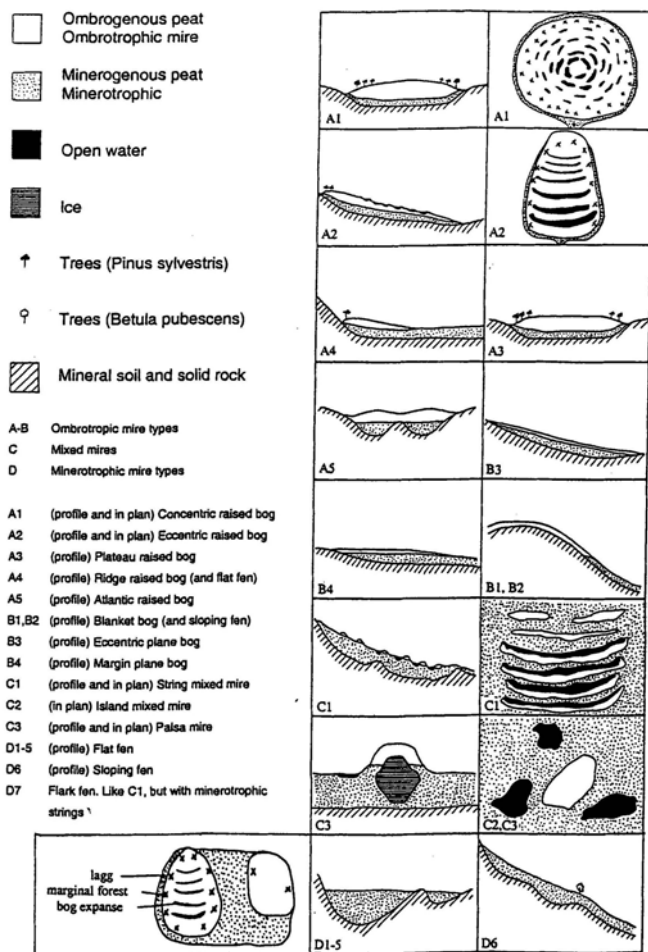


Figure 3. Schematic presentation of the main hydromorphological mire types. The vertical scale is strongly exaggerated. Bottom left-hand corner: an ombro-minerotrophic mire system consisting of three mire massifs. On the left an eccentric raised bog, on the right a plane bog, and in the middle a flat fen. The three types of mire sites present (lagg, marginal forest and bog

expanse) are annual temperature is below -1°C . Typical palsa mires (with 6-7 m high palsas) are restricted to the north-eastern part of northern Norway (Eurola & Vorren 1980), but a few small palsas also occur in some mountains in continental districts of central Norway (cf. the distribution map in Sollid & Sørbel (1998)).

Fens (group D) are minerotrophic mires and are found wherever mires occur. By using hydrological and peat-forming processes connected with them, Mikael Succow (e.g. in Succow & Joosten 2001) subclassified the minerotrophic mires into six "hydrologic-biogenetical" mire types (+ spring mires). D1-5 were often classified as "Flat fens". Sloping fens are common outside the most continental parts of Norway, covering large areas in the middle and northern boreal zones and the lower part of the low alpine zone. The most strongly sloping fens (inclination of more than 15°) occur in the most oceanic parts of Norway, in areas with much precipitation and a long-lasting snow cover. Moen (1990: 22) has a distribution map for central Norway.

Springs (group E) are included as a type of mire here.

Table 1. The various hydromorphologically defined mire (and spring) types found in Norway. Eccentric features are regular, but not circular. Mainly based on Moen (1985); fen types after Succow & Joosten (2001).

A. Raised bogs (convex, with more or less distinct dome)

1 Concentric raised bog	2 Eccentric raised bog	3 Plateau raised bog
4 Ridge raised bog	5 Atlantic raised bog	

B. Non-raised bogs (not distinctly domed, including blanket bogs and plane bogs)

1 Mound blanket bog	2 Sloping blanket bog	3 Eccentric plane bog
4 Other plane bog		

C. Mixed mires

1 String mixed mire	2 Islet mixed mire	3 Palsa mire

D. Fens (minerogenic mires)

1 Terrestrialisation fen (lake fen)	2 Swamp fen (flat fen)	3 Kettlehole fen (flat fen)
4 Transgression fen (flat fen)	5 Percolating fen $< 3^{\circ}$	6 Sloping fen (percolating fen $> 3^{\circ}$)
7 Flark fen (percolating fen with flarks and strings)		

E. Springs

1 Astatic spring	2 Eustatic spring

Vegetation units

The Scandinavian tradition, after e.g. Sjörs (1948), uses an ecologically based conception, distinguishing between ombrotrophic and minerotrophic vegetation as the main limit. Further the mire vegetation is differentiated in three local vegetational gradients (poor-rich, expanse-margin, hummock-mud bottom). In the Norwegian plan for mire nature reserves, we separate 25 mire and spring vegetation units based on these gradients; tables of species groups defining the different units, ecograms and further descriptions are given in e.g. Moen (1985, 1990) and Moen & Singsaas (1994).

Red list of mires

A report on threatened vegetation types in Norway was published in 2001 (Fremstad & Moen 2001) using the categories of threat employed by the IUCN. Descriptions and assessments were based on published and unpublished material, and 18 Norwegian botanists participated. Seventy-one types of vegetation and 68 subtypes of these were red-listed and described. The evaluation of Norwegian mires was made by four mire ecologists (cf. Moen et al. 2001). Satisfactory documentation and information on hydromorphological and vegetational types and subtypes are lacking in Norway, and the group could not make a detailed typification. The mires in Norway are extremely varied and more knowledge is urgently needed. Three groups of mire vegetation and three main types of hydromorphological mires are included in the Red List:

1. Wooded or scrub-covered intermediate and rich fens are classified as vulnerable (VU); subtypes in nemoral, boreonemoral and southern boreal vegetational zones are regarded as endangered (EN).

2. Open intermediate and rich fen in the nemoral, boreonemoral and southern boreal zones are regarded as VU; some subtypes are classified as EN and critically endangered (CR) (e.g. extremely rich fens).

3. Extremely rich fen in uplands (middle boreal - low alpine zones) are classified as low risk (LR); subtypes as EN.

4. Raised bogs are classified as EN.

5. Blanket bogs and other types of oceanic bogs are classified as EN.

6. Palsa mires are classified as EN; in south Norway as CR.

In addition, all springs of lowland type (mainly occurring in the nemoral, boreonemoral and southern boreal zones) are classified as EN. A number of types of freshwater vegetation are also included in the Red List.

Mire area and preservation

In the 1920s, the total area of mires in Norway was estimated to be 30 000 km² (nearly 10 % of the land surface), 21 000 km² of which were situated below

the forest limit. More than 6 500 km² of the original mire area in Norway have been drained, mainly for agricultural and forestry purposes.

Surveys in connection with the Norwegian national plan for mire nature reserves began in 1969 under the auspices of the Ministry of the Environment. More than 40 primary reports have been published (written in Norwegian, usually with an English summary) describing the 1000 localities investigated in the 19 counties of Norway. A description in English of the preservation plan and results for mire nature reserves in Norway, including methods, criteria for site selection and overall assessment, are given in Moen (1995b).

The two main criteria for mire preservation in Norway have been: a) conservation of representative mire ecosystems within the different vegetation regions of Norway, b) preservation of interesting, unusual or extreme mire ecosystems. The national plan for mire nature reserves has been completed for 18 of the 19 counties and comprises 278 localities (554 km²), i.e. less than 2 % of the mire area. In addition, mires are protected in wetland reserves (at present 323 localities), national parks, etc., covering altogether more than 5 % of the mire area in the country. However, most of these are upland/alpine mires, whereas lowland mires in the south and west are most threatened.

Restoration work (e.g. blocking of ditches) has been carried out in a few reserves. In the Sølendet Nature Reserve in the eastern part of central Norway, an area of 160 ha has been restored as a former hay-making fen; the area has been regularly mown for the last three decades. Sølendet is now an important reference site for knowledge about the effect of scything (Moen 1990). However, the great majority of mire reserves have no management plan and a large number of them require such a plan to protect their natural qualities, including rare and threatened species (e.g. many orchids).

References

- Cajander, A.K.* 1913. Studien über die Moore Finnlands. – Acta For. Fenn. 2: 1-208.
- Dahl, E.* 1957. Rondane. Mountain vegetation in South Norway and its relation to the environment. – Skr. Norske Vidensk. Akad. Mat.-Naturv. Kl. 1956-3: 1-374.
- Du Rietz, G.E.* 1954. Die Mineralbodenwasserzeigergrenze als Grundlage einer natürlichen Zweigliederung der nord- und mitteleuropäischen Moore. – Vegetatio 5-6: 571-585.
- Eurola, S.* 1962. Über die regionale Einteilung der Südfinnischen Moore. – Ann. Bot. Soc. Vanamo 33-2: 1-243.

- Eurola, S. & Vorren, K.D.* 1980. Mire zones and sections in North Fennoscandia. – *Aquilo Ser. Bot.* 17:39-56.
- Fremstad, E. & Moen, A.* 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. – Univ. Trondheim Vitensk.mus Rapp. Bot. Ser. 2001-4: 1-231.
- Gore, A.J.P. (ed.)* 1983. Mires: swamp, bog, fen, and moor. A & B. – *Ecosystems of the world.* 4A & 4B. Elsevier, Amsterdam. 440 pp. + 479 pp.
- Ivanov, K.E.* 1981. Water movement in mirelands. – Academic Press, London. 276 pp.
- Lindsay, R. A. et al.* 1988. The Flow Country. The peatlands of Caithness and Sutherland. – Nature Conservancy Council. Peterborough. 174 pp.
- Malmer, N.* 1962. Studies on mire vegetation in the Archaean area of south-western Götaland (South Sweden). I. Vegetation and habitat conditions on the Åkhult mire. – *Opera Bot.* 7-1: 1-322.
- Masing, V.* 1984. Estonian bogs: plant cover, succession and classification. – In Moore, P.D. (ed.) *European mires*, pp. 119-148. Academic Press. London..
- Moen, A.* 1985. Classification of mires for conservation purposes in Norway. – *Aquilo Ser. Bot.* 21: 95-100.
- Moen, A.* 1990. The plant cover of the boreal uplands of Central Norway. I. Vegetation ecology of Sølendet nature reserve; haymaking fens and birch woodlands. – *Gunneria* 63: 1-451, 1 map.
- Moen, A. (ed.)* 1995a. Regional variation and conservation of mire ecosystems. – *Gunneria* 70: 1-344.
- Moen, A.* 1995b. The Norwegian national plan for mire nature reserves: methods, criteria and results. – *Gunneria* 70: 159-176.
- Moen, A.* 1999. National Atlas of Norway: Vegetation. – Norwegian Mapping Authority, Hønefoss. 199 p.
- Moen, A. & Singsaas, S.* 1994. Excursion guide for the 6th IMCG field symposium in Norway 1994. – Univ. Trondheim Vitensk.mus Rapp. Bot. Ser. 1994-2: 1-159.
- Moen, A., Skogen, A., Vorren, K.-D. & Økland, R.H.* 2001. Myrvegetasjon (Mire vegetation). – In Fremstad, E. & Moen, A. (eds.) *Truete vegetasjonstyper i Norge (Threatened vegetation types in Norway)*, pp. 105-124. NTNU Vitensk.mus. Rapp. Bot Ser. 2001-4
- Næss, T.* 1969. Østlandets myrområder - utbredelse og morfologi. – In Myrers økologi og hydrologi, pp. 75-88, 3 plates. IHD. rapp. I. Oslo.
- Økland, R.H.* 1990. Regional variation in SE Fennoscandian mire vegetation. – *Nord. J. Bot.* 10: 285-310.
- Ruuhijärvi, R.* 1960. Über die regionale Einteilung der nordfinnischen Moore. – *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 31-1: 1-360.

- Sjörs, H.* 1948. Myrvegetation i Bergslagen. – *Acta Phytogeogr. Suec.* 21: 1-299.
- Solem, T.* 1989. Blanket bog formation on Haramsøy, Møre & Romsdal, Western Norway. – *Boreas* 18: 221-235.
- Solem, T.* 1991. Blanket mire formation on a drumlin in Nord-Trøndelag, Central Norway. – *The Holocene* 1-2: 121-127.
- Sollid, J.L. & Sørbel, L.* 1998. Palsa bogs as a climate indicator - Examples from Dovrefjell, Southern Norway. – *Ambio* 27-4: 287-291.
- Succow, M. & Joosten, H.* 2001. *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2nd ed. – Schweizerbartsche Verlagsbuchh., Stuttgart. 622 pp.
- Tuomikoski, R.* 1942. Untersuchungen über die Untervegetation der Bruchmoore in Ostfinnland. I. Zur Metodik der pflanzensoziologischen Systematik. – *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 17-1: 1-203.
- Yurkovskaya, T.* 1995. Mire system topology for use in vegetation mapping. – *Gunneria* 70: 73-82.

THE FINNISH MIRE SITE TYPE CLASSIFICATION SYSTEM

R. RUUHIJÄRVI¹ & T. LINDHOLM²

¹Department of Biology, University of Helsinki,
rauno.ruuhijarvi@kolumbus.fi

²Finnish Environment Institute, Helsinki, Finland
tapio.lindholm@ymparisto.fi

The development of Finnish mire classification.

The botanical mire science is in Finland more than a hundred years old. The mire site classification was developed in the beginning of 1900s by A. K. Cajander (1906, 1910, 1911a,b, 1913, 1916). That was developed together with forest site type system (Cajander 1909). At that time there was a need to know more about the ecology of mires for the utilization of them for in agriculture and for forestry. In this task a special terminology was needed and the rich and specific terms in dialects of Finnish language was noted to be good for this purpose. The lack of corresponding terms and thinking in other languages causes difficulties in describing the variety of Finnish mires in other languages.

Cajander had not a direct background in his work. However, his professor and teacher J. P. Norrlin had in his lectures and in publications (1870, 1871) described the four main groups of mire sites. Also the raised bog monograph by C. A. Weber (1902) was familiar to Cajander.

Cajander's personal concept of mires developed during his large expeditions in different parts of Finland, Russian Karelia, Archangel region and in Siberia. In his main work of mires "Studien über die Moore Finnlands" (1913) contents a description of 75 mire site types and in a later important work "Metsänhoidon perusteet I" (The elements of silviculture, part I) (1916) the number of mire site types is 87. Later, two main groups of mires, (i.e flooded swamps and spring mires) have been added (e.g. Eurola & al. 1994) in the system beside the original four main groups (i. e. pine mires (including bogs) – Raisermoor - rämeet, forest (=spruce) mires –Bruchmoor - korvet, fens. – Weissmoor - nevat and rich fens – Braunmoor - letot).

Mire site types have been defined to be vegetation types characterized by similar vegetation and ecological conditions. The system is flexible. For different purposes they can be defined by a more wide or by a more narrow way. The development of Finnish mire site type classification system can be seen in different mire site guides which have been published during the last 70 years for the purposes of different inventories of agriculture, peatland forestry and biodiversity (e.g. Lukkala & Kotilainen 1945, 1951, Kivinen 1948, Heikurainen & Huikari 1960, Eurola & Kaakinen 1978, Eurola & Holappa 1985, Eurola & al. 1994, Laine & Vasander 1990, 2005). Finnish mire site type system has also presented in international textbooks (Ruuhijärvi 1983 and Eurola & al. 1984.)

The Finnish mire site classification system has not been much studied from the point of theoretical vegetation science. The almost forgotten classic of that approach is the academic dissertation of Risto Tuomikoski (1942), in which he using forest mire (Bruchmoor) vegetation as an example studied the character of mire margin vegetation and its systematics. Tuomikoski's main arguments were multidimensional coordinates of forest mire vegetation and he emphasized the serial order of different plant species and species groups, which is studied by positive and negative correlations. For Tuomikoski classification is always based on an agreement and needed only for the terminology and communication. By this argumentation Tuomikoski was very modern and ahead of his time. Tuomikoski linked the Finnish Cajanderian school of mire and forest site classification by its theoretical base close to the Central- European school of vegetation science and not close to the Swedish Uppsala school, which was rather dominating in the beginning of the 1900's in Nordic countries. The mire study of Tuomikoski remained rather unknown, probably because it was published in German language in Finland during the Second World War. After the war the vegetation science developed

mostly in anglo- american world, where the German texts neither were understood nor read. Another probable reason was that the second part of his work with concrete data was never published.

The most comprehensive mire vegetation dataset have been published in the regional studies of Finnish mires by Ruuhijärvi (1960) and Eurola (1962). In Finland there are also large unpublished mire vegetation datasets, which has been collected by botanists as a part of studies of peatland agriculture and National survey of forests. The modern vegetation science of mires in Finland was started by Pakarinen (1976, 1978, 1979, 1982, 1985). At present the use of different ordination and clustering methods is usual and almost a standard (e.g. Heikkilä 1987). It is important to note that these approaches have not changed the basic character and classification of the mire site system. The idea of multidimensional continuum system has even become clearer in modern thinking (fig.).

The difficulty to create uniform international mire classification is not only because of the different scientific schools, but also the differences of mires in different areas and the different way to separate mires from other ecosystems like forests. Also the difficulty to translate the national concepts and terms is great. So the best common understanding of mire vegetation and classification is reached by the understanding the ecological continuums in mires.

Different gradients, as the basis of mire site type description

Ombrotrophy – minerotrophy. The division of mires to those fed only by rain and those with rain and waters from mineral soil became as main concepts of general mire ecology after the studies of Sjörs (1948) and Du Rietz (1954). In Finnish mire complex and site type these concepts were adopted by Ruuhijärvi (1960) and Eurola (1962). The boundary between ombrotrophy and minerotrophy is a gradient like all boundaries in mire vegetation and different plants react to that in a different way. Plants are the only reliable way to measure this bog – fen gradient. In the climate of Finland this measurement is rather easy and the progressive development of mires even makes that more clear. We would loose lot of regional information of mires, if we would abandon these concepts as Wheeler & Proctor (2000) have proposed. In all cases ombro- and minerotrophy cannot be separated by chemical characteristics is not acceptable (Sjörs & Gunnarson 2002, Tahvanainen 2005).

Finnish mire site types

	Ombrotrophic site types	Minerotrophic site types					
		Poor	Intermediate		Rich		
Moisture increases ↓		Pine heath mire	Spruce heath mire	Herb spruce heath mire	Herb-rich forest mire	Spruce mires and pine mires	
	Dwarf shrub	pine mire		Fern spruce mire			
	<i>Sphagnum fuscum</i> pine bog	Pine spruce mire	Bilberry spruce mire	Equisetum sylvaticum spruce mire			
		<i>Carex globularis</i> pine mire	Cloudberry spruce mire		Herb-rich spruce mire		
	Cottongrass	pine mire	<i>Carex globularis</i> spruce mire		Flooded hardwood mires		
		Spruce fen	Herb-rich spruce fen		Spruce rich fen	Mosaic site types	
	Hummock-hollow pine bog			Birch rich fen			
		Pine fen	Herb-rich pine fen	Pine rich fen			
		Small sedge bog	<i>Sphagnum papillosum</i> fen	Herb-rich <i>Sphagnum papillosum</i> fen	Sedge rich fen	<i>Warnstorffii</i> rich fen	Open bogs and fens
		Sedge fen	Herb-rich sedge fen		<i>Campylium</i> rich fen		
		Flooded fen	Flooded rich fen				
Hollow bog	Flark fen	Herb-rich flark fen	Flark rich fen	Spring rich fen			
		Base content increases →					

Oligotrophy – mesotrophy – eutrophy. This concept divides the fertility gradient of mires from poor to moderate fertile to rich. These terms have no connection on to those used in limnology, where they are connected to production. The best explainer of the gradient is pH, the strongest of the chemical parameters in mire water (Tahvanainen 2005). In rich mires also carbonate ions have a great role. Most of the oligotrophic vegetation can be found in the central parts of mires, and meso – eutrophy can be found mostly on the margins of the mires. The mire plants explain clearly along this gradient.

Mire margin gradient. Mire margin is a special gradient, which is indicated by the species of forests, shores and springs. The special conditions they need are a result of thin peat, flow of spring waters or abundance flooding waters. The diversity is at the highest along the mire margin gradient. The biggest species group is the group of joint species of forested thin peated mire habitats and mineral soil forests. It contains about 250 species, i.e. about 60 per cent of all mire species. Also a good growth of tree stand is typical of this gradient when compared with other mire gradients. In Finland this mire margin gradient characterized by the effect of mineral soil is called to korpisuus (in German: Bruchmoorigkeit) (Heikurainen 1953, Ruuhijärvi 1960).

The abundance of common species with forests indicated that mires and forests belong to the same boreal vegetation system. Thus their regionality can be jointly studied in boreal forests – mire biome.

Ground water effect creates springs in the mires and at the same gives a niche to meso – eutrophic spring vegetation and flora. Springs are also cool, and in winter frostless habitats, giving a niche for frost sensitive plant species. The surface water effect creates the flooded habitat vegetation (in German: Sumpfigkeit). It is strongest on the sides of streams and lakes, which are flooded regularly. Weakest the flood influence is in the central parts of aapamires, where flood comes from the melting water of mire and its surrounding. That has been also called as melt water influence (Eurola & al. 1994). In fell areas and arctic areas the water of mires is mostly snowmelt water. Flood and more commonly melt water is an important source of minerotrophy. It also keeps aapamires in minerotrophic state. The water from outside of mire is less acid preserves and it dilutes the effect of humus acids and so prevents the mires to develop to ombrotrophic (Tahvanainen & al. 2003).

Mire expanse influence. The central part of mire is living with the nutrients fed by rain and with the available nutrients of peat. The mire expanse influence is identified by the presence of real mire plants and by the lacking of

the species indicating mire margin influence. All ombrotrophic vegetation is mire expanse vegetation, and also the treeless open fens and thick peated minerotrophic pine mires.

Mire water table. The surface of mires consists of several microtopographical cases, from dry hummocks to vegetationless mud bottoms and water pools. The differences in different mire water table are most clear in the mire expanse vegetation of bogs. The gradual moisture gradient is commonly divided on the basis of plant species to hummocks, lawns, moss carpet hollows and flarks to mud bottom. Many mire site types has typical several levels of moisture. Site type is named after the prevailing level of moisture and it is also possible to have more precise naming using less prevailing moisture level.

Some other gradients of mires. Mires can be seen also complex systems of hydrotopography. On raised bogs these approaches has been a tradition already for a long time (e.g. Weber 1902, Osvald 1923, Aario 1932). In the case of aapamires this approach has less used and it has not been equally logical, although the division into ombrotrophic, mire margin and sloping fen part is easy to make using aerial photographs (Ruuhijärvi 1960, Havas 1961). Recently Laitinen & al (2005) have made an excellent analysis on the structure of a case aapamire complex about the peripheral and central parts in relation to hydrological flows of surface and soil waters. They showed that doing this it is easier to explain the location of mire site types and surface topography and also the effect of the ground soil.

The hydrology and vegetation is also a result of climate, especially oceanity – continentality gradient is important. Although mires can develop ombrotrophic everywhere in boreal and temperate vegetation zones, minerotrophic mires have, however, their specific areas, where they are dominant among mires (Cajander 1913, Katz 1948, Ruuhijärvi 1960, , Yurkovskaya 1975 and 1995, Boch & Masing 1983)

The spatial model of mire vegetation has also a fourth dimension; time. While peat deposits are getting thicker and the moisture and nutrient relations of sites change also. The application of the slow natural change to the model is difficult, but important in forecasting future e.g the effect of global warming. The drying of mires after drainage for forestry is fast and well documented. The succession series of drainage areas: (drainage stage, transitional stage and peat heath stage) can be identified in the beginning to each mire site type and later in different nutrient level and mire margin influence level. These drainage succession habitats have studied actively in peatland forestry (Paavilainen & Päivänen 1995). Drainage has resulted in a remarkable change in Finnish

mires, because more than half of the mire area has been drained. The drainage has destroyed over 90 percent of their area in the case of many forested mire site types habitats. The hydrological effect of drainage reaches often outside the drainage area, causing slow succession.

The main elements of the vegetation system of mires

The authors have studied and evaluated mires many ten years. During that period We have summarized with our field experience and with collected data our concepts of the character of mire vegetation and mire classification. They are as following.

1. Mire vegetation forms a model of a multidimensional spatial system. It is possible also to determine it as a coordinate system or network, where the axes form the ecological gradients, including hydrology, topography, geographic regions and time.

2. Mire plants, and ecological groups of plants and plant communities are located in this model in serial order as a continuum, without boundaries and probably also without dense locations or nodes.

3. Thus there is order in mire vegetation, but not organization, no hierarchical classes as it is systematics of plants and animals. Language needs an organization and names, to make it possible to understand each other.

4. Classes or mire site types are abstracts, averages and agreed. Multidimensionality makes the organization difficult, also different divisions are optional. Any of the divisions is necessarily not more correct than others. The question is how the spatial system and the time continuity has been divided to a specific need to use it.

5. It has been typical for the Finnish mire site classification system to use short site type names, but also to use with them names of plants, ecological adjectives and attributes contenting description. This makes it possible to describe gradual natural variation and the relationships between site types. Site type name is a short description and definition of the vegetation.

6. Mires (as well forests too) can be seen as a network of nature, a network which is like a general law of nature. . The same idea can be seen also inside living cells in network and interaction of proteins. Also the world wide web has similar way to function.

References:

Aario, L. 1932: Pflanzentopographische und paläogeographische Mooruntersuchungen in N-Satakunta. - Fennia 55(1): 1-189.

- Boch, M. & Masing, V.* 1983: Mire ecosystems in the U.S.S.R. – In: World ecosystems. Vol 4B. Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. Regional studies. – Amsterdam, Elsevier. pp. 95–152.
- Cajander, A. K.* 1906: Maamme soista ja niiden metsätaloudellisesta merkityksestä. I. Soittemme luonnonhistoria. [Mires and their importance in peatland forestry in Finland. I. Natural history of our mires.]– Suomen Metsänhoitoyhdistyksen Julkaisuja 23(3): 1–72.
- Cajander, A. K.* 1909: Über Waldtypen. – Fennia 28(2): 1–175.)
- Cajander, A. K.* 1910: Suot. [Mires] - Suomen Kartasto. 1910: 1-26. Helsinki
- Cajander, A. K.* 1911a: Metsähallituksen suonkuivaustöissä käytetyt suotyypit.[The mire site types system used in drainage activities in National Board of Forestry.] – Metsähallinnon vuosikertomus 1911: 1-10.
- Cajander, A. K.* 1911b: Vesiperäisten maiden kuivattaminen metsänkasvua varten. [The drainage of waterlogged soils for forestry.] – Statistique Forestiere 15: 88 – 98.
- Cajander, A. K.* 1913: Studien über die Moore Finnlands. – Acta Forestalia Fennica 2(3): 1-208.
- Cajander, A. K.* 1916: Metsänhoidon perusteet I. Kasvibiologian ja kasviteen perusteet. [The elements of silviculture, part I. The elements of plant biology and botany.]– WSOY. Porvoo. 735 s.
- Du Rietz* 1954: Die Mineralbodenwasserzeigergrenze als Grundlage einer natürlichcn Zweigliederung der nord- und mittel-europäischen Moore. – Vegetatio 5 – 6 : 571–585.
- Eurola, S. & Holappa, K.* 1985: The Finnish mire site system. – Aquilo Ser. Botanica. 21: 101 – 116.
- Eurola, S. & Kaakinen, E.* 1978: Suotyyppiopas. . [Mire site type guide] – WSOY, Porvoo. 87 s.
- Eurola, S.* 1962: Über die regionale Einteilung der südfinnischen Moore. – Annales. Botanici. Societatis. Zoologicae. Botanici. Fennicæ "Vanamo" 33(2): 1-243.
- Eurola, S., Hicks, S. & Kaakinen, E.* 1984: Key to Finnish mire types. – In: Moore, P. D. (ed.) European mires. pp. 11-117. Academic Press. London
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-Oja, K.* 1994: Suokasvillisuusopas. [Mire vegetation guide] – Oulanka Reports 13: 1-81.
- Havas, P.* 1961: Vegetation und Ökologie der ostfinnischen Hangmoore. – Annales. Botanici. Societatis. Zoologicae. Botanici. Fennicæ "Vanamo" 31(2): 1-177.
- Heikkilä, H.* 1987: The vegetation and ecology of mesotrophic and eutrophic fens in western Finland. Annales Botanici Fennici 24, 155-175.

Heikurainen, L. & Huikari, O. 1960: Käytännön suotyypit ja niiden ojituskelpoisuus. [Mire site types in drainage practice.] - 40 pp. Helsinki.

Heikurainen, L. 1953: Die kiefernbewachsenen eutrophen Moore Nordfinnlands. – *Annales. Botanici. Societatis. Zoologicae. Botanici. Fennicae* "Vanamo" 26(2): 1-189.

Кау, Н. Я. 1948: Типы болот СССР и Западной Европы и их географическое распространение. – 320 с. Москва.

Kivinen, E. 1948: Suotiede. - WSOY Helsinki – Porvoo. 219 pp.

Laine, J. & Vasander, H. 1990: Suotyypit. [Mire site type guide.] – 80 pp. Kirjayhtymä, Helsinki.

Laine, J. & Vasander, H. 2005: Suotyypit ja niiden tunnistaminen. [Mire site types and their identification.] – 110 pp. with multimedia CD, Metsä kirjat, Hämeenlinna.

Laitinen, J., Rehell, S. & Huttunen, A. 2005: Vegetation-related hydrotopographic and hydrologic classification for aapa mires (Hirvisuo, Finland). - *Annales Botanici Fennici* 42: 107–121.

Lukkala, O. J. & Kotilainen, M. J. 1945: Soiden ojituskelpoisuus. [Mires site types suitable for peatland forestry.] – the 4th ed. Keskusmetsäseura Tapio, Helsinki. 56 s.

Lukkala, O. J. & Kotilainen, M. J. 1951: Soiden ojituskelpoisuus. [Mires site types suitable for peatland forestry.] – the 5th ed. Keskusmetsäseura Tapio, Helsinki. 63 s.

Norrlin, J. P. 1870: Bidrag till sydöstra Tavastlands flora. - Notiser ur Sällskapet pro Fauna et Flora Fennica förhandlingar 11 (ny serie 8): 73 - 196.

Norrlin, J. P. 1871: Om Onega-Karelens vegetation och Finlands jemte Skandinaviens naturhistoriska gräns i öster. – Notiser ur Sällskapet pro fauna et flora Fennica förhandlingar 11: 1 – 132.

Osvald H. 1923: Die Vegetation des Hochmoores Komosse. – *Svenska Växtsociologiska. Sällskapet Handlingar* 1: 1 – 436.

Paavilainen, E. & Päivänen, J. 1995: Peatland forestry: Ecology and principles. – *Ecological Studies* 111. Springer, Berlin 248 pp.

Pakarinen, P. & Ruuhijärvi, R. 1978: Ordination of northern Finnish peatland vegetation with factor analysis and reciprocal analysis. – *Annales Botanici Fennici* 15: 147-157.

Pakarinen, P. 1976: Agglomerative clustering and factor analysis of south Finnish mire types. – *Annales Botanici Fennici* 13: 35-41.

Pakarinen, P. 1979: Ecological indicators and species groups of bryophytes in boreal peatlands. – In: Kivinen, E., Heikurainen, L. & Pakarinen, P. (ed.).

Proc. Int. Symp. on Classification of peat and peatlands, Hyvitiälä, Finland. September 17-21, 1979. IPS. Helsinki. pp. 121-134.

Pakarinen, P. 1982: Etelä-Suomen suo ja metsätyyppien numeerisesta luokittelusta. (Summary: Numerical classification of South Finnish mire and forest types.) – *Suo* 33: 97-103.

Pakarinen, P. 1985: Numerical approaches to the classification of North Finnish mire vegetation. – *Aquilo Ser. Botanica*. 21: 111-116.

Ruuhijärvi, R. 1960: Über die regionale Einteilung der Nordfinnischen Moore. *Annales. Botanici. Societatis. Zoologicae. Botanici. Fennicae* "Vanamo" 31(1): 1-360.

Ruuhijärvi, R. 1983: The Finnish mire types and their regional distribution. – In: Gore, A. J. P. (ed.) *Ecosystems of the world*. 4B Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. Regional studies: 47-67. Elsevier, Amsterdam.

Sjörs, H. & Gunnarson, U. 2002: Calcium and pH in north and central Swedish mire waters. – *Journal of Ecology* 90: 650 – 657.

Sjörs, H. 1948: Myrvegetation i Bergslagen. (Summary: Mire vegetation in Bergslagen, Sweden.) – *Acta Phytogeographica Suecica* - 21: 1-299. 22 tables, 117 maps, 32 plates

Tahvanainen, T. 2005: Diversity of water chemistry and vegetation of mires in the Kainuu region, middle boreal Finland. – University of Joensuu, PhD Dissertations in Biology 33: 1 – 26.

Tahvanainen, T., Sallantausta, T. & Heikkilä, R. 2003. Seasonal variation of water chemical gradients in three boreal fens. – *Annales. Botanici. Fennica*. 40: 345-355.

Tuomikoski, R. 1942: Untersuchungen über die Untervegetation der Bruchmoore in Ost Finnland. I. Zur Methodik der pflanzensoziologischen Systematik. – *Annales. Botanici. Societatis. Zoologicae. Botanici. Fennicae* "Vanamo" 17(1): 1-203.

Weber C. A. 1902: Über die Vegetation und Entstehung des Hochmoors von Augustmal im Memeldelta, mit vergehenden Ausblicken auf andere Hochmoore der Erde. – 252 pp. Berlin.

Wheeler, B. D. & Proctor, M. C. F. 2000: Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. – *Journal of Ecology* 88: 187-203.

Юрковская Т.К. 1975: География растительного покрова типов болотных массивов европейской части СССР - Ботанический журнал. 60 (9): 1251–1264.

Yurkovskaya, T. 1995: Mire system typology for use in vegetation mapping. – *Gunneria* 70: 73–82.

WATER SOURCE QUALITY ANALYSES AS A TOOL IN MIRE RESTORATION – IMPACTS OF RESTORATION ON WATER QUALITY

T. SALLANTAUUS

Pirkanmaa Regional Environment Centre, Nature Conservation Department
Tampere, Finland,
Tapani.Sallantaus@ymparisto.fi

INTRODUCTION

Finland has a comprehensive network of protected areas representing different biotopes. The establishment of this network has been greatly aided by different protection programmes. When peatlands are concerned, the most important are the Mire Conservation Programme from the years 1979 and 1981 and the Programme for the Development of National Parks and Nature Reserves, which came out first in 1978.

The accomplishment of the programmes has been gradual, when privately owned lands are concerned, and neither of these programmes is yet fully accomplished. Before the conservation the areas have been utilized mainly as forestry land. For these reasons, altogether about 40 000 ha of mires in the Finnish nature conservation network have been drained by landowners before final inclusion to nature reserves.

As a rule, these areas need active restoration measures to eventually regain their original biodiversity. In those peatlands in which the conservation is based on the Mire Conservation Programme, the drained areas are usually a smaller part of a mire complex, and the restoration is important from the hydrological point of view. The main goal is a hydrologically sound ecosystem. Therefore, hydrological understanding is essential in the repair of these protected but disturbed sites. In addition, water quality data of different water sources of a disturbed mire ecosystem are a valuable tool in planning actual restoration measures. Potential diversity hot spots can be identified, diversity of water chemistry can be preserved, potential problems e.g. due to excess nutrients in the potential inflows identified.

In the National Parks, also mires, which have been fully ditched and have turned into forests, are restored. Promoting landscape diversity is one of the aims. Also restoring naturally wooded nutrient rich peatland sites is considered important, since these are rare in pristine condition in southern Finland, and many threatened peatland and forest species require these wet habitats.

By the end of the year 2004, approximately 10000 ha of mires had already been restored in Finland. One of the pioneer large scale restoration projects was "Restoration of active raised bogs, aapa mires and bog woodland in Natura 2000 sites", by the Forest and Park Service, Western Finland. The project received funding from Life Nature, and was conducted in 1996-1999. Seitsemien National Park was one of the 17 target areas in the project, and the largest one. In this area, hydrological monitoring was also conducted, and the collection of data presented here was initiated during this project. Today, about all of the more than 1000 ha of drained mires in Seitsemien are already restored.

The mires of Seitsemien are mainly rather unfertile bogs or very poor fens, and the original tree stand consisted mainly stunted pines (Leivo & al. 1989). Therefore, also data from wooded swamps from very southern Finland are added, to get a wider scope. Main emphasis is given to the short term water quality impacts of restoration measures, since these may pose some problems within the mire ecosystem to e.g some sensitive mire species still persisting in spite of the disturbances. Water quality changes may also cause some unwanted changes in the recipient watercourses.

MATERIALS AND METHODS

Study areas. Seitsemien National Park is situated in western Finland, in the municipalities Kuru and Ikaalinen, Pirkanmaa, 61° 58' N, 23° 22' E. It was founded in 1982, and covers an area of 4200 hectares. The area is about 160 – 200 m above sea level, and belongs to the very southern part of the middle boreal zone in Finland (Kalela 1961). The annual precipitation is 666 mm on average (1961-1990, uncorrected, Finnish Meteorological Institute), mean annual temperature about 3 °C.

The bedrock is mainly coarse granite or granodiorite, and the soils are fairly acidic and poor in nutrients. The area is situated somewhat higher than most of the southern Finland and this is reflected in the slightly higher precipitation and cooler climate compared with areas of the same latitude. Since also the terrain is fairly flat, mires are abundant, covering about half of the total area of the park. Oligotrophic and ombrotrophic mire site types dominate (Leivo *et al.* 1989). Before drainage, these mires were fairly open compared with the mires of southern Finland on average, or growing usually only stunted pines. About 60 % of the mires had been drained before foundation of the park (Heikkilä & Lindholm 1994) – today, nearly all of these are already restored.

The hydrological monitoring was started in the spring 1997 and took place in 5 catchments. Two of these are small lakes, Lake Särkijärvi and Lake Pitkäjärvi, surrounded by mires which were to be restored during the project. Three catchments, Saukkolamminsuo, Tuulimäensuo and Käsikivenlamminsuo, are lake-less basins and had a high degree of mires needing restoration. The percentage of drained mires varied 28-46, and these have been restored during the monitoring; the main parts in 1997-1999, but in the case of Käsikivenlamminsuo, also in 2000 and in Pitkäjärvi, some parts were restored in the year 2003. The lakes are rather small, 8 and 9 ha, about 8 m deep, and with a catchment area about 200 ha. This means that average retention time is only about 0,3 years. The lake-less basins are about 50 ha in size, and in these areas the percentage of restored mires varies 36-44.

Most of the mires had been drained in the sixties and had clearly responded to drainage; however, they were still in the transitional stage towards real forest vegetation. All the areas had been fertilized in the past, too. The trees were mostly removed before filling of the ditches – the fillings took place mainly in the late autumn.

The watersheds of Seitsemien have also a reference basin, Pehkusuonoja, in Kuru, which is a forest drained basin and has been intact during the project. Therefore, variation of runoff water quality due to natural reasons can be detected from these results.

Nuuskio National Park is situated in southern Finland, in the municipalities Espoo, Kirkkonummi and Vihti, in the southern part of the southern boreal zone, and is an important recreational area for Helsinki. The park was founded in 1994. The studied mire area, Mustakorpi, about 80 m a.s.l., is in Vihti, and represents mainly rather fertile spruce swamps, originally mainly "herb-rich hardwood-spruce swamps" (see Ruuhijärvi & Lindholm, this volume), which have greatly changed due to forest drainage. Today, these support a spruce stand exceeding even 300 cubic meters per hectare, and the vegetation is similar to moist grass-herb forest. All the trees were left to the site in spite of the restoration. Only small patches of dead wood have been formed after damming of the ditches in the fall 2001. In addition, during the damming, the excavator also imitated wind throws, and created some extra dead wood to this site which was in active forestry until very recently. Monitoring was started in April 2001, 6 months before restoration. The watershed is about 50 ha, of which about 20 % consists of restored mires.

There is also one monitored lake in southern Finland receiving waters from similar restored spruce mires, 20 % of the catchment: Lake Vähä Ruuhijärvi in Evo, Lammi, 154 m a.s.l. The mires were restored in 2000, and

these are slightly less fertile than those in Nuuksio, originally mainly *Vaccinium myrtillus* spruce mires. The results from this site are also briefly described.

Monitoring. Measuring weirs were constructed into two of the brooklets both in Seitsemien and Nuuksio. During the 9 study years in Seitsemien and 5 years in Nuuksio, the lake-less brooklets were sampled for water quality about 11 times every year on average, the lakes 3 - 4 times per year. Runoff was recorded by the weirs at the time of sampling. A thorough list of water quality variables (about 20) was analyzed in the laboratory of Pirkanmaa Regional Environment Centre. Only the results of organic carbon in the waters are presented in detail over here, as well as some new results of total phosphorus and lake responses to restoration. Total phosphorus results already presented by Sallantausta (2004), are cited and discussed.

RESULTS

Before the restoration, the water quality in the monitored sites was characterized by high organic matter content, relatively low pH and fairly low nutrient concentrations. Organic carbon content in the waters was usually above 20 mg/l, in the brooklets occasionally above 40 mg/l, and pH varied 4,1–5,4. The highest pH values as well as alkalinities were observed in Nuuksio, Mustakorpi, as well as the lowest organic carbon concentrations. The mean phosphorus concentration was about 20 µg/l in all the areas. Suspended solids were very low, below 2 mg/l for 95 % of the time, even immediately after restoration with only a few slightly elevated exceptions, and therefore total organic carbon concentrations (TOC) represent mainly dissolved organic carbon, coloured humic substances.

The most notable change in the water quality, caused by restoration, was the increase in phosphorus concentrations. The restoration measures in the catchments increased the annual mean phosphorus concentrations at least five-fold in all the catchments. Mean annual flow weighted values between 113-142 µg/l were recorded in Seitsemien, nearly 100 µg/l in Nuuksio. The excess annual leaching, calculated per restored mire area, was even above 100 mg/m² and up to 300 mg/m² in excess as a sum of 5 years (Sallantausta 2004).

The highest leaching values were recorded after a time lag; a warm period is needed, before concentrations really start to rise and the peak leaching occurs during high flows of the following fall and spring. Thereafter, a more or less rapid recovery towards pre-restoration values takes place. In Mustakorpi, the phosphorus concentrations are still around 100 µg/l, nearly

4 years since restoration, because rewetting was not properly started in the dry years 2002-2003. A new increase in concentrations took place after a wet period in late summer 2004.

The increase in organic carbon concentrations is more moderate compared with phosphorus. However, the catchments of Seitsemien show an initial increase of about 50 – 100 %, and thereafter a slow recovery. However, a 20 - 30 % increase seems to persist even 5 – 6 years from restoration (Table 1), the only exception being Lake Särkijärvi, which has been near the pre-restoration values, about 20 mg/l, for most of the time. A short calibration period especially in case of Särkijärvi, and the wet years 1998 and 2004 complicate the interpretations.

In case of Nuukio, Mustakorpi, the increase in organic carbon concentration was more than three-fold, and this increase has persisted more than 3 years (also in 2002, based on colour and COD values; some missing values of TOC have been replaced by COD values multiplied by 0,7). In this area, the proportion of restored mires is the lowest, about half of that in Seitsemien. On the other hand, the mires are clearly minerogenic mires, and both the vegetation and the peat quality have greatly altered due to drainage.

Table 1.

Concentrations of total organic carbon (TOC, mg/l) in the studied catchments in 1997-2004. In 2002, TOC was not measured. Pre-restoration values are in italics.

Area	Year						
	1997	1998	1999	2000	2001	2003	2004
Seitsemien:							
Saukkol.suo	34	53	46	44	40	43	42
Tuulim.suo	33	34	66	51	41	43	43
Käsikivenl.suo		26	35	29	46	42	40
Reference:							
Pehkusuo	33	29	24	29	30	34	36
Nuukio:							
Mustakorpi						22	63
						77	

In all the 3 studied lakes, phosphorus concentrations rose at least by 100 µg/l . The phosphorus was mainly dissolved, reactive phosphate phosphorus, readily available for e.g. algae. In the studied lakes in Seitsemien, there was a clear shortage of nitrogen from the point of view of

algal growth and therefore, chlorophyll a concentrations remained low, below 10 µg/l, biological uptake of phosphorus was low, and the consecutive removal of phosphorus from the water phase in the form of sedimenting algae was unefficient. In Lake Vähä Ruuhijärvi, which has a much higher pH and more fertile soils surrounding it than in the lakes in Seitsemäniemi, the increase in total phosphorus resulted in high concentrations of chlorophyll a, up to 110 µg/l. Algal growth and resulting biological removal of P from epilimnion were efficient. As a result of decaying algae in the hypolimnion, together with the high TOC concentrations in the lake, above 40 mg/l, oxygen status of the lake was very poor in several occasions, even in the summertime after heavy rains. In the winter 2003 and in August 2004, the oxygen saturation was below 10 % even in 1 m depth and 0% in all the other measured depths in this 7,4 m deep, 10 ha lake.

DISCUSSION AND CONCLUSIONS

The vegetation of a mire is determined by abiotic, to a large extent by hydrological and hydrochemical factors. Well studied catchments give us perspective to understand these regularities (see e.g. Tahvanainen *et al.* 2002, Laine *et al.* 2004). Such model studies of undisturbed mires are useful also in the planning of restoration measures in different cases.

The results presented here complicate the situation, if mire areas to be restored are situated in a protected catchment with original nature values present in the areas below. The water quality is greatly modified when passing through a rewetted mire, at least in those cases, in which drainage has substantially altered the vegetation and peat properties. Especially aquatic life may be endangered, but the same processes may also affect vegetation.

In addition to phosphorus mobilization (Sallantausta 2004), the mobilization of organic carbon, mainly dissolved, coloured organic matter, is an important factor. In unfertile mires, the relative increase in organic carbon concentrations in watershed scale is relatively small, but in minerotrophic mires with a large tree stand and greatly altered peat, large amounts seem to be mobilized.

This can be understood in the light that the amount of water getting into contact with the peat, altered by drainage, is greatly increased by restoration especially in minerotrophic mires with a large watershed. In the drained state, waters from the watershed are cut away already by the first ditch, in a rewetted state these waters should pass through the mire, as in the natural state.

It has been speculated that in minerotrophic mires with a large watershed, ditching may lower the concentrations of DOC in runoff waters

(Sallantaus 1988); due to restoration, the reverse is obvious. But in addition, drainage has altered the peat quality, and also the anaerobic and aerobic decomposition of large amounts of fresh organic matter, drowned by rewetting, is initiated. As a result, the concentrations of organic carbon in the restored minerotrophic mires are substantially higher than in corresponding natural mires (cf. Tahvanainen *et al.* 2002, Laine *et al.* 2004). Organic matter has acidic characters and is affecting also pH values, which are very important in determining the vegetation.

Break down of organic matter, fine roots, aerobic decomposers etc., releases also phosphorus. The background mean annual leaching rate of phosphorus in Seitsemien, 7-8 kg/km², or 5 kg/km² in Nuuksio, is rather typical or slightly higher than what is common in totally undisturbed conditions (Mattsson *et al.* 2003). An increase in the leaching of nutrients due to restoration was expected. The removal of trees resembles the effects of clear cutting, and clear cutting in peatlands is known to increase especially phosphorus concentrations (Ahtiainen 1992). The wetting caused by blocking the ditches is crucial for all organisms having underground parts and requiring oxic conditions, including forest plants and micro-organisms. In addition to increased decomposition, phosphorus is mobilized due to reduced uptake. Anoxic conditions are known to mobilize phosphorus due to chemical reactions as well.

The increase in phosphorus leaching was, however, unexpectedly large. The mires in Seitsemien are poor in nutrients, and a significant part of the total phosphorus store must have been mobilized (cf. Westman & Laiho 2003). The increase of phosphorus leaching due to drainage is usually much less (Laine *et al.* 1995), but clear cuttings may mobilize similar amounts (Ahtiainen 1992). Fertilization of peatland forests has caused even much larger specific loads (Saura *et al.* 2000). Previous fertilizations may have exacerbated the leaching problems in the case of Seitsemien, but fertilization is not a prerequisite for the phenomenon. Similar amounts of P were mobilized from the spruce mire catchments with very different fertility, vegetation, and in which the tree stands were not harvested.

The hydrochemical phenomena behind the observed changes may also affect the establishment of new vegetation to the peatland itself e.g. by favouring nutrient demanding rapid colonizers, instead of the wanted mire specialists, which may still persist in the vegetation. Oxygen consumption by mobilized organic matter is an important question, and not properly studied yet. Some forms of aquatic life may be threatened in the protected area itself, or unwanted changes may occur in the recipient watercourses. Also some

plants may be sensitive to either increased acidity or poorer oxygen conditions, either directly or through symbiotic factors. Potential water quality impacts and the processes behind these impacts need therefore to be carefully considered in all mire restoration works. Fortunately, serious threats are rare and aquatic impacts can be minimized by avoiding large restoration areas in the same watershed at the same time.

References

- Heikkilä, H. & Lindholm, T.* 1994. Restoration plan for the drained mires in the Seitseminen national park. Finnish Forest and Park Service, Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Ser. B 13. 127 p. (in Finnish).
- Kalela, A.* 1961. Waldvegetationszonen Finnlands und ihre klimatischen Paralleltypen. Arch. Soc. "Vanamo" 16 (suppl.): 65-83.
- Laine, J., Komulainen, V.-M., Laiho, R., Minkkinen, K., Rasinmäki, A., Sallantaus, T., Sarkkola, S., Silvan, N., Tolonen, K., Tuittila, E.-S., Vasander, H. & Päivänen, J.* 2004. Lakkasuo – a guide to mire ecosystem. University of Helsinki, Department of Forest Ecology Publications 31. 123 p.
- Laine, J., Vasander, H. & Sallantaus, T.* 1995. Ecological effects of peatland drainage. Environmental Reviews Vol. 3. N:o 3-4 p. 286-303.
- Leivo, A., Liedepohja-Ruuhijärvi, M., & Tuominen, S.* 1989. The vegetation of the Seitseminen national park. Metsähallitus – Finnish Forest and Park Service, Series SU 4:96. 50 p. + app. 2. ed. (In Finnish).
- Mattsson, T., Finér, L., Kortelainen, P. & Sallantaus, T.* 2003. Brook water quality and background leaching from unmanaged forested catchments in Finland. Water, Air, and Soil Pollution 147: 275-297.
- Ruuhijärvi, R. & Lindholm, T.* 2005. The Finnish mire site type classification system. This volume.
- Sallantaus, T.* 1988. Water quality of peatlands and man's influence on it. In: Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions, Joensuu, Finland 6.-8. June 1988, vol. 2. Helsinki, the Academy of Finland. P. 80-98. The Publications of the Academy of Finland 1988 nro 5.
- Sallantaus, T.* 2004. Hydrological impacts set constraints on mire restoration. In: Päivänen, J. (Ed.). Wise use of peatlands. Proc. 12th Int. Peat Congr., Tampere, Finland Vol. 1 p. 68-73. Int. Peat Soc., Jyväskylä.
- Saura, M., Frisk, T., Sallantaus, T. & Bilaletdin, A.* 2000. The effects of forest fertilization on a small polyhumic lake. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 3029-3033.

Tahvanainen, T., Sallantausta, T., Heikkilä, R. & Tolonen, K. 2002. Spatial and seasonal variation in surface water chemistry in relation to vegetation in two fens, north-eastern Finland. Annales Botanici Fennici 39,3: 235-251

Westman, C.J. & Laiho, R. 2003. Nutrient dynamics of drained peatland forests. Biogeochemistry 63: 269-298.

RELIABLE POSTGLACIAL FIRE RECORD OF BOREAL FORESTS FROM PEAT STRATIGRAPHICAL DATA

K. TOLONEN & A. K. PITKÄNEN

University of Joensuu, Finland

kimmo.tolonen@dnainternet.net, aki.pitkanen@joensuu.fi

The long-term fire record of forests surrounding certain small mire basins is preserved as thin charcoal layers in the peat. The fires typically advance only a few metres on mire surface, or are blocked about the margin of the mineral soil. Since the peat deposits have expanded (both vertically and horizontally) in the course of millennia, the number and age of the charcoal layers varies along a transect between the margin and the centre of the basin. A reliable reconstruction of history of the forest fires is obtained, when the charcoal layers are clarified and dated in numerous profiles along the transect (the columns denote the location of suitable coring sites at this hypothethic site).

The principle of the method is simple (fig. 1.). Since fire intervals estimated by our method were in agreement with dendrochronological fire scar records extending about 500 years back, we believe that the new peat stratigraphical method provides valid results for the older peat strata in the same basins as well. Before intensive land use the natural average fire interval in middle boreal pine forests of Eastern Finland varied as follows: (i) during the whole abiegic time the average fire interval was between 170 and 240 years, (ii) around the (second) arrival of spruce about 100 years, (iii) during the Atlantic Chronozone fires recurred at an interval of 600 - 900 years, and (iv) during the Boreal Chronozone the average fire interval was some 200 - 300 years. During the Preboreal Chronozone fire interval was on average about 100 - 200 years (v). At one pine dominated esker forest in western Finland (southern boreal zone) the average natural fire interval varied as follows: (i) during the abiegic time (3300 B. C. - AD 1020) the average fire interval was 60 - 130 years (ii) but during the remarkable forest use (AD 1020 - AD 1845) only 35 - 45 years.

Certain spruce mires were true fire refugias during the Holocene, and spruce forests on mineral soil burned naturally with very long intervals, and many forest patches in fragmented landscapes with mires, lakes and streams did possibly not meet fire during the Postglacial. In Kuhmo (middle boreal zone) some of the studied mineral soil forests burned with following intervals: (i) thru the preabiegnic time period some 1000 years on average, (ii) before 7000 B.C. at some 300 - 400 years, (iii) during the abiegnic time prior to beginning of the swidden agriculture in the area, the average fire interval was about 320 - 520 years.

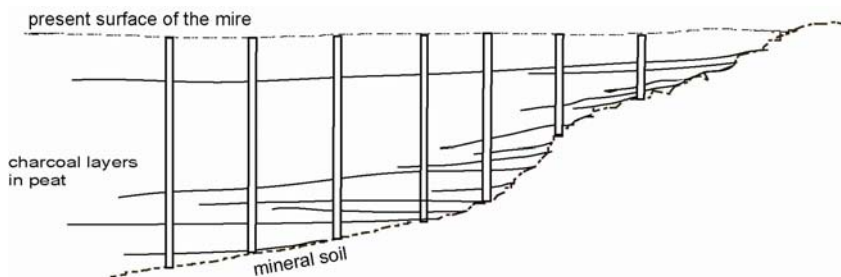


Figure 1. The scheme of fire layers inside a peat deposits.

The results obtained fit well with the knowledge about the density of lighting induced fires in boreal European forests. The fire regime was found to control the structure of the forests in terms of the dominance of the trees, for example. Our new results arouse serious concern about the present forestry practice in coniferous forests, and in spruce forests in particular, in which intensive forestry has strongly distorted the rotation time from that of the natural state.

According to historical sources the forest fires have been very common in boreal forests (eg. Vakurov 1955, Goldammer and Furyaev 1996) but their precise occurrence in time and space often remains unclear. Reliable and systematically collected fire data are available from the early 19th century onwards. The fire scar method of pine (and sometimes of other trees) is superior among the methods both in temporal resolution (in some cases, in addition to the fire year, even the season can be determined), and in the spatial accuracy (eg. Lehtonen 1998). Since wood material older than some 400 - 500 years is rather scarce (oldest material available being of about 750 years of age) the tree ring method covers only a short, and relatively recent period of the Holocene. The

results by this method show that forest fires recurred in dry pine forests in eastern Finland at an average interval of 30 to 40 years or even less, during the most intensive swidden agriculture about 1700 - 1850 AD. Outside the slash- and burn province, in Northern Norrland (Sweden) (Zackrisson 1977) and in Viena Karelia (Russia) (Lehtonen and Kolström 2000), the fire frequency was lower (average fire return interval between 50 and 100 years).

Quite a lot data has been accumulated from charcoal analysis of lake sediments (and occasionally from peat deposits) (e.g. Tolonen 1983), and some of the data cover the whole Holocene period and extend even longer. Although the charcoal particle data from lake sediments and peat can potentially provide an opportunity to detect, and date accurately even single fire events of the past, the exact location of fires remains usually open. Owing to taphonomic processes in lakes, interpretation of lake sediment charcoal particle data is often difficult, so reliable and unequivocal reconstructions of the fire history are in many cases not possible.

The recent improved peat stratigraphical method (Pitkänen et al. 2001) enables, we believe, a reliable, spatially precise and temporally sufficient record for the postglacial fire history of boreal forests to be achieved. The method is simple (fig. 1). We have used the method in one small mire basin nearby the northern shore of Lake Suomunjärvi in Patvinsuo National Park, eastern North-Karelia (fig. 2: site A). The mire represented a pine bog with tall dwarf shrubs (*Betula nana*, *Ledum*, *Vaccinium uliginosum* and *Chamaedaphne* etc.) The mire basin was surrounded by dry pine forests of *Empetrum* - *Vaccinium* (EVT) type in the Finnish forest type classification.

Dendrochronologically dated forest fire data from similar dry pine forest at the southern shore of the lake, about three km of the current site (FIG 2: site C) indicated eight fires between 1531 AD and 1832 AD corresponding to an average fire interval of about 50 years. Accordingly, we assume that the charcoal layers above the decline of spruce in the pollen diagram (the event indicating the beginning of slash-and-burn cultivation in the area) correspond fires between AD 1500 and AD 1900.



Fig. 2. Location of the studied mire basins (A and B) near Lake Suomunjärvi in Patvinsuo National Park. In the index map are given: the boundary line between the southern boreal and the middle boreal zones, Ulvinsalo = U, Patvinsuo = P and Orivesi = O.

Since the peat type indicated fairly constant mire hydrology through the whole peat strata at the mire margin, we believe that the peat has reliably registered the fire events during the whole postglacial period at the site studied. However, for several technical and taphonomical reasons, the peat stratigraphical fire record is always somewhat conservative. This issue is discussed in Pitkänen et al (2003). The obtained peat cores were dated by numerous conventional ^{14}C - datings, but the comparison with pollen analytical marker horizons with known average ages in the region led us to the conclusion that many of those radiocarbon ages were "erroneously too young". Therefore, our event chronology was primarily based on the pollen analytical marker levels. The dating may diverge a little from right radiocarbon ages but considering the long periods used for averaging the fire interval estimates, it is not so crucial to attain an exactly accurate dating . The charcoal stratigraphy of a peat basin near the southern shore of the lake (FIG 2: site B) was also studied (TABLE 1).

Table 1.

Charcoal layer stratigraphy, radiocarbon and pollen ages from coring points of sites near northern (A) and southern shore (B) of Lake Suomunjärvi.

distance from mineral soil, m	dept h, cm	radiocarbon age BP	pollen age, cal.BP	number of charcoal layers during four periods (cal.BP)				
				total	present- 450	450- 6300	6300- 9000	9000- 10000
site A								
0.5	30	-	?	4	1	3	-	-
1	50	-	?	13	3	10	-	-
1.5	53	3880±80	4320	12	0	12	-	-
2	67	4690±90	6300	21	1	19	1	-
3	85	6220±100	>9000	32	2	26-27	1-2	2
10	140	7910±110	10500	32	0	23	5	3
site B								
4	37	2520±80	2715	9	6-7	3-2	-	-
4.5	40	-	6300	21	4	16	1	-
5.3	57	5700±100	6480	35	6	28	1	-
7.7	62	6470±100	10500	29	1	20-21	3-4	2

One can briefly sum up the average fire interval estimates at the two sites and at two additional sites around Lake Suomunjärvi (Pitkänen et al. 2002, 2003) as follows:

1. during the "Betula- period" (9000 - 8000 cal yrs. B.C.) about 100 - 200 years
2. during the "Pine- period" (8000 - 7000 B.C.) some 200 - 300 years
3. during the Atlantic Chronozone (7000 - 4300 B.C.) some 600 - 900 years
4. around the (second) postglacial arrival of spruce (4500 - 4000 B.C.) about 100 years

5. during the abiegnic time, but before the swidden culture in the area (4500 - 4000 B.C. - AD 1500), 170 - 240 years

6. during the period of swidden agriculture (AD 1500 - AD 1900) about 50 years

It seems likely that within the general spread of spruce (*Picea abies*) the summers might have turned drier, and the frequent fires by one way or another way facilitated spruce invasion and its competitiveness in then prevailing closed mesic forests with plenty of deciduous trees. At one site in southern Tavastia, in southern boreal Finland, the forests of Atlantic period, prior to the invasion of spruce, had a clear dominance of lime (*Tilia cordata*) (M.Tolonen, 1978). It has been considered (Huntley 1988) that likewise the forest fires probably contributed to the spread of beech (*Fagus silvatica*) in Central Europe in the late Holocene.

Another location, where we done a similar study on the past forest fires is Orivesi, southern boreal Finland. At present pine forests of *Vaccinium* type (VT) surround the small mire basin in an esker landscape. The "basin based approach" revealed an average fire interval of 60 - 130 years during the abiegnic period (3300 B.C. - AD 1200), shortening into 35 - 45 years during the period 1200 AD - 1845 AD, or the time when traces of the human impact to the forests in the area appear in the pollen analyses and otherwise. Since AD 1845 there have been no fires on that esker.

The forest structure in the present pine dominated landscapes was controlled by the fire frequency. In eastern North Karelia, for example, the sandy soils presently covered by xeric pine forests may have been earlier mixed pine-spruce forests. This situation prevailed as long as the fire interval was long enough, say about 200 years or more, to the understory spruce stands to be developed. This promoted strong canopy fires that totally renewed the stands, and so started a classical succession cycle of the forest composition that in more fertile soils led to spruce dominance. Our data indicate that such wildfires spread often several kilometres over the wide wetlands of the present Patvinsuo National Park, and so indicate severe drought periods during their occurrences. When the fires during the time of swidden agriculture repeated at shorter average interval, about 50 years or less, they were milder surface fires that left most pines alive, but destroyed spruce. This change in the fire interval decisively controlled the forest structure in Finland as seen all over the country in the replacement of the strong predominance of spruce with that of pine, birch and/or even (grey) alder as indicated by pollen data and historical records.

Spruce forests have a different history of fire regime than have pine forests. We studied that question at Ulvinsalo strict nature reserve in Kuhmo, eastern Finland. The area belongs to middle boreal zone and is a mosaic of old spruce dominated forests on morainic soil (drumlins) and of long, narrow mire basins and of a few small lakes. We concentrated the corings to several very small mire basins (0.06-0.6 ha in area) situated in shallow depressions inside the forests, and carefully studied the *in situ* fire history of the mire basins, and local fire history of the surrounding forests. We based our study on visible charcoal layers in the peat profiles (eight sites) and in addition on microscopical examination of the occurrence of macroscopic charcoal fragments in small peat samples taken continuously throughout the stratigraphy (performed at two sites). Charcoal layer stratigraphy was analyzed from several replicate cores at each site.

The upland (mineral soil) forest of *Hylocomium* - *Vaccinium* type (HMT) spruce forests surrounding the basins had been burning with the average intervals as follows:

1. before 7000 B.C. 300 - 400 years
2. during the Atlantic Chronozone (about 7000 - 4000 B.C.) about 1000 years
3. during the abiegnic time (since about 4000 B.C.), 320 - 520 years

At one of study sites, absence of charcoal particles suggested a possible period of 2700 years during the abiegnic time without any local forest fire, and there were several periods of about 200 - 600 years without any fire in the forest surrounding the mire basin.

Two of our mire basins indicated no *in situ* fires during the whole Holocene era, although the other basins had on average burned over once during a period of about 500-1000 years. According to the fire scar studies in the same Ulvinsalo area (Haapanen and Siitonen 1978) the fire interval between the early 18th century and early 20th century was in average about 100 years. During that period slash-and-burn cultivation was practised in the area, and one can still find some remains of the past human activities there.

Most of the forest fires in wilderness are naturally ignited by lightning. The lightning-ignited forest fire density is estimated for time period 1985-1992 and 1996-2001 to be 0.01 - 0.1 ignition per year per 100 km² in the Middle Boreal vegetation zone of Finland, whilst the corresponding figures are 0.01 - 1.1 for the municipalities belonging to the southern boreal zone in Finland. Larjavaara et al. (2003) estimated the lightning ignition probability to be about 10 times higher in the southernmost parts of Finland than in northern parts.

For the period 1981-1991 those figures are estimated in the Russian Karelia to be at 0.04 ignition yr⁻¹ per 10 000 ha (Sannikov and Goldammer, 1996), and in Sweden, between 0.03 and 0.23 ignition yr⁻¹ 10 000 ha⁻¹ during period 1944 - 1975 (Granström 1993). One may apply these figures for the "forest isles" separated by wetlands and lakes in Ulvinsalo area. Assuming that each dry land patch burned separately, because the fires were blocked at the edges of the mires (and lakes), one can estimate that for example in a continuous area of dry soil of about 100 hectares, the above mentioned value for Russian Karelia would result in an average fire interval of more than 1000 years. But since most stretches of dry land in Ulvinsalo are only some ten hectares of size, they would have burned much less frequently, even if a higher lightning ignition density value (e.g. above Swedish estimate) is applied.

These results from Ulvinsalo can be generalized to similar middle boreal coniferous forests in mosaic like landscapes, that in fact are very common in many areas in Fennoscandia and northwestern Russia. It is possible that fire was much more frequent in other areas with less fragmented landscapes and with milder climate. Fires had been rare also in the natural spruce dominated landscape of the Paanajärvi wilderness (Russia), in northeastern Fennoscandia (Wallenius et al., 2005). Similarly, the old spruce forests of the Onega peninsula, Russia, studied by Wallenius (2002) indicate no traces of fires in 35 % of the study sites. In remote part of the Komi Republic, Russia, the old climax forests of the spruce dominated type studied by Syrjänen et al. (1994) are usually without any apparent sign of wildfires, as well. So, the often emphasized importance of fire as the main disturbance factor in natural forests can not be applied for all contemporary spruce dominated landscapes. Our new results arouse serious concern about the the present forestry practice in coniferous forests in which intensive forestry has strongly distorted the rotation time from that of the natural state.

References

- Goldammer, J.G. & Furyaev, V.V. 1996: Fire in ecosystems of boreal Eurasia. In, Goldammer, J.G., Furyaev, V.V. (eds), Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia. Kuwer Acad. Publ. Dordrecht, pp. 1 - 20.
- Granström, A., 1993: Spatial and temporal variation in lightning ignition in Sweden. J. Veg. Sci. 4, 737 - 744.
- Haapanen A., & Siitonen, P. 1978: Kulojen esiintyminen Ulvinsalon luonnonpuistossa. (Forest fires in Ulvislo strict nature reserve). Silva Fennica 12, 187 - 200.

- Huntley, B. 1988: Glacial and Holocene vegetation history of Europe. In, Huntley, B. & Webb III, T. (eds) *Vegetation History*, 341 - 303. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht.
- Larjavaara, M., Kuuluvainen, T., & Rita, H. 2005: Spatial distribution of lightning-ignited forest fires in Finland. *Forest Ecology and Management* 208, 177-188.
- Lehtonen, H. 1988: Fire history recorded on pine trunks and stumps: influence of land use and fires on forest structure in North Karelia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13, 462 - 468.
- Lehtonen, H. & Kolström, T. 2000. Forest fire history in Vienna Karelia, Russia. *Scand. J. For. Res.* 15, 585 - 590.
- Pitkänen, A., Tolonen, K. & Jungner, H. 2001: A basin-based approach to the long-term history of forest fires as determined from peat strata. *The Holocene* 11, 594 - 605.
- Pitkänen, A., Huttunen, P., Jungner, H. and Tolonen, K. 2002: A 10 000 year local fire history in a dry heath forest site in eastern Finland, reconstructed from charcoal layer records of a small mire. *Can. J. For. Res.* 32, 1875 - 1880.
- Pitkänen, A., Huttunen, P., Jungner, H., Meriläinen, J. & Tolonen, K. 2003: Holocene fire history of middle boreal pine forest sites in eastern Finland. *Ann. Bot. Fennici* 40, 15.
- Sannikov, S.N. & Goldammer, J.G. 1996: Fire ecology of pine forests of northern Eurasia. In, Goldammer, J.G. & Furyaev, V.V. (eds), *Fire in ecosystems of boreal Eurasia*. Kluwer, Dordrecht, pp. 151
- Syrjänen, K., Kalliola, R., Puolasmaa, A. & Mattson, J. 1994: Landscape structure and forest dynamics in subcontinental Russian European taiga. *Ann. Zool. Fennici* 31, 19 - 34.
- Tolonen, K. 1983: The post-glacial fire record. In, Wein, R.W. & MacLean, D.A. (eds), *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. Scope 18, 21 - 44. Wiley, New York.
- Tolonen, M. 1978: Palaeoecology of annually laminated sediments in Lake Ahvenainen, S. Finland. I. Pollen and charcoal analyses and their relation to human impact. *Ann. Bot. Fennici* 15, 177 - 208.
- Vakurov, A.D. 1975. Forest fires in the north. *Izdatjelsvo Nauka Laboratorija Lesovedenija Moscow* (In Russian). 98 pp.
- Wallenius, T. 2002: Fire age distribution and traces of past fires in a natural boreal landscape dominated by *Picea abies*. *Silva Fennica* 36(1), 201 - 211.
- Wallenius, T. H., Pitkänen, A., Kuuluvainen, T., Pennanen, J. & Karttunen, H. 2003: Fire history and forest age distribution of an undamaged *Picea abies* dominated landscape. *Can. J. For. Res.* 35, 1 - 13.
- Zackrisson, O. 1977: Influence of forest fires on the north Swedish boreal forest. *Oikos* 29, 22 - 32.

THE USE OF PEATLANDS IN FINLAND WITH A SPECIAL EMPHASIS ON RESTORATION

H. VASANDER

Department of Forest Ecology, University of Helsinki,
Harri.Vasander@helsinki.fi

Introduction

Finnish people have always had a strong connection with peatlands. The Finnish word for Finland, *Suomi*, is associated with the word *suo*, meaning peatland. A Swedish poet and researcher, Georg Stierhielm (1598-1672), was probably the first one to connect *Suomi* and *suo*. The inhabitants living on low-lying areas with a lot of mires would have given themselves or be given by their neighbours the name *Soo-ma* (land of mires, *suomaa* in Finnish). The inhabitants would have been called as *Soo-mehe* (men or people of the mires, *suomiehet* in Finnish).

Stierhielm also speculated about the origin of the word “Finland”. According to his first theory the word “fin” would originate from a Swedish word *fin* meaning beautiful. But according to his second theory it could originate from a Swedish word *fiende*, meaning an enemy, too. Maybe the best explanation would be that “Finland” could be connected to the English word “fen”, describing a special kind of treeless mire (Laaksonen 1995).

Nowadays prevails the theory of Koivulehto (1993) that the word *Suomi* is based on an old Baltic word meaning lowland. The same word could have given the origin also for the words *Häme* and *Saame*, meaning areas in southern Finland and Lapland. Probably also the Russian word *zemplja*, meaning land, could be traced to this old Baltic word. So Finnish people could be described as inhabitants of lowlands - with a dominance of mires. In the first century, the Greek historian, Tacitus, mentioned a northern tribe, the fenns, who hunted in the big northern swampy lowlands. The Finnish word *suo* is a very old one having tens of synonyms for different kind of mires in different dialects of the Finnish language.

The dominance of mires and their importance for local people in many ways could be explanation that our ancestors have been able to survive in these harsh northern conditions. In the past, wild reindeer and moose were pursued onto mires during late winter when the snow was hard enough to carry a hunter on his skis but not the heavy animals. In spring, mires were important for the hunting of migratory birds and bird eggs were collected to prevent starving (Korhonen & Vasander 1996).

In this review, I first describe shortly the use of mires in Finland. There is a clear trend that new ways to utilise peatlands are invented while the proportion of old ways of utilisation may remain with a changed intensity. Specifically, I then concentrate more on the restoration of peatlands drained for forestry. This last way of utilisation is quite recent in Finland and is done to promote biodiversity of plants, animals and mire sceneries. Also, restored buffer zones between forestry land and waterways could be used in peatland forestry to mitigate the harmful effects caused by liberated nutrients on the recipient ecosystems.

The use of peatlands for agriculture.

Agricultural use of peatlands started in the Stone-Age with the hay-making on sedge-dominated mires by lake and river shores. The earliest written accounts on agricultural use of peatlands are from the late 17th century. Then the vicar of Isokyrö (Ostrobothnia), Elias Brenner, described the successful peatland cultivation carried out by his father. The cultivation method started by ditching of the peatland, after that the dry surface was burnt, worked over, and fertilized for the sowing of rye. This cultivation method later spread from Ostrobothnia to other regions, including Savolax and Karelia (Lappalainen 1996).

The foundation of the Finnish Society of Peat Cultivation in 1894 was significant for the development of the use of peatlands. The Society published its first yearbook in 1897, and through its work many Finnish esteemed scientists became very influential in Finland, for example Mauno J. Kotilainen, Erkki Kivinen, and Yrjö Pessi (Lappalainen 1996).

It has been estimated that a total of 0.7 – 1.0 million hectares of peat soils have been cleared for agriculture in Finland. However, most of them were used for a relatively short period only, and a large proportion has become mull or mineral soils. At the peak, peat soils comprised one third of Finland's cultivated field area. The need for new fields was greatest when the population started to increase more than 100 years ago, and after the Second World War when new arable land was needed to compensate for the land lost during the war (Myllys 1996).

According to the latest inventory of the cultivated organic soils in Finland, the area of organic soils with the organic matter content more than 40% (i.e. peat) was 85 000 ha (3,8% of the arable land). The area of organic soils with the organic matter content of 20 – 39,9% and often with a mineral subsoil, was 214 000 ha (9,7% of the arable land). Altogether, the area of these soils was 300 000 ha which is 13.6% of the arable area in Finland (Myllys & Sinkkonen 2004). It is important to

know the areas of organic arable soils as the leaching of nutrients (especially N and P) to watercourses (Huhta & Jaakkola 1993) and greenhouse gas emissions (CO₂, N₂O) (Martikainen et al. 2002) are bigger than those from the mineral soils.

The use of peat for energy and horticulture.

Peat was first used for energy in Finland by the metal industry in 1876. World wars have been a stimulus for some small increase in the use of domestic fuels including peat. After the Second World War energy peat harvesting gradually increased in Finland till 1952. As international trade started again with an increase in the import of fossil fuels, the sales of domestic biofuels started to decrease. Decline in the demand for indigenous fuels was especially steep in the 1960s, when cheap oil flowed into the country. This development nearly led to a total termination of the energy peat production and use (Sopo & Aalto 1996).

The use of peat for energy increased after the oil crisis in 1970s. Already in 1974 the Second Peat Development Program was approved by the Finnish Government. The aim of this program was to expand the annual fuel peat supply to 20 million m³. The target was achieved for the first time in 1986. Depending on the summer weather the peat supply has varied between 5 – 30 million m³ in a year. The area used for harvesting is 50 000 – 60 000 ha in a year. Totally peat companies have 120 000 ha of peatlands at their disposal which would be enough to guarantee constant peat supply almost until the middle of this century. The share of peat has been approximately 6% of the annual energy consumption of Finland (Sopo & Aalto 1996).

The use of peat moss (*Sphagnum* peat) became prevalent in the 1960s and 1970s especially for growing tomatoes and cucumbers. Generalization of inactive substrates in the 1980s led, however, to a dramatic decrease in the use of moss peat but today there seems to be a comeback in the use of peat as growing medium. Growing bags and growing boards are the latest innovations in this field. All nutrients are given in the fertilizer solution instead of the previous NK fertilization since usually only lime is applied to the substrate instead of the previous basic fertilization. As a result of research and development in Finland it has been possible to develop products from peat that give the substrate a strong structure and enable long-term cultivation and abundant irrigation. At the same time, yields of cucumber, tomato, gerbera and rose have risen many-folded (Tahvonon 2004).

New trends in the use of peat.

Today peat is also used to produce textiles for clothing and footwear and the therapeutic use of peat and peat extracts has developed into an art (Korhonen 1996, Pirtola 1996). Peatlands also offer habitats for a diverse and specialised flora and fauna (Aapala et al. 1996) which means that more of them should be officially preserved. Especially spruce mires are underestimated in conservation areas. Also, 90% of mire conservation areas are situated in northern Finland (Aapala et al. 1996).

Peatland tourism is a growing new way of utilizing peatlands. There was even an EU Life-project working on this during 2002-2005 in Finland (Wiiskanta & Lipponen 2005). They proposed a lot of new activities besides old ones. For example, excursions based on mire myths, aesthetics of peatlands, bird watching trips etc. All these utilize pristine mires which urge their protection but also careful planning not to destroy or disturb the characteristics that the tourists have come to see. Until now we have several sport happenings in Finnish peatlands : swamp soccer, swamp volleyball, swamp hockey, swamp hiking.

Besides peatland berries (Salo 1996) there are also other commercially interesting plants on mires. For example, *Drosera rotundifolia* has growing markets in central Europe in medical industry. Each year two tons of fresh *Drosera* plants have been exported from Ostrobothnia region. There are also cultivation trials of *Drosera* conducted by the Agricultural Research Centre in Finland. The yield has been noted to be 50 times higher than on natural mires and the chemical contents of cultivated plants to be similar with the natural ones (Galambosi et al. 2000). Besides *Drosera*, also *Myrica gale* would have huge markets in central Europe.

Peatlands used for forestry.

The earliest peatland drainage operations in Finland took place during the famine years (1866-1868). Then the target was to provide work for the unemployed and to occupy new arable land. More systematic drainage aimed at increasing the growth of tree stands on peat soils or wet mineral soils started in state- and industry-owned land in 1908. The private sector started forest drainage activity in 1928 when the first Forest Improvement Law was introduced. Forest improvement legislation directing government subsidies and low-interest loans to private forest owners has had a decisive impact on the level and scope of forest drainage in Finland (Päivänen & Paavilainen 1996).

Forest drainage activity developed into a nation-wide campaign to increase forest growth in the 1970s. The area annually drained increased steadily up to 1969, when 295 000 ha was drained. The total forest drainage area ac-

According to the forestry statistics is about 6,0 million ha. The real area of drained peatlands is, however, smaller because forestry statistics include old drainage areas, which have had complementary ditching and thus have been counted twice. On the other hand, the area of forest drainage in national inventories is too small as some of the peatlands originally drained for forestry have been cleared for agriculture or peat harvesting and some of the drained sites with a shallow peat layer have been later classified as drained mineral soil (Päivänen & Paavilainen 1996). According to the latest inventory (Hökkä et al. 2002) the area drained for forestry in Finland is approximately 5.7 million ha of which 4.6 million ha are drained mires and 1.1 million ha are drained mineral soils which probably have been originally thin-peated.

Drainage and fertilization of mires and peatlands have considerably increased the total volume and annual increment of peatland forests. According to the National Forest Inventories (NFI) the total volume and increment of peatland forests have developed since the beginning of 1960s as follows:

	Standing volume mill. m ³	Total annual increment mill. m ³
NFI 3 (1951-53)	91	9.86
NFI 7 (1977-84)	291	14.86
NFI 8 (1986-94)	365	17.24

The increase would be even higher if the effect of ditching on tree growth before NFI3 (1951-53) is considered, as well as, the growth increase on those originally shallow-peated sites which have later been classified as mineral soils. It can therefore be estimated that the increase in the annual increment caused by forest amelioration on peatlands in the middle of 2000s exceeded 10 million m³. It should, however, be noticed that the increase in total stand volume and annual increment is not dependent only on the ameliorative effect of drainage and fertilization but also on the small amounts of cuttings (Päivänen & Paavilainen 1996). The problem in practical peatland forestry has been that the cuttings realized are far away from the plans and calculations made by forest authorities and researchers. In NFI 8 it was estimated that there would be need for cuttings on 2.35 million ha during the next ten year period. Similarly it was estimated that complementary ditching would be needed on an area

of 1.5 million ha which is higher figure than was presented in the Finnish National Forest Program (Hökkä et al. 2002).

Restoration of peatlands drained for forestry.

Needs and aims of restoration. Peatland restoration aims to revitalize a self-sustaining naturally functioning mire ecosystem which accumulates carbon and retains nutrients from through-flowing waters (e.g. Wheeler and Shaw 1995). The first step is to raise the water table and ideally stabilize water table level close to peat surface. In successful restoration, the recolonization of mire plant species follows rewetting, and finally, the carbon cycle typical of the mire ecosystem, including anoxic decomposition, begins once again (Pfadenhauer and Klötzli, 1996).

The aims of restoration of peatlands drained for forestry are diverse. As forestry is most profitable on nutrient-rich peatland sites (Paavilainen and Päivänen 1995), those sites have been selected for drainage first, and thus are now the rarest in pristine condition. Nutrient-rich mires have threatened species requiring habitats with flowing water having often also a special landscape value (Aapala et al. 1996, The principles.... 1999, Virkkala et al., 2000). One type of mires that has been used intensively for agriculture and forestry, is the spruce mires which can be found as narrow strips in the ecotone between forest and mire ecosystems. These ecotones are ecological hot-spots for biodiversity (Aapala et al. 1996) but may be easily destroyed by a single ditch and even have often been left out of the nature conservation areas. Drainage in these ecotones diverts waters from the seemingly natural mire area and affects its natural state. The need for restoration is very high in spruce mires in hemiboreal and southern boreal zones, where (data from Finland) less than 1% of them have been protected, and almost half of these protected spruce mires have been drained (Virkkala et al. 2000).

Other priority sites to be restored include areas with special landscape value where the natural mosaic of dense forests and open or sparsely treed mires should be returned. Also, the need to create buffer zones between terrestrial and water ecosystems to capture liberated nutrients from the forestry operation areas can be achieved by restoring small areas of peatlands drained for forestry (Sallantausta et al. 1998).

Restoring drained peatlands to promote landscape and species diversity. The planning for peatland restoration should be done on peatland ecosystem level. Attempts should be made to restore the hydrological aspects of the whole watershed including mineral soil and peat covered areas, although this is often difficult due to the local land ownership conditions (Aapala and Lindholm 1999).

In recently drained areas, it is likely that restoration reverts the area to its original habitat type. The longer the area has been drained, the more difficult it is to fully recreate the original state. In such cases, successful restoration leads to a “new natural state”, different from the original, but nevertheless recognizable as some other peatland habitat type (Heikkilä and Lindholm 1996, *The Principles....*, 1999).

The restoration of hydrology is achieved by damming or filling in the ditches (Vasander et al. 1992, Heikkilä and Lindholm 1995). Drainage has caused peat subsidence to be the most pronounced near the ditches (Minkkinen and Laine 1998). Thus, water may continue to flow along or stay in the dammed or filled-in ditches, instead of spreading across the mire. Therefore, appropriate water conditions for the initiation of restoration processes are difficult to reach, and the result is usually a mosaic of drier and wetter areas much unlike to the moisture conditions in pristine peatlands. Also the fluctuations of the water table are expected to increase due to the increased bulk density of the surface peat after drainage (Minkkinen and Laine 1998). Extending dams several meters to the sides of the ditches will spread the water flow more evenly across the mire (Seppä et al. 1993). Hand-made dams are expensive and very often do not hold water in peatland. That is why excavators are usually used in damming or filling-in the ditches (Sallantausta et al. 2003).

Tree stands which have developed since drainage can be removed partially or totally. In peatlands which originally had a dense tree cover, particularly spruce mires, the whole tree cover is usually left intact during restoration (*The Principles....*1999). This will increase the amount of windfalls and decaying wood on the site increasing the future fungi and insect biodiversity. On topographically flat areas large stands of dead trees may be formed. If the tree stand is manipulated, typical characteristics of pristine spruce mires, such as long continuity, trees of all sizes and ages, large amounts of dead wood and gap-phase dynamics (Kuuluvainen 1994, Hörnberg et al. 1998) should be taken into account. Restoring the hardwood component of the natural tree stand structure is usually not a problem since birches as pioneer tree species, readily recolonize restored habitats. The structure of pre-drainage tree stands may be clari-

fied with the aid of old air photos. On peatlands which were treeless before drainage the whole tree layer is usually cut and taken away. On ombrotrophic peatlands, also the slash might be taken away to diminish the amount of nutrients left on the site.

Vegetation recovery after restoration in peatlands drained for forestry is usually fast after rewetting as diaspores of mire plants are nearby (Jauhiainen et al. 2002). No seeding or planting is needed contrary to the situation on large cut-away peatlands (e.g. Sliva and Pfadenhauer 1999, Rochefort 2001). However, species compositions in pristine and restored sites may remain to be different for a long time (Soro et al. 1999).

Changes in water quality after restoration. Before large-scale forestry drainage, the discharged water from forested peatlands was naturally filtered through the existing peat deposit. The even topography, dense moss cover and the favourable physical, chemical and biological properties of surface peat (e.g. anoxia, porosity, cation exchange capacity, and microbial retention) facilitate versatile buffering functions in these systems. As a result of forest drainage, the major part of these buffering systems has been lost. Restoring drained peatlands, being potentially well suited to act as buffer zones between forestry land and a watercourse, is an important reason for rewetting outside nature reserves (Sallantausta et al. 1998). These restored buffer zones are important in reducing the nutrient loading (especially N and P) imposed on watercourses from the forestry operation areas (Hyvönen et al. 2000, Silvan et al. 2002, 2003a,b).

Restoration has also been noted to cause an immediate increase in phosphorus concentration in the outflow (Sallantausta 1999, Vasander et al. 1988, Vasander et al. 2003). Drained peatland forests have often been fertilized with phosphorus, and in the restoration site, felling slash has been left on the site. Although mires were restored in late fall or early winter, the increase in phosphorus concentration may take place late in the summer and in early fall, showing that biological processes are involved, directly or indirectly, to the phosphorus release. As water level is raised abruptly, phosphorus bound in roots and mycorrhizae may be released due to anoxic conditions (Sallantausta et al. 2003). Very high concentrations of phosphorus may occur especially during the low flow periods, up to more than 1000 µg/l. However, three years after restoration, average P concentrations in runoff dropped down to below 50 µg/l. The maximum annual phosphorus load due to restoration was on the order of one kg of phosphorus per restored hectare, based on the results of the catchments monitored in Seitsemien National Park, southern Finland

(Sallantaus 1999). Thus it seems that the increase in P concentration is only of short duration compared to the age of the buffer zone.

Also other changes in water quality take place after restoration. Leaching of dissolved organic carbon increases for some time after restoration, when increased amounts of water reach the decomposed surface peat of the drained area. The higher concentrations of organic acids increase the acidity of runoff waters as well, and the increased acidity may be the reason, why the establishment of so called brown mosses (*Amblystegiaceae*) is very poor after restoration of sites where they used to thrive in the natural state (Sallantaus 1999).

Silvan et al. (2002, 2003a,b) noticed that a restored peatland was very effective in retaining N and P. Approximately 15 % and 25% of experimentally added high loads of N and P, respectively, were retained by microbes while the retention by vegetation was 70% for N and 25% for P. Karsisto et al.(2003) noted that the concentrations of dissolved carbon and iron in the smallest molecular size fraction and iron also from high molecular compounds were lower after the water had passed this restored area. These promising results show that whenever possible each drainage area should include a restored buffer zone through which the outgoing waters from the drainage area and the surrounding upland forest catchment would be filtered.

Future needs in research and monitoring. The first experiences of restoration are quite promising. The forestry drained peatlands restored are, however, in their very early stages of post-restoration succession and many questions remain. Practical restoration projects should be closely linked with monitoring and research whenever possible (Heikkilä and Lindholm 1997, Principles.... 1999). Restoration of nutrient-rich peatlands might not be easy since changes in mire vegetation and peat properties are most pronounced after disturbance. Restored habitats will be colonized by their typical species most likely if restored fragments are close to existing sources of potential colonists (Campbell and Rochefort 2003). So sites where targeted plant and animal species still exist in the surroundings should be prioritized for restoration. Monitoring enables to correct future actions in order to better achieve the restoration goals (adaptive management, Walters and Holling 1990). Incorporation of research into management generates synergy benefits, for example, by enabling to set up experiments at scales that are relevant both ecologically and for management. This also helps to ensure the formation of a knowledge basis about the long-term effects of restoration, which in turn can be used in planning future restoration efforts (Kuuluvainen et al. 2002). Other questions concern-

ing the restoration of peatlands drained for forestry are linked with physico-chemical changes in the surface peat and changed hydrology after restoration. Also the metapopulation dynamics of specialized mire animals (e.g. butterflies) and rich fen vascular plants should be known better to ensure that restoration activities lead to successful results (Rassi et al. 2003).

References

- Aapala K., Lindholm T.* 1999. Suojelusoiden ekologinen rajaaminen. (Abstract: Ecological evaluation of the boundaries of protected mires). Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Series A 95.
- Aapala K., Heikkilä R. & Lindholm T.* 1996. Protecting the diversity of Finnish mires. In: Vasander H (ed), Peatlands in Finland. Finnish Peatland Society, Jyväskylä, pp:45-57.
- Campbell D., Rochefort L.* 2003. Germination and seedling growth of bog plants in relation to the recolonization of milled peatlands. *Plant Ecology* 169:71-84.
- Galambosi B., Galambosi Z. & Repcák M.* 2000. Growth, yield and secondary metabolite production of *Drosera* species cultivated in peat bed in Finland. *Suo* 51: 47-57.
- Heikkilä H., Lindholm T.* 1995. The basis of mire restoration in Finland. In: Wheeler B.D., Shaw S.C., Fojt W.J., Robertson R.A. (eds). Restoration of temperate wetlands, Wiley, Chichester, pp: 548-556.
- Heikkilä H., Lindholm T.* 1996. Metsäojitettujen soiden ennallistamisopas. 2nd edition. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Series B. 25.
- Heikkilä H., Lindholm T.* 1997. Soiden ennallistamistutkimus vuosina 1987-1996. (Abstract: The mire restoration study from 1987 to 1996). Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Series A 81.
- Hökkä H., Kaunisto S., Korhonen K.T., Päivänen J., Reinikainen A. & Tomppo E.* 2002. Suomen suometsät 1951-1994. [Peatland forests in Finland 1951-1994] *Metsätieteen aikakauskirja* 2B/2002: 201-357 (in Finnish).
- Hörnberg G., Ohlson M. & Zackrisson O.* 1997. Influence of bryophytes and microrelief conditions on *Picea abies* seed regeneration patterns in boreal old-growth swamp forests. *Canadian Journal of Forest Research* 27:1015-1023.
- Huhta H., Jaakkola A.* 1993. Viljelykasvin ja lannoituksen vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen turvemaasta Tohmajärven huuhtoutumiskentällä v. 1983-1987. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 20/93. 66 pp + 20 apps (in Finnish).
- Hyvönen R., Olsson B.A., Lundkvist H. & Staaf H.* 2000. Decomposition and nutrient release from *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* (L.) logging residues. *Forest Ecology and Management* 126: 97-112.

- Jauhiainen S., Laiho R. & Vasander H.* 2002. Ecohydrological and vegetational changes in a restored bog and fen. *Annales Botanici Fennici* 39:185-199.
- Karsisto M., Kitunen V. & Laine J.* 2003. Peatland as buffer zone in a constructed overland flow area. In: Järvet A, Lode E (eds), *Ecohydrological processes in northern wetland*, Tartu Univ Press, Tallinn Tartu, pp. 290-293.
- Koivulehto J.* 1993. Havaintoja: Suomi. [Notes: Finland.] *Virittäjä* 3 (in Finnish).
- Korhonen R.* 1996. Peat balneology. In: Vasander H (ed.) *Peatlands in Finland*, pp. 119-122. Finnish Peatland Society.
- Korhonen R., Vasander H.* 1996. Preface. In: Vasander H (ed.) *Peatlands in Finland*, p. 5. Finnish Peatland Society.
- Kuuluvainen T.* 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland, a review. *Annales Zoologici Fennici* 31:35-51.
- Kuuluvainen T., Aapala K., Ahlroth P., Kuusinen M., Lindholm T., Sallantausta T., Siitonen J. & Tukka H.* 2002. Principles of ecological restoration of boreal forested ecosystems: Finland as an example. *Silva Fennica* 36: 409-422.
- Laaksonen P.* 1995. Suokansan tarinoita. [Stories of mire people]. *Suo* 46: 99-107 (in Finnish).
- Lappalainen E.* 1996. Historical review of the utilization of peatlands in Finland. In: Vasander H (ed.) *Peatlands in Finland*, p. 60-63. Finnish Peatland Society.
- Martikainen P., Regina K., Syväsalu E., Laurila T., Lohila A., Aurela M., Silvola J., Kettunen R., Saarnio S., Koponen H., Jaakkola T., Pärnä A., Silvennoinen H., Lehtonen H., Peltola J., Sinkkonen M. & Esala M.* 2002. Agricultural soils as a sink and source of greenhouse gases: A research consortium. In: Käyhkö J & Talve L (eds.) *Understanding the global system – the Finnish perspective*. Finnish Global Change Research Programme FIGARE, pp. 55-68.
- Minkkinen K., Laine J.* 1998. Long-term effect of forest drainage on the peat carbon stores of pine mires in Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 28:1267-1275.
- Myllys M.* 1996. Agriculture on peatlands. In: Vasander H (ed.) *Peatlands in Finland*, pp. 64-71. Finnish Peatland Society.
- Myllys M. & Sinkkonen M.* 2004. Viljeltyjen turve- ja multamaiden pinta-ala ja alueellinen jakauma Suomessa. (Abstract: The area and distribution of cultivated organic soils in Finland). *Suo* 55: 53-60.
- Paavilainen E. & Päivänen J.* 1995. Peatland forestry. *Ecological Studies* 111. Springer, Berlin Heidelberg New York.

- Päivänen J. & Paavilainen E.* 1996. Forestry on peatlands. . In: Vasander H (ed.) Peatlands in Finland, pp. 72-83. Finnish Peatland Society.
- Pfadenhauer J., & Klötzli F.* 1996. Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: an overview. *Vegetatio* 126:101-115.
- Pirtola M.* 1996. Peat textiles. In: Vasander H (ed.) Peatlands in Finland, pp. 123-126. Finnish Peatland Society.
- Rassi P., Aapala K., Suikki A., Ahti E., Eerola L., Kouki J., Kurikka T., Kuuluvainen T., Kuusinen M., Lindholm T., Merisaari H. & Virolainen E.* 2003. Restoration in protected areas: report by the working group on restoration (in Finnish). *The Finnish Environment* 618:1-220.
- Rocheffort L.* 2001. Restauration écologique. In: Payette S, Rocheffort L (eds), *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, Les Presses Univ Laval, pp. 449-504.
- Sallantausta T.* 1999. Seitsemisen soiden hydrologinen seuranta [Hydrological monitoring in the mires of Seitsemisen National Park]. Subreport of the project: Restoration of active raised bogs, aapamires and bog woodland in Natura 2000-sites. Life -project B4-3200/96/542.
- Sallantausta T., Vasander H. & Laine J.* 1998. Metsätalouden vesistöhaittojen torjuminen ojitetuista soista muodostettujen puskurivyöhykkeiden avulla. (Summary: Prevention of detrimental impacts of forestry operations on water bodies using buffer zones created from drained peatlands). *Suo* 49:125-133.
- Sallantausta T., Kondelin H. & Heikkilä R.* 2003. Hydrological problems associated with mire restoration. In: Heikkilä R, Lindholm T (eds), *Biodiversity and conservation of boreal nature*, *The Finnish Environment* 485, pp. 256-261.
- Salo K.* 1996. Peatland berries – a valuable nourishing resource. . In: Vasander H (ed.) Peatlands in Finland, pp. 123-126. Finnish Peatland Society.
- Seppä H., Lindholm T. & Vasander H.* 1993. Rehabilitation of peatlands drained for forestry. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*. Series A 7 (In Finnish).
- Silvan N., Regina K., Kitunen V., Vasander H. & Laine J.* 2002. Gaseous nitrogen loss from a restored peatland buffer zone. *Soil Biology and Biochemistry* 34:721-728.
- Silvan N., Vasander H., Karsisto M. & Laine J.* 2003a. Microbial immobilisation of added nitrogen and phosphorus in constructed wetland buffer. *Applied Soil Ecology* 24:143-149.
- Silvan N., Vasander H. & Laine J.* 2003b. Vegetation is the main factor in nutrient retention in a constructed wetland buffer. *Plant Soil*.

- Sliva J. & Pfadenhauer J. 1999. Restoration of cut-over raised bogs in southern Germany - a comparison of methods. *Applied Vegetation Science* 2: 37-148.
- Sopo R., Aalto A. 1996. A quarter century of efficient peat development. In: Vasander H (ed.) *Peatlands in Finland*, pp. 84-87. Finnish Peatland Society.
- Soro A., Sundberg S. & Rydin H. 1999. Species diversity, niche metrics and species associations in harvested and undisturbed bogs. *Journal of Vegetation Science* 10:549-560.
- Tahvonen R. 2004. Development of cultivation on peat substrate and its role in modern greenhouse cultivation technique in Finland. In: Päävänen J (ed.) *Wise Use of Peatlands. Proceedings of the 12th International Peat Congress*, Tampere, Finland: 260.
- The Principles of Protected Area Management in Finland*. 1999. Guidelines on the Aims, Function and Management of State-owned Protected Areas. Nature Prot Publ Finnish Forest Park Service. Ser B 54 .
- Vasander H., Leivo A. & Tanninen T. 1992. Rehabilitation of a drained peatland area in the Seitsemien national park in southern Finland. In: Bragg OM, Hulme PD, Ingram HAP, Robertson RA (eds) *Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment.. Int Peat Soc/Dept Biol Sci, Univ Dundee*, pp. 381-387.
- Vasander H., Tuittila E-S., Komulainen V-M., Laine J. & Sallantausta T. 1998. Restoration of peatlands drained for forestry in Finland. In: Malterer T, Johnson K, Stewart J (eds) *Peatland Restoration and Reclamation - Techniques and Regulatory Considerations*, International Peat Society, Jyväskylä, Finland, pp. 88-93.
- Vasander H., Tuittila E-S., Lode E., Lundin L., Ilomets M., Sallantausta T., Heikkilä R., Pitkänen M-L. & Laine J. 2003. Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetland Ecology and Management* 11:51-53.
- Virkkala R., Korhonen K.T., Haapanen R. & Aapala K. 2000. Protected forests and mires in forest and mire vegetation zones in Finland based on the 8th National Forest Inventory. (In Finnish) *Suomen ympäristö* 395:1-49.
- Walters C.J. & Holling C.S. 1990. Large-scale management experiments and learning by doing. *Ecology* 71:2060-2068.
- Wheeler B.D. & Shaw S.C. 1995. Restoration of damaged peatlands with particular reference to lowland raised bogs affected by peat extraction. Dept Env, Univ Sheffield, London.
- Wiiskanta M. & Lipponen O. 2005. Suomatkailluopas. [Guide for peatland tourism.] Metsähallitus, Pohjanmaan-Kainuun luontopalvelut. 106 pp. (in Finnish).

ПУТЕВОДИТЕЛЬ ЭКСКУРСИИ ПО БОЛОТАМ К ЗАПАДУ ОТ пос. МАТРОСЫ

О. Л. КУЗНЕЦОВ¹, М. МЯКИЛЯ², А. В. КРАВЧЕНКО³, М. А. БОЙЧУК¹,
А. И. МАКСИМОВ¹

¹Институт биологии Карельского научного центра РАН,

²Геологическая служба Финляндии (Geological Survey of Finland),

³Институт леса Карельского научного центра РАН

К западу от поселка Матросы вдоль южного берега реки Шуя расположен участок водно-ледниковой равнины, включающей ряд озовых гряд с абсолютными высотами 150-170 м н.у.м. В пределах этой равнины имеется несколько болотных массивов различных типов. Наиболее интересная группа болот находится в кварталах 46, 47, 58 и 59 Матросского лесничества (61° 45 'с.ш., 33° 44' в.д.). Три болота пересекаются квартальной просекой, идущей с севера на юг, и легко доступны для посещения с 1008 км автодороги Мурманск - С.Петербург (рис.1,2). Эти болота находятся в границах полигона работ по международному проекту «Тайга – модельный лес» (Проект..., 2000), выполнявшегося университетами Йёнсуу и Петрозаводска и Карельским НЦ РАН в 1997-1999 годах. Были проведены исследования флоры, фауны, структуры и динамики лесов модельной территории, результаты которых частично опубликованы (Проект..., 2000).

Флора, растительность и стратиграфия болот, посещаемых во время экскурсии, исследованы лабораторией болотных экосистем Института биологии в 1999-2005 годах. Локальная флора этой территории по данным А.В. Кравченко (Проект..., 2000) включает 405 видов сосудистых растений. Ряд новых видов на этой территории выявлен в ходе наших исследований. Анализ всех данных показал, что на болотах здесь встречается 157 видов сосудистых растений (Приложение 1), что составляет 53 % флоры болот всей Карелии (Кузнецов, 2003). Это свидетельствует о высоком разнообразии флоры болот данной территории, в составе которой хорошо представлены виды болотных местообитаний различной трофности – от омбротрофных до евтрофных, в том числе 5 видов, внесенных в Красную книгу Карелии (1995). Довольно разнообразна и бриофлора этих болот, в ее составе выявлено 55 видов листостебельных мхов, характерных для мезотрофных и евтрофных болот Карелии (Кузнецов, Максимов, 2005). При этом здесь слабо представлены мхи омбротрофных местообитаний (Приложение 2). Возраст при донных слоях торфяных отложе-

ний этих болот определен радиоуглеродным методом совместно с Геологической службой Финляндии (М. Мякиля) в образцах, которые были отобраны сразу после данного симпозиума, эти данные сейчас включены в текст путеводителя.

В 200 метрах к югу от дороги находится крохотное **болото Сосновое** (рис.2, I) площадью около одного гектара, занятое сосняком багульниково-сфагновым (ассоциация *Pinus sylvestris* -*Ledum palustre*-*Sphagnum angustifolium*). Глубина торфяной залежи болота составляет 2,2 метра. Оно начало свое развитие в середине бореального периода (8680±50 л.н. (Poz-13469), калиброванный возраст (KB) – около 9600 лет)

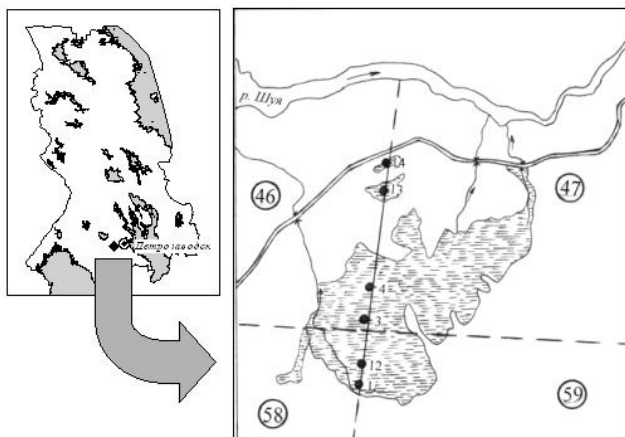


Рис. 1. Местоположение и картосхемы болот к западу от пос. Матросы

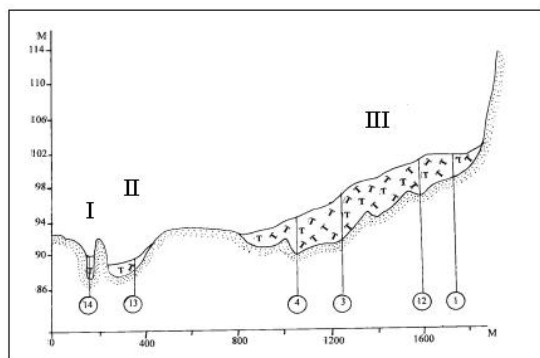


Рис.2. Схема залегания в рельефе болот Сосновое (I), Ключевое (II) и Учебное (III)

с мезотрофных осоково-гипновых сообществ, которые затем сменились омбротрофными сосново-пушицево-кустарничково-сфагновыми (рис.3).

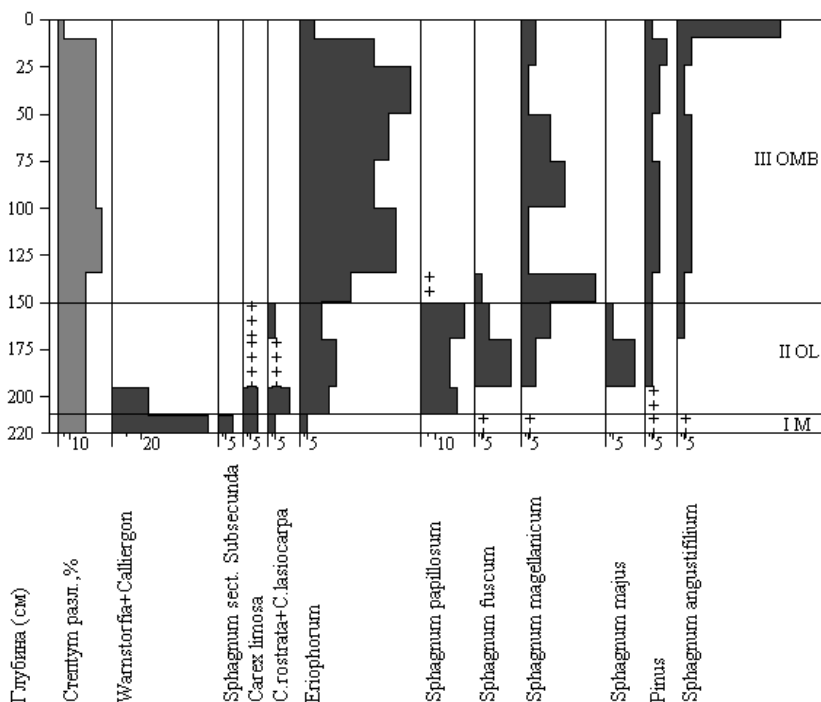


Рис.3. Диаграмма ботанического состава торфа и стадий развития (палеосообществ) болота Сосновое (скв. 14)

I-*Carex* spp. (*C. limosa*-*C. rostrata*-*C. lasiocarpa*) – *Warnstorfia* sp+*Calliergon* sp; II-*Eriophorum vaginatum*-*Sphagnum* spp. (*S. papillosum*+*S. fuscum*+*S. magellanicum*+*S. majus*); III-*Pinus sylvestris*-*Eriophorum vaginatum*-*Sphagnum magellanicum*+*S. angustifolium*

Узкая озовая гряда высотой 3-5 метров отделяет следующее болото - **Ключевое** (рис.2, II) от болота Сосновое. Болото Ключевое площадью около трех гектаров развивается в неглубокой депрессии и по южному краю обильно снабжается грунтовыми водами с высоким содержанием железа. Его растительный покров довольно пестрый и представляет мозаику из небольших участков мезотрофных и мезоевтрофных травяно-сфагновых сообществ, как открытых, так и с редким древостоем из сосны и березы. На болоте растут довольно редкие в Карелии *Carex omskiana*,

Pedicularis sceptrum- carolinum, а вокруг ключа на краю болота – *Poa remota*, *Stellaria crassifolia*. Стратиграфия залежи исследована в одной скважине (рис.4), которая показывает, что формирование болота началось с евтрофных древесно-осоково-хвощовых сообществ, сфагновая стадия здесь очень молодая.

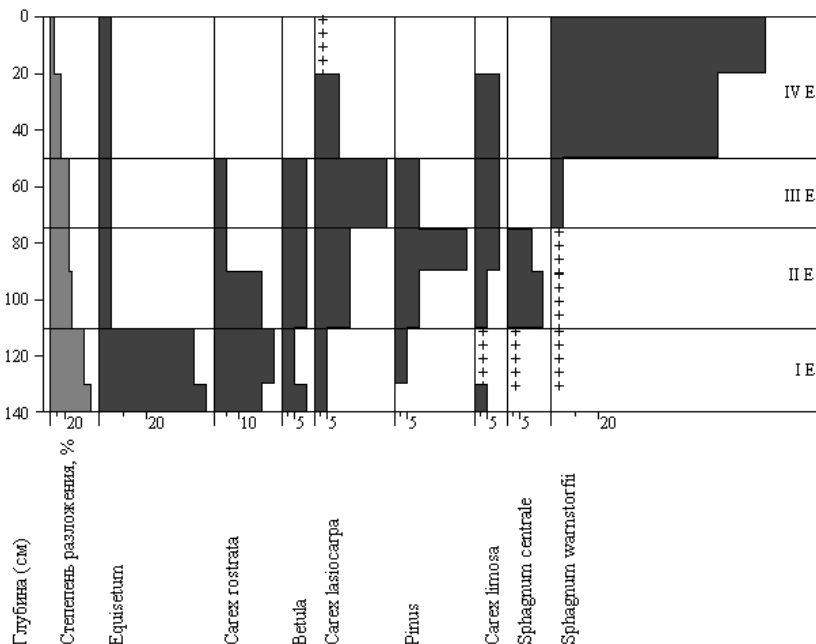


Рис. 4. Диаграмма ботанического состава торфа и стадий развития (палеосообществ) болота Ключевое (скв.13)

I – *Betula pubescens* – *Carex rostrata* + *Equisetum* sp.; II – *Betula pubescens*+*Pinus sylvestris*-*Carex rostrata*+*C.lasiocarpa*-*Sphagnum centrale*; III – *Betula pubescens* + *Pinus sylvestris*-*Carex lasiocarpa*+*C.limosa*; IV – *Carex lasiocarpa*+*C.limosa*-*Sphagnum warnstorffii*

Южный край болота Ключевое довольно резко переходит в заболоченные ельники с богатой флорой, в составе которой встречаются редкие и охраняемые виды – *Cypripedium calceolus*, *Epipogium aphyllum*. Этот участок имеет протяженность по просеке около 400 метров, затем начинается болото Учебное (рис. 2, III).

Болото Учебное площадью 140 га развивается в широкой котловине у подножия длинного и высокого оза. Оно обильно снабжается грунтовыми напорными и безнапорными водами с высоким содержанием окислов железа, поступающих из подножия оза. На болоте имеются многочисленные выходы ключей со специфической флорой и растительностью вокруг них. На окрайках болота формируется несколько ручьев, сток по которым поступает в реку Шуя. Болото имеет значительные уклоны поверхности с юга на север, перепад высот между краями болота составляет 10 метров (рис. 2, 5).

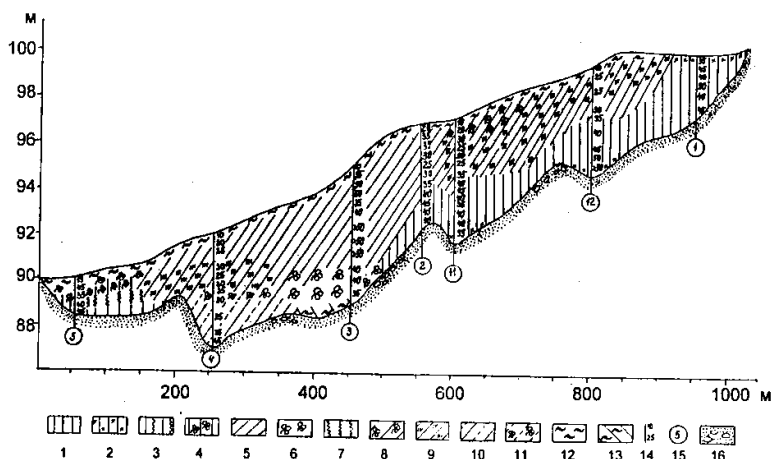


Рис. 5. Стратиграфический профиль болота Учебное
Условные знаки: низинные торфа (1-12): 1-древесный; 2-древесно-хвощовый; 3-древесно-тростниковый; 5-осоковый; 6-вахтовый; 7-тростниковый; 8-осоково-вахтовый; 9-осоково-шейхцериевый; 10-осоково-гипновый; 11-вахтово-гипновый; 12-сфагновый; 13-сфагновый переходный; 14-степень разложения; 15- № буровой скважины; 16 —песок

Грунтовые воды, поступающие на болото из песчаных флювиогляциальных отложений, мягкие и бедны кальцием, поэтому болото в целом находится на мезоевтрофной стадии развития. Некоторые участки, получающие меньше грунтовых вод, являются мезотрофными. В составе флоры болота имеется значительное количество видов, характерных для евтрофных и мезоевтрофных местообитаний:

Thelypteris palustris, *Stellaria crassifolia*, *S. palustris*, *Bistorta major*, *Rumex acetosa* subsp. *fontanopaludosa*, *Cardamine amara*, *Saxifraga hirculus*, *Parnassia palustris*, *Pedicularis sceptrum-carolinum*, *Crepis paludosa*, *Saussurea alpina*, *Epipactis palustris*, *Eriophorum latifolium*, *Carex appropinquata*, *C. diandra*, *Poa alpigena*, *Sphagnum warnstorffii*, *S. teres*, *Bryum pseudotriquetrum*, *Paludella squarrosa*, *Helodium blandowii*, *Campylium stellatum*, *Hamatocaulis vernicosus*, *Tomentypnum nitens*, некоторые из которых являются доминантами растительных сообществ. Однако во флоре болота нет очень кальцефильных видов, растущих на типичных евтрофных болотах с жестководным питанием.

По растительному покрову, согласно классификации Т. К. Юрковской (1980), это болото можно отнести к **классу сфагновых болот**, группа – европейско-западносибирские сфагновые переходные болота, **тип массива – березово-кустарничково-осоково-сфагновый (среднетаежный вариант)**, при этом оно имеет некоторые признаки и евтрофных лесных болот. Его растительный покров довольно разнообразен, что обусловлено мозаикой условий увлажнения, трофности и проточности различных участков. На нем представлена сложная мозаика древесно-травяных, древесно-травяно-моховых и травяно-моховых евтрофных и мезоевтрофных сообществ, имеющих небольшие площади. По профилю представлен основной спектр этих сообществ. По южному краю болота вдоль подножия оза (у скважины 1 на рис.5) развиты черноольшаники папоротниковые (*Alnus glutinosa*-*Dryopteris cartusiana*+*D. expansa*) и ельники с черной ольхой хвощовые (*Picea fennica*+ *Alnus glutinosa*-*Equisetum fluviatile* –*Plagiomnium ellipticum*) с густыми древостоями высотой до 18-20 метров. На остальной части болота в древесно-травяных (*Betula pubescens*-*Carex diandra*, *Betula pubescens*-*Carex rostrata*+*Bistorta major*) и древесно-травяно-моховых (*Betula pubescens*-*Carex lasiocarpa*-*Sphagnum warnstorffii*, *Betula pubescens*-*Salix rosmarinifolia*-*Carex rostrata*+*Bistorta major*- *Sphagnum warnstorffii* +*S. teres* и др.) сообществах древостои редкие (сомкнутость крон 0,1-0,3) и низкие (3-6 метров), в них преобладает *Betula pubescens*. Постоянно встречается *Picea fennica* с поникающими верхушками, что характерно для ключевых болот. В осоково-сфагновых и осоково-травяно-сфагновых сообществах (*Carex diandra*+*Menyanthes trifoliata*, *Carex lasiocarpa*-*Sphagnum warnstorffii*, *Carex lasiocarpa*-*Sphagnum teres*, *Carex diandra*+ *Bistorta major*+*Poa alpigena*- *Sphagnum warnstorffii* и др.) доминантами и содоминантами

являются *Carex lasiocarpa*, *C. diandra*, *C. appropinquata*, *Bistorta major*, *Menyanthes trifoliata*, *Poa alpigena*, местами обильна *Salix rosmarinifolia*. В моховом ярусе доминируют *Sphagnum warnstorffii* и *S. teres*, встречаются *Aulacomnium palustre*, *Paludella squarrosa*, *Helodium blandowii*.

Стратиграфия болота (рис.5-9) свидетельствует, что оно имеет суходольный генезис. Торфонакопление в центральных частях болота началось в конце пребореального периода (рис.5, скв.3 – 9360±50 л.н. (Poz-13466), скв.4 – 9370±50 л.н. (Poz-13468), КВ около 10600 лет), а на северном краю болота у подножия оза – в конце бореального периода (рис.5, скв.1 – 8130±50 л.н. (Poz-13390), КВ около 9100 лет). В это же время начало формироваться болото Самбальское (9260 л.н.), расположенное в 30 км на восток (Елина и др., Начальные стадии его формирования в различных частях представлены как евтрофными древесными (рис.5, скв.2,11,12,1; рис.8,9), так и травяно-моховыми (рис.5, скв.4,3; рис.6,7) сообществами. В ходе развития болота в его различных частях неоднократно менялись условия увлажнения, проточности и минерального питания, что нашло отражение в стратиграфии торфяной залежи. Основные стадии развития в различных частях болота (палеосообщества), реконструированные по ботаническому составу торфа, представлены на рисунках 6-9. Они свидетельствуют о довольно значительных сукцессиях растительного покрова болота в течение голоцена. В разных скважинах выделяется от 4 до 7 палеосообществ. Дальнейшие исследования с радиоуглеродным датированием возраста некоторых слоев торфа и спорово-пыльцевым анализом позволят детально реконструировать динамику этого болота в голоцене.

Высокое разнообразие растительного покрова, интересная стратиграфия торфяных залежей описанных болот дает основание рекомендовать их для охраны в ранге памятника природы или болотного заказника.

Литература

- Елина Г.А., Лукашов А.Д., Юрковская Т.К. Позднеледниковье и голоцен восточной Фенноскандии (палеорастительность и палеогеография). Петрозаводск, 2000. 241 с.
- Кузнецов О.Л. Растительность болот // Разнообразие биоты Карелии: условия формирования, сообщества, виды. Петрозаводск, 2003. С.68-76.

Кузнецов О.Л., Максимов А.И. Парциальные бриофлоры болот Карелии // Труды КарНЦ РАН, вып.8. Петрозаводск, 2005. С.138-145.

Проект «Тайга – модельный лес». Заключительный отчет // Университет Йоеенсуу. Известия N 115. 2000. 162 с. (Tiedanontoja 115).

Юрковская Т.К. Болота // Растительность европейской части СССР. Л., 1980. С. 300-345

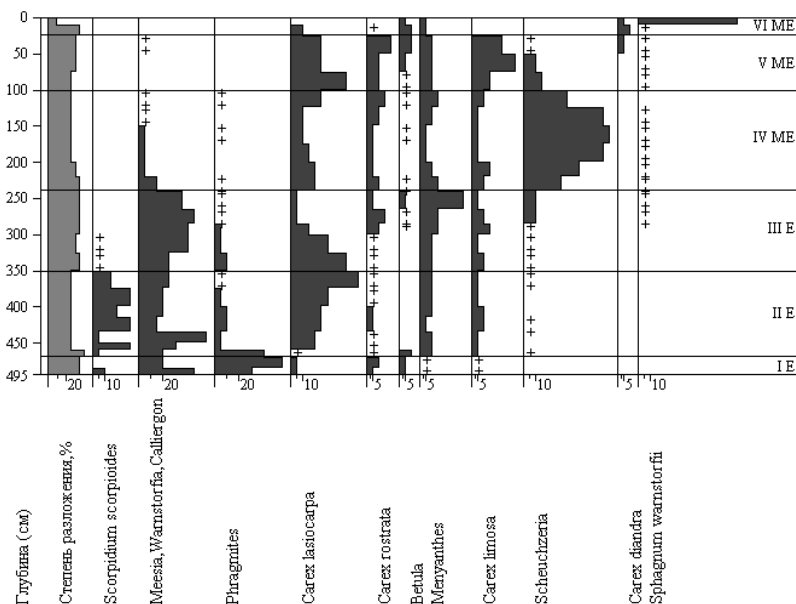


Рис. 6. Диаграмма ботанического состава торфа и стадий развития (палеосообществ) болота Учебное (скв.4)

I-*Phragmites australis*-Bryales (*Warnstorfia* sp.+*Calliergon* sp.); II-*Carex lasiocarpa*-Bryales (*Scirpidium scorpioides*+*Calliergon* sp.+*Warnstorfia* sp.); III-*Betula pubescens*-*Carex lasiocarpa* –*Menyanthes trifoliata*-Bryales (*Warnstorfia* sp.+*Messia*); IV-*Carex lasiocarpa*+*Carex limosa*+*Scheuchzeria palustris*; V-*Carex lasiocarpa*+*C.diandra*+*Menyanthes trifolita*; VI-*Carex diandra*-*Sphagnum warnstorffii*.

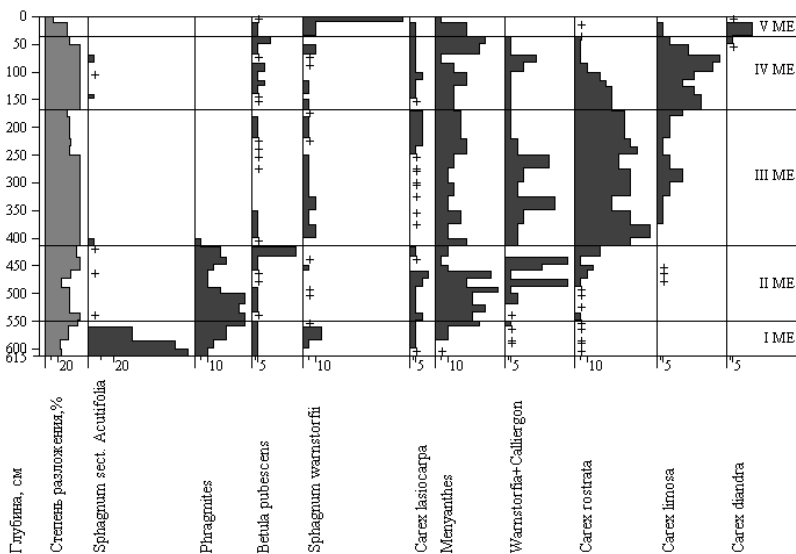


Рис.7. Диаграмма ботанического состава торфа и стадий развития (палеосообществ) болота Учебное (скв.3)

I –*Phragmites australis*-*Sphagnum* sect. *Acutifolia* (*S.russowii*+*S.fuscum*+*S.warnstorffii*); II-*Phragmites australis*-*Menyanthes trifoliata*-*Warnstorffia* sp.+*Calliergon* sp.; III-*Carex rostrata*-*Menyanthes trifoliata*-*Warnstorffia* sp.+*Calliergon* sp.; IV- *Carex rostrata*-*C.limosa*-*Menyanthes trifoliata*-*Sphagnum warnstorffii*

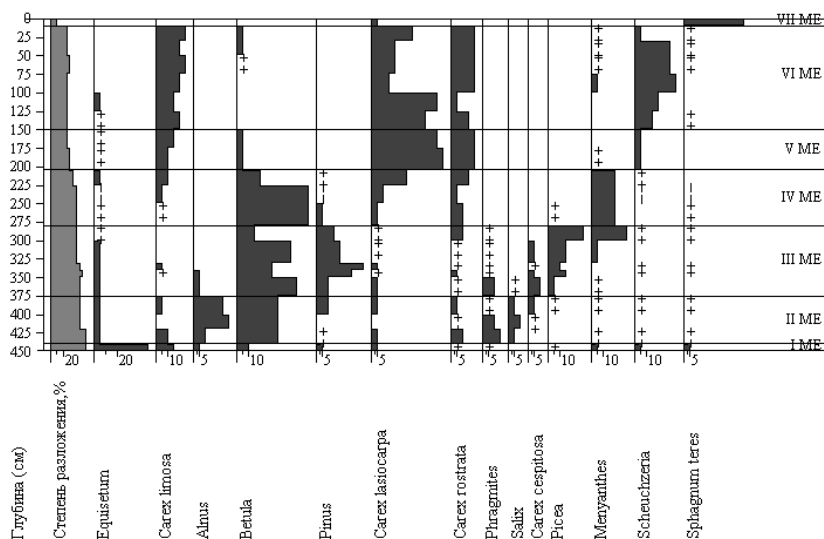


Рис. 8. Диаграмма ботанического состава торфа и стадий развития (палеосообществ) болота Учебное (скв.12)

I – *Equisetum sp.* + *Carex limosa* (остатки древесины + сфагнел); II – *Betula pubescens* + *Alnus glutinosa* - *Phragmites australis*; III – *Betula pubescens* + *Pinus sylvestris* + *Picea abies* - *Carex cespitosa*; IV – *Betula pubescens* - *Carex lasiocarpa* + *C. rostrata* + *Menyanthes trifoliata*; V – *Carex lasiocarpa* + *C. rostrata* + *C. limosa*; VI – *Carex lasiocarpa* + *C. limosa* + *Scheuchzeria palustris*; VII – *Carex lasiocarpa* - *Sphagnum teres*

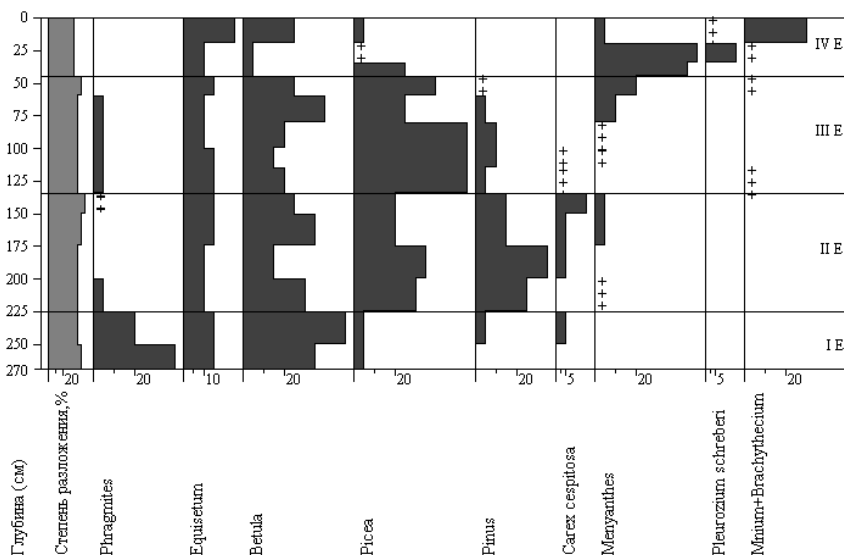


Рис. 9. Диаграмма ботанического состава торфа и стадий развития (палеосообществ) болота Учебное (скв.1)

I – *Betula pubescens*-*Phragmites australis*+*Equisetum* sp.; II- *Betula pubescens*+*Picea abies*+ *Pinus sylvestris*-*Carex cespitosa*+*Equisetum* sp.; III- *Betula pubescens*+*Picea abies*+ *Equisetum* sp.+*Menyanthes trifoliata*; IV- *Betula pubescens*+*Picea abies*+ *Equisetum* sp.+*Menyanthes trifoliata*-*Mnium* sp., +*Brachythecium* sp.

Приложение 1

Список сосудистых растений болот к западу от пос. Матросы

(по: Кравченко, 2000, с дополнениями; * - категория вида в Красной книге Карелии (1995))

Сем. Equisetaceae

1. *Equisetum fluviatile* L.
2. *E. palustre* L.
3. *E. pratense* Erhr.
4. *E. sylvaticum* L.

5. *E. hyemale* L.

Cem. Athyriaceae

6. *Athyrium filix-femina* (L.) Roth.
7. *Gymnocarpium dryopteris* (L.) Newm.

Cem. Dryopteridaceae

8. *Dryopteris carthusiana* (Vill.) H.P.Fuchs.
9. *D.cristata* (L.) A. Gray
10. *D. expansa* (C.Pres.) Fraser-Jenkins et Jermy

Cem. Thelypteridaceae

11. *Phegopteris connectilis* (Michx.)Watt.
12. *Thelypteris palustris* Schott

Cem. Pinaceae

13. *Picea abies* (L.) Karst.
14. *P. x fennica* Kom.
15. *Pinus sylvestris* L.

Cem. Cupressaceae

16. *Juniperus communis* L.

Cem. Ranunculaceae

17. *Caltha palustris* L.

Cem. Betulaceae

18. *Alnus incana* (L.) Moench.
19. *A.glutinosa* Gaerth.
20. *Betula nana* L.
21. *B. pubescens* Ehrh.

Cem. Caryophyllaceae

22. *Stellaria crassifolia* Ehrh.
23. *S. nemorum* L.
24. *S. palustris* Retz.

Cem. Polygonaceae

25. *Bistorta major* S.F.Gray
26. *Rumex acetosa* subsp. *fontano-paludosa* (Kalela) Hyl.
27. *R. hydrolapathum* Huds

Cem. Violaceae

28. *Viola epipsila* Ledeb.
29. *V. palustris* L.

Cem. Brassicaceae

30. *Cardamine amara* L.
31. *C. dentata* Schult.

Cem. Salicaceae

32. *Salix aurita* L.

33. *S. cinerea* L.
34. *S. lapponum* L.
35. *S. myrsinifolia* Salisb.
36. *S. myrtilloides* L.
37. *S. pentandra* L.
38. *S. phylicifolia* L.
39. *S. rosmarinifolia* L.

Cem. Ericaceae

40. *Andromeda polifolia* L.
41. *Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench.
42. *Ledum palustre* L.
43. *Oxycoccus palustris* Pers.
44. *O. microcarpus* Rupr.
45. *Vaccinium myrtillus* L.
46. *V. uliginosum* L.
47. *V. vitis-idaea* L.

Cem. Pyrolaceae

48. *Moneses uniflora* (L.) A. Gray
49. *Pyrola* . *minor* L
50. *P. rotundifolia* L.

Cem. Empetraceae

51. *Empetrum nigrum* L.

Cem. Primulaceae

52. *Naumburgia thyrsiflora* (L.) Reichenb.
53. *Trientalis europaea* L.

Cem. Grossulariaceae

54. *Ribes nigrum* L.

Cem.. Saxifragaceae

55. *Chrysosplenium alternifolium* L.
56. *Saxifraga hirculus* L.

Cem. Parnassiaceae

57. *Parnassia palustris* L.

Cem. Droseraceae

58. *Drosera anglica* Huds.
59. *D. rotundifolia* L.

Cem. Rosaceae

60. *Comarum palustre* L.
61. *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim.
62. *Padus avium* Mill.
63. *Potentilla erecta* (L.) Raeusch.

64. *Rosa majalis* Herrm.
65. *Rubus arcticus* L.
66. *R. chamaemorus* L.
67. *R. humulifolius* C. A. Meyer 3*
68. *R. saxatilis* L.
69. *Sorbus aucuparia* L.
- Cem. Onagraceae**
70. *Chamaerion angustifolium* (L.) Holub.
71. *Epilobium palustre* L.
- Cem. Oxalidaceae**
72. *Oxalis acetosella* L.
- Cem. Geraniaceae**
73. *Geranium palustre* L.
74. *G. sylvaticum* L.
- Cem. Balsaminaceae**
75. *Impatiens noli-tangere* L.
- Cem. Apiaceae**
76. *Angelica sylvestris* L.
77. *Thyselium palustre* (L.) Rafin.
78. *Cicuta virosa* L.
- Cem. Rhamnaceae**
79. *Frangula alnus* Mill
- Cem. Caprifoliaceae**
80. *Linnaea borealis* L.
81. *Lonicera pallasii* Ledeb.
82. *Viburnum opulus* L.
- Cem. Menyanthaceae**
83. *Menyanthes trifoliata* L.
- Cem. Rubiaceae**
84. *Galium palustre* L.
85. *G. triflorum* Michx.
86. *G. uliginosum* L.
- Cem. Scrophulariaceae**
87. *Melampyrum pratense* L.
88. *Pedicularis palustris* L.
89. *P. sceptrum-carolinum* L.
- Cem. Lentibulariaceae**
90. *Utricularia intermedia* Hayne
91. *U. minor* L.

Сем. Lamiaceae

92. *Lycopus europaeus* L.

Сем. Asteraceae

93. *Cirsium heterophyllum* (L.) Hill
94. *C. palustre* (L.) Scop.
95. *Crepis paludosa* (L.) Moench.
96. *Petasites frigidus* (L.) Cass.
97. *Saussurea alpina* (L.) D.C.

Сем. Scheuchzeriaceae

98. *Scheuchzeria palustris* L.

Сем. Convallariaceae

99. *Maianthemum bifolium* (L.) F.W. Schmidt.

Сем. Orchidaceae

100. *Corallorhiza trifida* Chatel.
101. *Cypripedium calceolus* L. 4
102. *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soo
103. *D. fuchsii* (Gruce) Soo s.l.
104. *D. maculata* (L.) Soo
105. *Epipactis helleborine* (L.) Crantz
106. *E. palustris* (L.) Crantz 3
107. *Epipogium aphyllum* Sw. 3
108. *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br.
109. *Listera cordata* (L.) R. Br.
110. *L. ovata* (L.) R. Br.
111. *Malaxis monophyllos* (L.) Sw. 2

Сем. Cyperaceae

112. *Bacothryon alpinum* (L.) Egor
113. *B. cespitosum* (L.) A. Dietr.
114. *Eriophorum gracile* Koch.
115. *E. latifolium* Hoppe
116. *E. polystachion* L.
117. *E. vaginatum* L.
118. *Scirpus sylvaticum* L.
119. *Carex acuta* L.
120. *C. aquatilis* Wahl.
121. *C. atherodes* Spreng.
122. *C. appropinquata* Schum.
123. *C. chordorrhiza* Ehrh.
124. *C. cespitosa* L.
125. *C. cinerea* Poll.

- 126. *C. diandra* Schrank.
- 127. *C. dioica* L.
- 128. *C. disperma* Dew.
- 129. *C. echinata* Murr.
- 130. *C. elongata* L.
- 131. *C. flava* L.
- 132. *C. globularis* L.
- 133. *C. juncella* (Eries.) Th. Fries
- 134. *C. lasiocarpa* Ehrh.
- 135. *C. limosa* L.
- 136. *C. limosa* L.
- 137. *C. magellanica* Lam.
- 138. *C. nigra* (L.) Reichard
- 139. *C. omskiana* Meinsh.
- 140. *C. pauciflora* Lightf.
- 141. *C. rhynchophysa* C.A.Mey
- 142. *C. rostrata* Stokes
- 143. *C. vaginata* Taugch.
- 144. *C. vesicaria* L.

Cem. Poaceae

- 145. *Agrostis canina* L.
- 146. *Calamagrostis canescens* (Web) Roth.
- 147. *C. neglecta* (Ehrh.) Gaertn., Mey. et Scherb.
- 148. *C. phragmitoides* Hartm.
- 149. *Festuca rubra* L.
- 150. *Milium effusum* L.
- 151. *Molinia caerulea* (L.) Moench.
- 152. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. et Stend.
- 153. *Poa alpigena* (Fries) Lindmen
- 154. *P. remota* Forsel

Cem. Araceae

- 155. *Calla palustris* L.

Cem. Sparganiaceae

- 156. *Sparganium minimum* Wallr.

Cem. Typhaceae

- 157. *Typha latifolia* L.

Список листостебельных мхов болот
(номенклатура – по: Игнатов, Афонина, 1992)

Сем. Sphagnaceae

1. *Sphagnum angustifolium* (Russ. ex Russ.) C. Jens
2. *S. capillifolium* (Ehrh.) Hedw.
3. *S. fuscum* (Schimp.) Klinggr.
4. *S. girgensohnii* Russ.
5. *S. magellanicum* Brid.
6. *S. obtusum* Warnst.
7. *S. russowii* Warnst.
8. *S. squarrosum* Crome
9. *S. teres* (Schimp.) Aongstr. ex Hartm.
10. *S. warnstorffii* Russ.

Сем. Tetraphidaceae

11. *Tetraphis pellucida* Hedw.

Сем. Polytrichaceae

12. *Polytrichum commune* Hedw.
13. *P. strictum* Brid.

Сем. Dicranaceae

14. *Dicranum fragilifolium* Lindb.
15. *D. fuscescens* Turn.
16. *D. majus* Sm.
17. *D. polysetum* Sw.
18. *D. scoparium* Hedw.
19. *Orthodicranum montanum* (Hedw.) Loeske

Сем. Bryaceae

20. *Bryum pseudotriquetrum* (Hedw.) Gaertn. et al.
21. *Pohlia nutans* (Hedw.) Lindb.
22. *Rhodobryum roseum* (Hedw.) Limpr.

Сем. Mniaceae

23. *Plagiomnium cuspidatum* (Hedw.) T.Kop.
24. *P. ellipticum* (Brid.) T.Kop.
25. *Pseudobryum cinclidioides* (Hueb.) T.Kop.
26. *Rhizomnium magnifolium* (Horik.) T.Kop.
27. *R. pseudopunctatum* (Bruch et Schimp.) T.Kop.
28. *R. punctatum* (Hedw.) T.Kop.

Сем. Aulacomniaceae

29. *Aulacomnium palustre* (Hedw.) Schwaegr.

Cem. Meesiaceae

30. *Paludella squarrosa* (Hedw.) Brid.

Cem. Climaciaceae

31. *Climacium dendroides* (Hedw.) Web. et Mohr.

Cem. Helodiaceae

32. *Helodium blandowii* (Web. et Mohr) Warnst.

Cem. Amblystegiaceae

33. *Calliergon cordifolium* (Hedw.) Kindb.
34. *C. giganteum* (Schimp.) Kindb.
35. *C. richardsonii* (Mitt.) Kindb. in Warnst.
36. *C. stramineum* (Brid.) Kindb.
37. *Calliergonella cuspidata* (Hedw.) Loeske
38. *Campylium stellatum* (Hedw.) C.Jens.
39. *C. protensum* (Brid.) Kindb.
40. *Drepanocladus aduncus* (Hedw.) Warnst.
41. *Hamatocaulis vernicosus* (Mitt.) Hedenaes
42. *Sanionia uncinata* (Hedw.) Loeske
43. *Warnstorfia exannulata* (Guemb. in B.S.G.) Loeske
44. *W. fluitans* (Hedw.) Loeske

Cem. Brachytheciaceae

45. *Brachythecium oedipodium* (Mitt.) Jaeg.
46. *B. reflexum* (Starke in Web. et Mohr) Schimp. in B.S.G.
47. *B. rivulare* Schimp. in B.S.G.
48. *B. salebrosum* (Web. et Mohr) Schimp. in B.S.G.
49. *Tomentypnum nitens* (Hedw.) Loeske

Cem. Plagiotheciaceae

50. *Plagiothecium denticulatum* (Hedw.) Schimp. in B.S.G.
51. *P. laetum* Schimp. in B.S.G.

Cem. Hylocomiaceae

52. *Hylocomiastrum umbratum* (Hedw.) Fleisch. in Broth.
53. *Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp. in B.S.G.
54. *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.
55. *Rhytidiadelphus subpinnatus* (Lindb.) T.Kop.
56. *R. tiquetrus* (Hedw.) Warnst.

СПИСОК АВТОРОВ

Антипин В.К.	35	Eurola S.	280
Березина Н.А.	42	Hanhela P.	280
Бойчук М.А.	366	Heikkilä R.	283, 297, 305
Вомперский С.А.	48	Huttunen A.	297
Воронцова Е.М.	42	Kaakinen E.	314
Галанина О.В.	61	Kokko A.	314
Глухова Т.В.	48	Laitinen J.	297
Горохова В.В.	173	Lindholm T.	283, 297, 305, 339
Грабовик С.И.	74	Mäkilä M.	322, 378
Денисенков В.П.	84	Moen A.	328
Дьячкова Т.Ю.	92	Pitkanen A.	357
Елина Г.А.	11	Ruuhijärvi R.	339
Ерофеев А.Е.	48	Sakari R.	297
Зазнобин М.Ю.	48	Sallantaus T.	349
Ивченко Т.Г.	100	Tolonen K.	357
Кармазина Е.В.	112	Vasander H.	365
Ковалев А.Г.	48		
Коломыщев А.Е.	122		
Кравченко А.В.	130, 378		
Кузнецов О.Л.	11, 146, 283, 378		
(Kuznetsov)			
Кутенков С.А.	160		
Максимов А.И.	283, 378		
Маракаев О.А.	173		
Нестеренко И.М.	194		
Нешатаев В.Ю.	182		
Нешатаева В.Ю.	182		
Новиков С.М.	199		
Панов В.В.	211		
Саковец В.И.	227		
Смагин В.А.	232		
Смагина М.В.	48		
Токарев П.Н.	244		
Фадеева М.А.	249		
Филиппов Д.А.	256		
Чернова Г.М.	84		
Шиляева Ю.Л.	268		
Юрковская Т.К.	272		

Научное издание

**БОЛОТНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ СЕВЕРА ЕВРОПЫ:
РАЗНООБРАЗИЕ, ДИНАМИКА, УГЛЕРОДНЫЙ
БАЛАНС, РЕСУРСЫ И ОХРАНА**

(материалы международного симпозиума)

Сборник.

Редакторы:

О. Л. Кузнецов

Т. Ю. Дьячкова

С. Р. Знаменский

Печатается по решению Ученого совета

Института биологии Карельского научного центра РАН

Фото на обложке: Г. А. Елина

Оригинал- макет подготовлен:

Г. К. Корнилова

Изд. лиц. №00041 от 30.08.99. Подписано в печать 07.03.06.

Формат 60x84 $\frac{1}{16}$. Бумага офсетная. Гарнитура «Times».

Печать офсетная. Уч.-изд. л. 24,0. Усл. печ. л. 23,1.

Тираж 300 экз. Изд. № 25. Заказ № 571

Карельский научный центр РАН
Редакционно-издательский отдел
185003, Петрозаводск, пр. А. Невского, 50