

Особенности деструкции бенз[а]пирена элодеей канадской в водной среде

© 2016. М. В. Аниськина¹, к. б. н., доцент, Е. В. Яковлева², к. б. н., н. с.,

¹ Сыктывкарский государственный университет имени Питирима Сорокина, 167005, Россия, г. Сыктывкар, ул. Петрозаводская, д. 120,

² Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, 167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28, e-mail: m_aniskina@rambler.ru, kaleeva@ib.komisc.ru

Был проведён модельный эксперимент по изучению влияния бенз[а]пирена (БП), внесённого в воду, на состав полиаренов в растениях элодеи канадской (*Elodea canadensis* L.). Для проведения эксперимента было использовано пять концентраций БП в водном растворе: 0; 1; 5; 10; 20 нг/л. По окончании эксперимента БП в воде был обнаружен только в варианте при внесении 20 нг/л. В растворе выявлено появление других полициклических ароматических углеводородов (ПАУ), которые могли быть результатом разложения БП под воздействием клеточного сока элодеи. Общее содержание ПАУ в растениях контрольного варианта опыта было довольно велико, в основном за счёт природного компонента – фенантрена. Загрязнение водного раствора бенз[а]пиреном в малых дозах приводило к резкому снижению биомассы растений, при более высоких дозах состояние биомассы нормализовалось, аналогично изменялось содержание ПАУ в расчёте на массу растения. Содержание ПАУ на 1 г растения практически не менялось во всех вариантах опыта. Молярная доля образовавшихся в воде ПАУ превышала долю внесённого БП, что свидетельствует о дополнительном поступлении ПАУ из растений в воду во всех вариантах опыта. При загрязнении воды БП в дозах 1–5 нг/л вынос ПАУ растениями из воды снижался за счёт снижения биомассы, суммарная молярная доля ПАУ в воде повышалась за счёт разложения растительных остатков. При дозе БП 10 нг/л суммарная молярная доля ПАУ в растениях резко возрастала из-за повышения биомассы, количество ПАУ в воде уменьшалось, ввиду минимизации поступления отмерших остатков. Внесение в воду БП в концентрации 20 нг/л вело к повышению уровня биомассы растений и повышению выноса ПАУ элодеей. Молярная доля ПАУ в воде возрастала аналогично повышению уровня загрязнения воды БП. Согласно полученным данным, элодея канадская может быть рекомендована для очистки водоёмов от загрязнения БП.

Ключевые слова: водные растения, загрязнение, полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), разрушение, накопление, очищение воды.

Benz[a]pyrene destruction by *Elodea canadensis* L. in water

M. V. Aniskina¹, E. V. Yakovleva²,

¹ Syktyvkar State University,

120, Petrozavodskaya St., Syktyvkar, Russia, 167005,

² Institute of Biology Komi Scientific Center of Ural Branch of RAS,

28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,

e-mail: m_aniskina@rambler.ru; kaleeva@ib.komisc.ru

The simulating model experiment on water-dissolved benz[a]pyrene (BP) impact on composition of polyarenes in *Elodea canadensis* L. plants was conducted. For that, five concentrations of BP in water solution were used: 1; 5; 10; 20 nanogram/l. To the end of the experiment, BP was found in water only when introduced in dose of 20 nanogram/l. We identified other PAHs in solution which could be BP destruction products made by *Elodea Canadensis* L. cell sap. Total PAH content in control (background) plants was quite high, mainly by means of natural polyarene, i.e. phenanthrene. Water pollution with benz[a]pyrene (BP) in small doses strongly decreased biomass of *Elodea Canadensis* L. and increased it when introduced in high doses. The same situation was observed for PAH content per plant weight. PAH content per 1 plant gram was almost the same in every test. The molar ratio of newly-formed water PAHs exceeded that of introduced BP and so evidenced additional production of PAHs by plant in every test. On PB water pollution in doses of 1–5 nanogram/l, plants poorly utilized PAHs because of biomass decrease whereby the total molar ratio of PAHs in water increased because of plant remnants decomposition. On PB water pollution in doses of 10 nanogram/l, the total molar ratio of PAHs in plants strongly increased due to biomass increase whereby water PAH content decreased due to few plant remnants. PB water pollution in doses of 20 nanogram/l increased plant biomass and PAH utilization by *Elodea Canadensis* L. plants.

Keywords: water plants, pollution, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), destruction, accumulation, water purification.

В последние годы масштабными темпами возрастает загрязнение природных экосистем органическими ксенобиотиками, в том числе полициклическими ароматическими углеводородами (ПАУ) [1]. Основными источниками эмиссии техногенных ПАУ в окружающую природную среду являются предприятия энергетического комплекса, автомобильный транспорт, химическая и нефтеперерабатывающая промышленность. В основе практически всех техногенных источников ПАУ лежат термические процессы, связанные со сжиганием и переработкой органического сырья: нефтепродуктов, угля, древесины, мусора, пищи, табака и др.

Показателем присутствия полиаренов в окружающей среде чаще всего служит индивидуальный углеводород бенз[а]пирен (БП) – органическое вещество 1 класса опасности. Он обладает канцерогенными, мутагенными и токсичными свойствами по отношению к живым организмам [2].

Сведения о высоком уровне загрязнения природных экосистем БП приводят к необходимости оценить вероятность поглощения БП растениями и исследовать реакцию растительного организма на его воздействие, что позволит в перспективе использовать растения как индикаторы загрязнения среды ПАУ и показать возможность разложения растениями сильных экотоксикантов, таких как БП, до менее токсичных соединений.

Анализ литературных источников позволяет констатировать, что растительные организмы могут поглощать, накапливать и синтезировать ПАУ. У высших растений и водорослей, наряду со способностью к внутриклеточному расщеплению ПАУ, в большинстве случаев наблюдается тенденция к аккумуляции углеводородов из среды своего обитания [3, 4]. Доказано, что после усвоения органические соединения могут перемещаться из корней в другие органы растений и впоследствии подвергаться частичному или полному разрушению или трансформироваться в менее токсичные соединения и связываться в тканях растений. Органические вещества депонируются в вакуолях клеток или связываются с нерастворимыми клеточными структурами, такими как лигнин [5].

Был проведён ряд модельных экспериментов по изучению влияния БП, внесённого в субстрат, на состав полиаренов в растениях ячменя обыкновенного (*Hordeum vulgare* L.) сорта «Новичок» [6, 7] и *Tradescantia* (clon 2) [8]. Эксперименты показали, что БП, внесённый в почву и песчаный субстрат, разлагался в ходе эксперимента до более лёгких полиаренов и минеральных веществ.

Для определения особенностей разложения БП в водной среде в присутствии растения нами был проведён эксперимент по загрязнению дистиллированной воды и выращиванию на ней элодеи канадской.

Авторы, исследовавшие пути детоксикации чужеродных фенолов растениями [9], пришли к выводу, что у водных растений преобладает окислительная деградация этих веществ, в отличие от реакции гликозилирования с последующим депонированием, характерной для сухопутных растений.

В ряде исследований впервые была показана деструктивная активность экстрактов и экссудатов элодеи по отношению к углеводородам нефти [10]. Выявлено, что ферментные экстракты элодеи обладают высокой тирозиназной, лактазной и пероксидазной активностью. При этом сами эндо- и экзоферменты элодеи способны окислять углеводороды нефти. Экзоферменты элодеи оказались индуцибельными: они синтезировались в ответ на присутствие нефти. Установлено, что элодея канадская обладает ферментными системами, принимающими участие в деструкции ароматических ксенобиотиков: толуола, бензола и нафталина. Исследования по очищению водоёмов элодеей канадской от БП ранее не проводились. Плюсом элодеи как биоремедиатора служит её способность к быстрому размножению. Следует отметить, что элодея канадская встречается в природных экосистемах Республики Коми, что обуславливает возможность её использования для индикации состояния таёжных экосистем.

Целью данной работы было исследовать особенности деструкции бенз[а]пирена элодеей канадской в условиях модельного эксперимента при загрязнении водного раствора разными дозами бенз[а]пирена.

Объекты и методы

Для проведения эксперимента было выбрано пять концентраций водного раствора БП: 0; 1; 5; 10; 20 нг/л. ПДК БП в воде составляет 1 нг/л. При приготовлении растворов использовалась дистиллированная вода и раствор БП в ацетонитриле с концентрацией 0,1 мг/л. В готовые растворы с заданными концентрациями вносились живые растения элодеи массой 100 г на одну повторность. Элодея канадская (*Elodea canadensis* L.) принадлежит к классу однодольные, порядку частухоцветные и семейству водокрасовые (*Hydrocharitaceae*). Многолетнее водное растение, ветвящиеся побеги которого могут достигать в длину 30–100 см. Продолжительность эксперимента составила один месяц. Повтор-

ность в опыте трёхкратная. Экспериментальные образцы находились в оптимальных постоянных условиях среды, температура воды составляла +(20–26) °С, естественное освещение менялось в течение эксперимента от 19,5 до 17,5 часов. По окончании времени эксперимента производили сбор и анализ материала.

Химико-аналитические исследования растений выполняли в ЦКП «Хроматография» Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Для извлечения ПАУ из растений использовали систему ускоренной экстракции растворителями ASE-350 (Dionex Corporation, США). Пробу растений массой 1 г помещали в экстракционную ячейку и трижды экстрагировали смесью растворителей: хлористый метилен: ацетон (1:1) при температуре 100 °С. Затем экстракты концентрировали с применением аппарата Кудерна-Даниша при температуре 70 °С в термостате и заменяли растворитель на гексан. Полученный концентрат пробы объёмом 3 см³ очищали от неорганических примесей методом колоночной хроматографии с использованием оксида алюминия II степени активности по Брокману. В качестве элюента использовали 50 см³ смеси гексан: хлористый метилен (4:1). Элюат концентрировали с применением аппарата Кудерна-Даниша при температуре 85 °С в термостате до объёма 5 см³, затем добавляли 3 см³ ацетонитрила и упаривали при температуре 90 °С до полного удаления гексана.

Концентрат пробы в ацетонитриле анализировали на содержание полициклических ароматических углеводородов методом высокоэффективной жидкостной хроматографии на хроматографе «Люмахром» («Люмэкс», Россия). Контроль точности результатов измерений проводили для образцов растений с использованием стандартного образца – Certified reference material BCR-683 (European commission community bureau of reference).

При анализе воды модельного эксперимента использовали методику ПНД Ф 14.1:2:4.186-02 «Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации БП в пробах природных, питьевых (в том числе расфасованных в ёмкости) и сточных вод методом высокоэффективной жидкостной хроматографии с флуориметрическим детектированием с использованием жидкостного хроматографа «Люмахром», 2006.

Результаты исследований и их обсуждение

При проведении анализа на содержание ПАУ в водном растворе по окончании экспери-

мента методом высокоэффективной жидкостной хроматографии в пробах исследуемых образцов были обнаружены 10 структур ПАУ: нафталин, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, бенз[а]антрацен, хризен, бенз[к]флуорантен и БП (рис. 1).

Анализ содержания ПАУ в водном растворе по окончании эксперимента показывает отсутствие БП в растворе при концентрациях от 1 до 10 нг/л и уменьшение его содержания при концентрации 20 нг/л. Также в растворе выявлено появление других ПАУ, которые могут быть результатом разложения БП под воздействием клеточного сока элодеи. Так как элодея долгое время находилась при неблагоприятных условиях и начала разлагаться, часть ПАУ в воду могли попасть из самих растений.

В растениях контрольного варианта было обнаружено 6 соединений ПАУ: фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, хризен, бенз[к]-флуорантен (табл.). Наличие ПАУ в растениях контрольного варианта говорит об их внутриклеточном синтезе. Изменение содержания ПАУ в растениях при разных концентрациях БП обусловлено реакцией растения на стрессирующее действие бенз[а]пирена. В растениях БП был обнаружен в последних трёх вариантах. В первом и втором варианте БП отсутствовал.

Общее содержание ПАУ в растениях контрольного варианта опыта довольно велико, при этом 64% приходится на фенантрен. Фенантрен – компонент преимущественно природного происхождения, этот факт был отмечен рядом авторов [11]. Лабораторно подтверждено образование фенантрена из стеролов в результате деструкции алифатических структур. Стероидные структуры, содержащие гидроксильную группу, являются типичными составляющими липидов высших растений. В растениях присутствуют такие производные фенантрена, как абиетиновая и левопимаровая кислоты. Известно, что фенантрен может образоваться из абиетиновой кислоты, которая находится в смоле хвойных деревьев. Известна схема образования фенантрена из абиетиновой кислоты, которая включает последовательную ароматизацию нафтеновых колец и потерю метильных заместителей, конечным продуктом которой является фенантрен [11]. Вероятно, накопление фенантрена растениями связано не с поглощением из субстрата, а с внутриклеточным синтезом в растениях.

Элодея в ходе жизнедеятельности вырабатывает ПАУ, но малые концентрации внесённого в воду бенз[а]пирена (1–5 нг/л) вызывают нарушения биосинтеза жизненно важных веществ, что

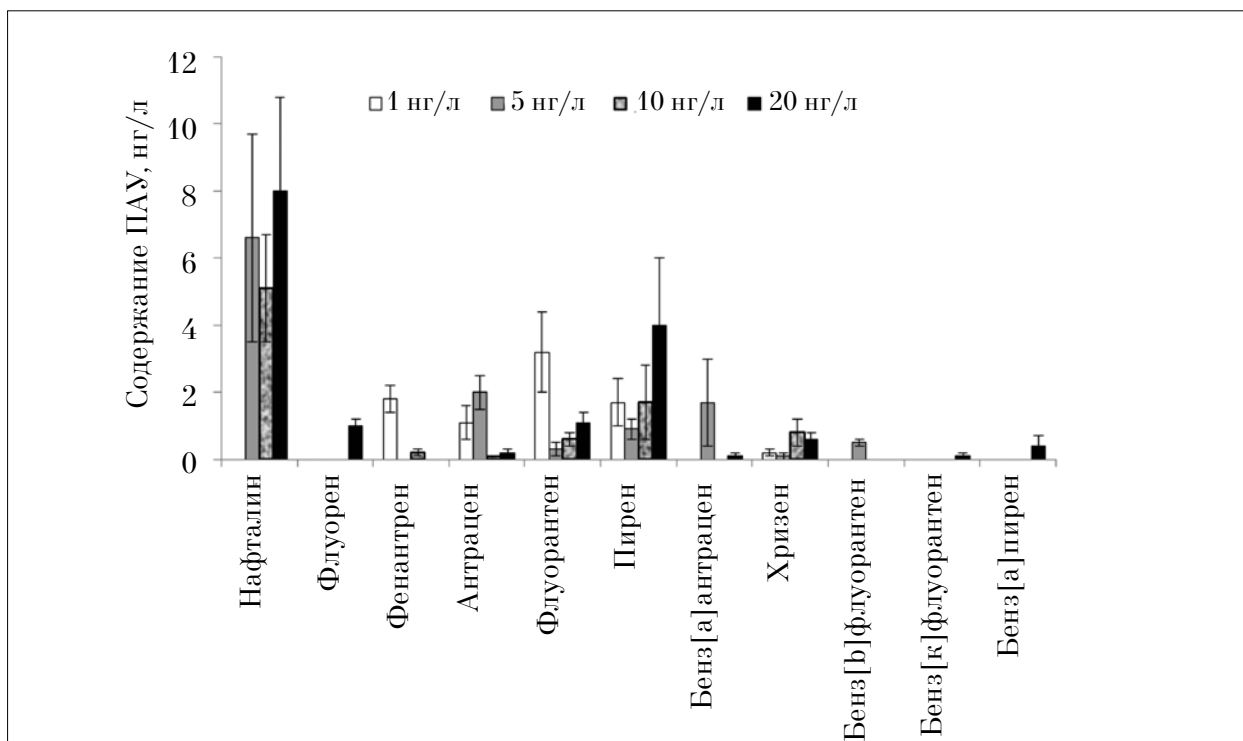


Рис. 1. Содержание ПАУ в водном растворе в конце эксперимента, нг/л

Таблица

Содержание ПАУ в растениях элодеи канадской в конце эксперимента, нг/г

ПАУ	Массовая доля внесённого в воду бенз[а]пирена, нг/г									
	0		1		5		10		20	
	\bar{X}	$S\bar{x}$	\bar{X}	$S\bar{x}$	\bar{X}	$S\bar{x}$	\bar{X}	$S\bar{x}$	\bar{X}	$S\bar{x}$
Нафталин	0,0	0,0	55,3	0,0	40,3	12	69,7	17,3	60,7	16,3
Флуорен	0,0	0,0	0	0,0	0,0	0,0	17,2	6,6	18,4	7,4
Фенантрен	238,4	42,1	175,8	45,6	162,0	28,4	100,8	2,1	110,3	6,3
Антрацен	5,5	2	0	0,0	0,0	0,0	27,3	6,8	5,5	1,2
Флуорантен	59,1	11,8	0	0,0	55,0	11,2	107,7	22,1	107,3	24,8
Пирен	54,5	10,3	62,3	16,2	49,2	11,5	80,5	8,8	65,2	4,8
Бенз[а]антрацен	0,0	0,0	0	0,0	0,0	0,0	2,2	1,4	1,6	0,6
Хризен	14,3	0,0	42,5	14,1	28,5	8,5	5,4	2,5	4,5	1,0
Бенз[б]флуорантен	0,0	0,0	0,0	0,0	25,4	10,8	0,0	0,0	0,0	0,0
Бенз[к]флуорантен	2,3	0,6	0,0	0,0	6,8	0,1	1,6	0,3	1,9	1,2
Бенз[а]пирен	0,0	0,0	0,0	0,0	7,0	0,2	4,3	0,5	5,1	1,3
Дибенз[а,h]антрацен	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,8	1,3	0,6
Бенз[ghi]перилен	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,6	1,1	0,0	0,0
Σ ПАУ	374,2	78,3	336,0	80,6	374,2	72,4	425,6	72,1	382,0	85,0
Σ лёгких ПАУ	371,9	69,2	293,5	75,9	306,5	71,6	410,9	56,4	373,7	75,2
Σ тяжёлых ПАУ	2,3	0,6	0,0	0,0	39,2	11,1	14,7	2,5	8,3	3,0

Примечание: \bar{X} – среднее значение, $S\bar{x}$ – стандартное отклонение среднего.

приводит к угнетению роста и развития (рис. 2), который мы наблюдали в эксперименте. При более высоких концентрациях БП биомасса растения начинает увеличиваться, вероятно, это связано с тем, что растения включают в процесс

жизнедеятельности БП и используют его как питательное вещество, при этом его токсичность для растения снижается. Этот эффект возможно объяснить с позиции теории малых доз. Такое влияние малых доз было исследовано опытным

путём с применением радиации, бензина и БП [7, 12]. При малых концентрациях защитные механизмы растения не распознают опасность и подвергаются токсическому воздействию БП, нежели при высоких концентрациях. Кроме того могло иметь место ауксиновое действие БП на растение, которое выражается главным образом в росте корневой системы [7].

В ходе эксперимента визуально оценивали цветность растений. В контрольных пробах растение имело обычный для данного растения цвет: от светло-зелёного до тёмно-зелёного. В пробах с внесённым БП растения отличались окраской от жёлтого до тёмно-коричневого цвета. Многие побеги вовсе обесцвечивались и становились почти прозрачными. Наблюдали интенсивный опад листвы. Вероятно, внесение БП в небольших концентрациях отразилось на синтезе и деструкции хлорофилла.

В вариантах с концентрацией загрязнения 1 и 5 нг/л происходит резкое снижение общей суммы ПАУ в растении за счёт снижения биомассы элодеи. При этом содержание ПАУ на 1 г растения остаётся практически неизменным во всех вариантах опыта. При высоких дозах внесённого в воду БП (10–20 нг/л) суммарное содержание ПАУ повышается, при этом отклонения входят в пределы погрешности. В составе ПАУ растений при загрязнении происходят незначительные изменения, с ростом уровня загрязнения снижается содержание природного компонента – фенантрена и увеличивается массовая доля нафталина, флуорантена и хризена, в небольших количествах появляются тяжёлые углеводороды.

Из полученных данных можно предположить, что элодея слабо поглощает полиарены

из водного раствора, а уменьшение содержания БП в воде связано в основном с его разрушением соками растения. При этом лёгкие ПАУ поглощаются в большей степени по сравнению с высокомолекулярными ввиду лучшей растворимости и сродства с компонентами растительных клеток. Возможно, происходит включение защитных механизмов в растении в ответ на загрязнение воды БП, ведущих к разрушению полиаренов. ПАУ в растении могут подвергаться трансформации путём гидроксирования и дальнейшего образования дигидроксопроизводных и дикарбоновых кислот. В ходе первой фазы окислительно-восстановительного или гидролитического превращения молекула вещества обогащается полярными функциональными группами, что делает её реакционноспособной и более растворимой в воде. Во второй фазе происходят синтетические процессы конъюгации промежуточных продуктов метаболизма с эндогенными молекулами (глицин, глутатитон, глюкоза и др.), в результате чего образуются полярные соединения, которые выводятся из организма с помощью специальных механизмов экскреции. При уровне загрязнения воды БП 1 нг/л он разлагался до низкомолекулярных структур, при увеличении доз до 5 нг/л и выше разложение затруднялось и происходило образование тяжёлых полиаренов, при загрязнении 20 нг/л в воде был обнаружен неразложившийся БП. Сходные механизмы разложения БП были выявлены в эксперименте по загрязнению им песчаного субстрата и выращиванию на нём ячменя [6].

Для расчёта балансовых характеристик был выполнен пересчёт массовых концентраций ПАУ на количество вещества (рис. 3).

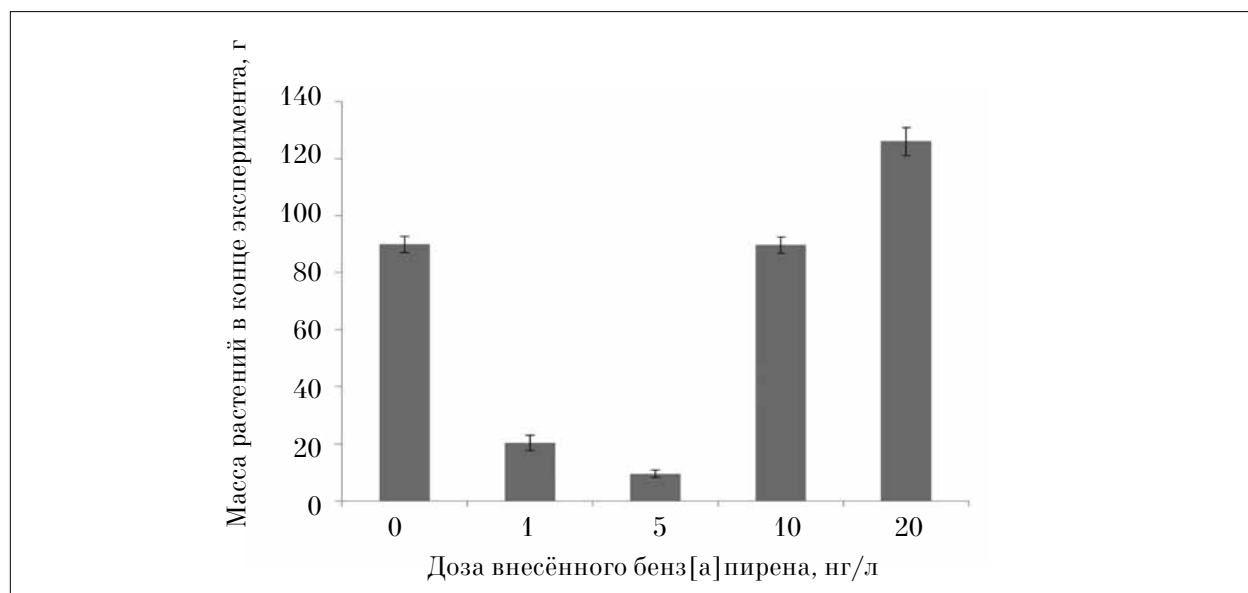


Рис. 2. Влияние бенз[а]пирена на биомассу элодеи за тридцатидневный период воздействия, г

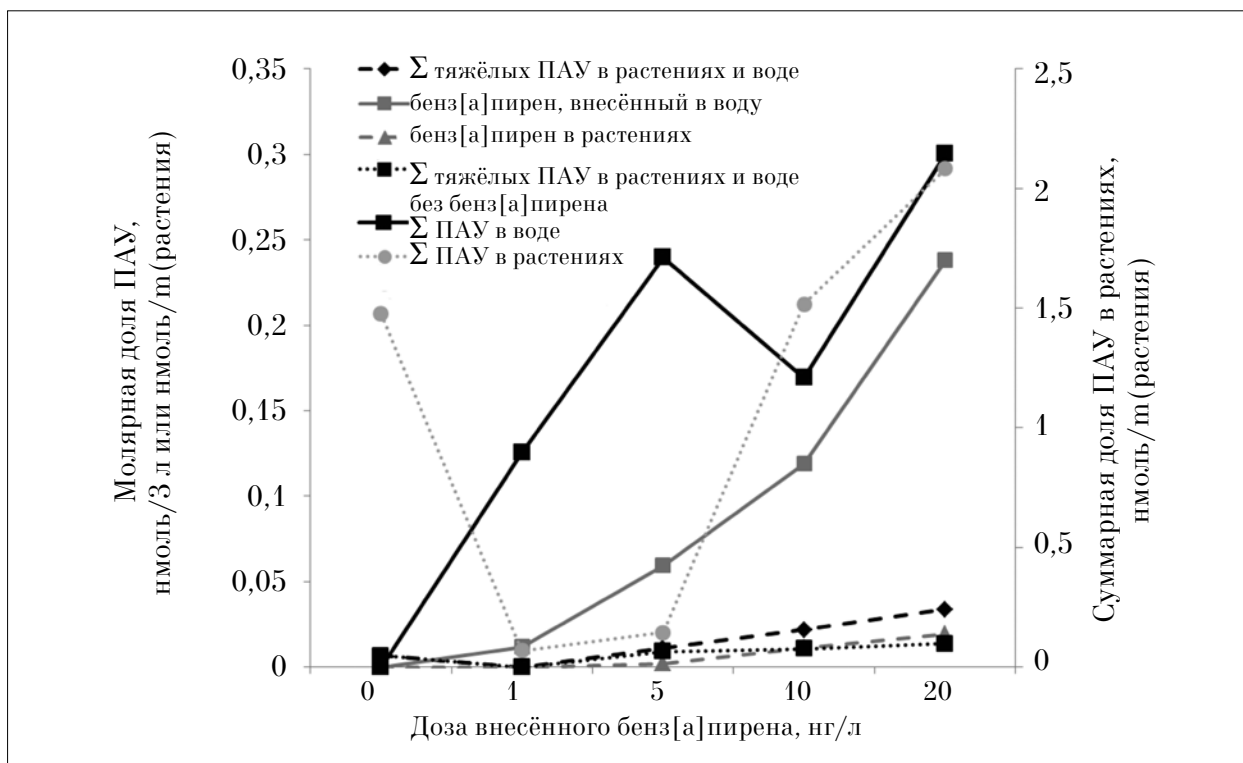


Рис. 3. Молярная доля ПАУ в водном растворе и растениях модельного эксперимента, нмоль/3 л (нмоль/м(растения))

Расчёты показали, что количество ПАУ в воде при различных уровнях загрязнения значительно превышает количество внесённого в воду БП. Молярная доля образовавшихся в воде ПАУ превышает долю внесённого БП в 4–10 раз при дозах 1–5 нг/л и в 1,5 раза при дозах 10–20 нг/л, что свидетельствует о дополнительном поступлении ПАУ из растений в воду во всех вариантах опыта. ПАУ присутствовали в значительных количествах в контрольных растениях, в то время как в воде контрольного варианта ПАУ обнаружены не были. Загрязнение воды БП в дозах 1–5 нг/л приводило к массовой гибели растений, что выражалось с одной стороны в снижении выноса ПАУ растениями из воды, с другой – в повышении молярной доли ПАУ в воде за счёт разложения растительных остатков. При дозе БП 10 нг/л биомасса растений практически не отличалась от фоновых значений, возможно, при повышенном содержании загрязнителя включались защитные механизмы растения, позволявшие ему нормально функционировать. При этом суммарная молярная доля ПАУ в растениях резко возрастает из-за повышения биомассы, а количество ПАУ в воде снижается ввиду минимизации поступления отмерших остатков. Загрязнение воды в концентрации 20 нг/л БП ведёт к повышению уровня биомассы растений, а следовательно, к повышению выноса ПАУ

элодеей. Молярная доля ПАУ в воде возрастает аналогично повышению уровня загрязнения воды БП.

Следует отметить, что прирост в содержании ПАУ в воде и растениях определялся в основном приростом лёгких углеводородов, рост тяжёлых полиаренов был обусловлен в основном поступившим в воду бенз[а]пиреном. Остальные тяжёлые ПАУ впервые обнаруживаются в растениях в варианте при внесении 5 нг/л БП и их содержание при дальнейшем повышении доз не увеличивается.

Заключение

Проведён эксперимент по выращиванию элодеи канадской (*Elodea canadensis* L.) на водном растворе, загрязнённом БП. Выявлено, что загрязнение воды БП в малых дозах приводит к резкому снижению биомассы растений, что свидетельствует о стрессовом действии БП на растения и оправданности имеющихся нормативов ПДК бенз[а]пирена в воде. Методом ВЭЖХ в воде модельного эксперимента идентифицировано 11 структур ПАУ: нафталин, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, бенз[а]-антрацен, хризен, бенз[б]флуорантен, бенз[к]-флуорантен, бенз[а]пирен, в растениях элодеи канадской 13 структур: кроме перечисленных бенз[ghi]перилена и индено[1,2,3-cd]пирена. По

окончании эксперимента БП в воде был обнаружен только в варианте при внесении 20 нг/л. В растворе выявлено появление других ПАУ, которые могли быть результатом разложения БП под воздействием клеточного сока элодеи.

В растениях ПАУ были обнаружены и в контрольном варианте, в общей сумме ПАУ преобладал (64%) природный компонент – фенантрен. Наличие ПАУ в растениях контрольного варианта говорит об их внутриклеточном синтезе. Содержание ПАУ на 1 г растения остаётся практически неизменным во всех вариантах опыта, что свидетельствует о слабой способности элодеи накапливать ПАУ из водной среды.

Молярная доля образовавшихся в воде ПАУ превышает долю внесённого БП, что свидетельствует о дополнительном поступлении ПАУ из растений в воду во всех вариантах опыта. При загрязнении воды БП в дозах 1–5 нг/л вынос ПАУ растениями из воды снижается за счёт снижения биомассы, суммарная молярная доля ПАУ в воде повышается за счёт разложения растительных остатков. При дозе БП 10 нг/л суммарная молярная доля ПАУ в растениях резко возрастает из-за повышения биомассы, количество ПАУ в воде снижается ввиду минимизации поступления отмерших остатков. Внесение в воду БП в концентрации 20 нг/л ведёт к повышению уровня биомассы растений и повышению выноса ПАУ элодеей. Молярная доля ПАУ в воде возрастает аналогично повышению уровня загрязнения воды БП.

Исходя из полученных результатов, можно рекомендовать растения элодеи канадской для очистки водоёмов от загрязнения БП.

Литература

1. Пурмаль А.П. Антропогенная токсикация планеты. Ч. 2. / Химия // Соросовский образовательный журнал. 1998. № 9. С. 46–51.
2. Грандберг И. И. Органическая химия. Бакалавр. Базовый курс. СПб.: Юрайт, 2012. 608 с.
3. Gao Y.-Z., Zhu L.-Z. Phytoremediation for phenantrene and pyrene contaminated soil // J. Environ. Sci. 2005. V. 17. № 1. P. 14–18.
4. Huang X.-D., El-Alawi Y., Penrose D.M., Glick B. R., Greenberg B. M. A multi-process phytoremediation system for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils // Environmental Pollution. 2004. V. 130. P. 465–476.
5. Растения и химические канцерогены / Под. ред. Э. И. Слепяна. Л.: Наука, 1979. 208 с.
6. Яковлева Е. В., Габов Д. Н., Безносиков В. А. Влияние различных доз бенз[а]пирена на состав полициклических ароматических углеводородов в песчаной культуре // Агрехимия. 2015. № 6. С. 90–96.

7. Яковлева Е. В., Габов Д. Н., Безносиков В. А., Кондратенко Б. М. Влияние бенз[а]пиренового загрязнения на ростовые процессы и состав полиаренов растений // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 4. С. 46–52.
8. Яковлева Е. В., Безносиков В. А., Кондратенко Б. М., Хомиченко А. А. Генотоксические эффекты в растениях *Tradescantia* (clon 02) индуцированные бенз[а]пиреном // Сибирский экологический журнал. 2011. № 6. С. 805–812.
9. Pridham J. B. The phenol glucosylation reaction in the plant kingdom // Phytochemistry. 1964. V. 3. P. 493.
10. Тумайкина Ю. А., Турковская О. В., Игнатов В. В. Биодеструкция ароматических углеводородов элодеей канадской (*Elodea canadensis*) // Вестник Саратовского Государственного университета. 2005. № 1. С. 21–23.
11. Ровинский Ф. Я., Теплицкая Т. А., Алексеева Т. А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 224 с.
12. Зайнуллин В. Г. Генетические эффекты хронического облучения в малых дозах ионизирующего излучения. СПб.: Наука, 1998. 100 с.

References

1. Purmal A.P. Anthropogenic toxication of the planet. P. 2. / Chemistry // Sorosovskiy Obrazovayelnyy Zhurnal. 1998. № 9. P. 46–51 (in Russian).
2. Grandberg I.I. Organic Chemistry. Bachelor. Basic Course. SPb: Yurayt, 2012. 608 p. (in Russian).
3. Gao Y.-Z., Zhu L.-Z. Phytoremediation for phenantrene and pyrene contaminated soil // J. Environ. Sci. 2005. V. 17. № 1. P. 14–18.
4. Huang X.-D., El-Alawi Y., Penrose D.M., Glick B.R., Greenberg B. M. A multi-process phytoremediation system for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils // Environmental Pollution. 2004. V. 130. P. 465–476 (in Russian).
5. Plants and chemical carcinogens / Eds. E.I. Slepyan. L.: Nauka, 1979. 208 p. (in Russian).
6. Yakovleva E.V., Gabov D.N., Beznosikov V.A. Impact of various benz[a]pyrene doses on composition of polycyclic aromatic hydrocarbons in sand culture // Agrokhimiya. 2015. № 6. P. 90–96 (in Russian).
7. Yakovleva E.V., Gabov D.N., Beznosikov V.A., Kondratenok B.M. Influence of benz[a]pyrene pollution on growth processes and structure of polyarenes in plants // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2015. № 4. P. 46–52 (in Russian).
8. Yakovleva E.V., Beznosikov V.A., Kondratenok B.M., Khomichenko A.A. Genotoxic effects in *Tradescantia* plants (clon 02) induced by benz(a)pirene // Sibirskiy ekologicheskiy zhurnal. 2011. № 6. P. 805–812 (in Russian).
9. Pridham J. B. The phenol glucosylation reaction in the plant kingdom // Phytochemistry. 1964. V. 3. P. 493.
10. Tumaykina Yu.A., Turkovskaya O.V., Ignatov V.V. Biodestruction of aromatic hydrocarbons with *Elodea canadensis* L. // Vestnik Saratovskogo Gosagrouniversiteta. 2005. № 1. P. 21–23 (in Russian).
11. Rovinskiy F.Ya.; Teplitskaya T.A., Alekseeva T.A. Baseline monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons. L.: Hidrometeoizdat, 1988. 224 p. (in Russian).
12. Zaynullin V.G. Genetic effects of chronic ionizing radiation in small doses. SPb: Nauka, 1998. 100 p. (in Russian).