

УДК 582.271/275:551.46.09

АДАПТАЦИОННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЧЕРНОМОРСКОЙ ЗЕЛЁНОЙ ВОДОРОСЛИ *ULVA RIGIDA* AG. ПРИ ХРОНИЧЕСКОМ И ИМПАКТНОМ ВОЗДЕЙСТВИИ ПОЛИХЛОРБИФЕНИЛОВ

Егоров В.Н., Малахова Л.В., Малахова Т.В., Тодоренко Д.А.

*Адаптационные характеристики черноморской зелёной водоросли *Ulva rigida* Ag. при хроническом и импактном воздействии полихлорбифенилов. - В.Н. Егоров, Л.В. Малахова, Т.В. Малахова, Д.А. Тодоренко * - В работе представлены результаты лабораторных экспериментов по оценке адаптационных характеристик *Ulva rigida* Ag. при хроническом и импактном воздействии полихлорбифенилов.*

Ключевые слова: *Ulva rigida*, ПХБ, Ароклор 1254, хлорофилл, феофитин.

Адрес: Институт биологии южных морей НАНУ, пр. Нахимова, 2, Севастополь, 99011, Украина, *Филиал МГУ в г. Севастополе, ул. Героев Севастополя, 7, Севастополь, 99001; E-mail: v.yegorov@ibss.org.ua

*Adaptable characteristics of the Black Sea green algae *Ulva rigida* Ag. under chronic and impact influence of polychlorinated biphenyls. - V.N. Egorov, L.V. Malakhova, T.V. Malakhova, D.A. Todorenko * - In work are presented results of laboratory experiments according to adaptable characteristics of *Ulva rigida* Ag. on chronic and impact influence of polychlorinated biphenyls.*

Key words: *Ulva rigida*, PCB, Aroclor 1254, chlorophyll, pheophytin.

Address: Institute of Biology of the Southern Seas National Academy of Sciences of Ukraine, 2, Nakhimov Ave., 99011, Sevastopol, Ukraine, *Moscow State University branch in Sevastopol, Geroev Sevastopol street, 7, 99001, Sevastopol, Ukraine; E-mail: v.yegorov@ibss.org.ua

Введение

Начиная с середины прошлого столетия полихлорированные бифенилы (ПХБ) стали одними из наиболее распространенных антропогенных органических загрязнителей в водной среде. В настоящее время в подверженных влиянию городских стоков прибрежных районах Чёрного моря концентрация ПХБ в поверхностном слое воды достигает $n \cdot 10 \text{ нг} \cdot \text{л}^{-1}$. В гидробионтах различных звеньев трофической цепи их удельное содержание изменяется от $n \cdot 10^{-2}$ до $n \cdot 100 \text{ нг} \cdot \text{г}^{-1}$ сырой массы, а в донных отложениях в загрязнённых районах достигает $n \cdot 1000 \text{ нг} \cdot \text{г}^{-1}$ сухой массы [6, 8]. Благодаря устойчивости к деградации в условиях окружающей среды и липофильным свойствам ПХБ накапливаются в гидробионтах, что потенциально может привести к нарушениям в их росте, развитии и к гибели [13, 15, 16].

В водную среду ПХБ попадают в виде смеси разнотипированных бифенилов. Их токсичность для биоты различна и зависит от степени хлорирования, количества в смеси планарных диоксиноподобных бифенилов, которыми являются не замещенные или однозамещенные в орто положении бифенилы [11]. Для высших

млекопитающих одной из наиболее токсичных признана техническая смесь полихлорбифенилов Ароклор 1254 [17]. Кроме того, выявлено, что наиболее часто в морских экосистемах обнаруживается композиция ПХБ, также соответствующая составу Ароклор 1254 [19]. Воздействие на гидробионты неблагоприятных условий среды, в том числе и появление в ней высоких концентраций антропогенных ксенобиотиков, может вызвать множество специфических ответных реакций и оказать влияние на все метаболические процессы в организме, в том числе и на процессы фотосинтеза, являющиеся главным поставщиком энергии у растений. В связи с этим, функционирование фотосинтетического аппарата оказывается наиболее значимым для определения состояния растения в целом.

Макрофиты являются важнейшими компонентами прибрежных экосистем. Обладая высокой продуктивностью, они способны к аккумуляции из воды и донных отложений различных веществ, в том числе и ПХБ. Известно, что популяция ульвы жесткой *Ulva rigida* Ag. часто обитает в акваториях городов и портов в условиях загрязнения водной среды

канализационными и склоновыми стоками [1, 4]. В 1984 г. в Севастопольском прибрежном регионе концентрация ПХБ (в эквиваленте Ароклор 1254) в ульве достигала $78 \text{ нг}\cdot\text{г}^{-1}$ сырой массы [8], в б. Круглой в мае 2003 г. – от 3 до $28 \text{ нг}\cdot\text{г}^{-1}$ сырой массы [6].

Известно, что *Ulva rigida* обладает довольно высокой адаптационной способностью к различным экологическим условиям [5, 7]. До настоящего времени в литературе отсутствовали сведения о характере воздействия ПХБ на *Ulva rigida*. Целью работы явилась оценка адаптационных характеристик *Ulva rigida* Ag. при хроническом и импактном воздействии технической смеси ПХБ Ароклор 1254.

Материалы и методы исследования

В летний и осенний сезоны 2011 г. было поставлено два эксперимента по изучению адаптационных характеристик *Ulva rigida* на воздействие ПХБ в виде их технической смеси Ароклор 1254 (99.6 %, фирмы AccuStandard Inc., USA). Летний эксперимент №1 был поставлен на вырезках ульвы, собранной 16.06.2011 г. с глубины 0.5 м в б. Стрелецкой г. Севастополя. Для эксперимента были отобраны неприкрепленные талломы водорослей крупных размеров, от 40 до 60 см в диаметре. Из середины слоевищ водоросли с визуально неповрежденной поверхностью металлической трубкой с заточенными краями были вырезаны диски диаметром 19 мм, каждый из которых был взвешен на аналитических весах с погрешностью до 1 мг. В экспериментах использовались образцы талломов с массой 15-16 мг. Каждая серия опытов ставилась в трех аквариумах с 1 л предварительно профильтрованной морской воды. В аквариумы помещались по 50 образцов ульвы.

Из литературных источников известно, что растворимость конгенов ПХБ в воде изменяется в зависимости от количества атомов хлора в молекуле от 5.8 до $10^{-8} \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ для монохлорбифенилов и окта-нонахлорбифенилов соответственно [14]. С целью приготовления необходимой для эксперимента концентрации смесь Ароклор 1254 предварительно растворяли в ацетоне и этот раствор добавляли в аквариумы. В эксперименте №1 первый опытный аквариум был контрольным без добавления токсиканта. Во второй аквариум было внесено 6 мл ацетона для определения реакции ульвы на растворитель, в третий – 100 мг Ароклора 1254 и 6 мл ацетона, т.о. концентрация ПХБ в третьем аквариуме составила $100 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$. Условия освещения аквариумов были естественными. Температура

воды в аквариумах в летних опытах изменялась в диапазоне $23-25^\circ\text{C}$, а в осеннем была равна 15°C и к концу эксперимента снизилась до 13°C . Вода в аквариумах во время эксперимента не заменялась и не доливалась. Перед началом опытов водоросли адаптировали к условиям окружающей среды в течение 16 часов. Эксперимент №1 проводили с 17 июня до 11 июля 2011 г. Для определения фотосинтетических пигментов вырезки ульвы отбирались через каждый час в первые, вторые и четвертые сутки начиная с 10 ч утра в течение 7 часов, далее на 5, 6, 7, 8, 9, 12, 14, 15, 18, 21 и 25 сутки контакта водорослей с токсикантами. Эксперимент №2 по определению динамики хлорофиллов при воздействии разных концентраций ПХБ был выполнен 10.11.2011 г. Для этого в четыре аквариума с 1 л морской воды было помещено по 50 вырезок ульвы из б. Стрелецкой. Первый аквариум был контрольным без токсиканта, во второй в 9.00 ч было внесено 5 мл ацетона, в третий – 5 мг Ароклор 1254 в 5 мл ацетона, в четвертый – 100 мг Ароклора 1254 в 5 мл ацетона. Концентрацию пигментов определяли в пяти повторностях в 10, 12, 13 и 15 часов.

Во втором эксперименте также измеряли массу вырезок ульвы на 9, 14, 21 и 25 сутки эксперимента. После отбора из аквариума талломы водорослей кратковременно осушали (не более 2 с) между листами фильтровальной бумаги и взвешивали на аналитических весах. Оценку количественного роста водоросли проводили по абсолютному и относительному приросту образцов ее талломов. Среднюю массу образцов в экспериментах рассчитывали из 5-10 параллельных измерений.

Контроль пигментного комплекса водорослей осуществляли по изменению содержания хлорофилла а, b и феофитина в талломах водорослей, измеренных спектрометрическим методом. Взвешенные вырезки растирали в ступке с 90 %-ным ацетоном, центрифугировали и определяли оптическую плотность ацетонового экстракта на спектрофотометре при длинах волн 630; 647; 663; 750 нм. Для определения феофитина в экстракты добавляли по 2 капли раствора соляной кислоты и через 10 минут определяли оптическую плотность при тех же длинах волн. Расчёты концентрации хлорофилла а и b проводили согласно [10], феофитина – по формуле Лоренцена [12].

Результаты и обсуждение

На рис.1 показано изменение концентрации хлорофилла а и хлорофилла b в образцах талломов водоросли *Ulva rigida* в контрольном аквариуме, не содержащем токсикантов.

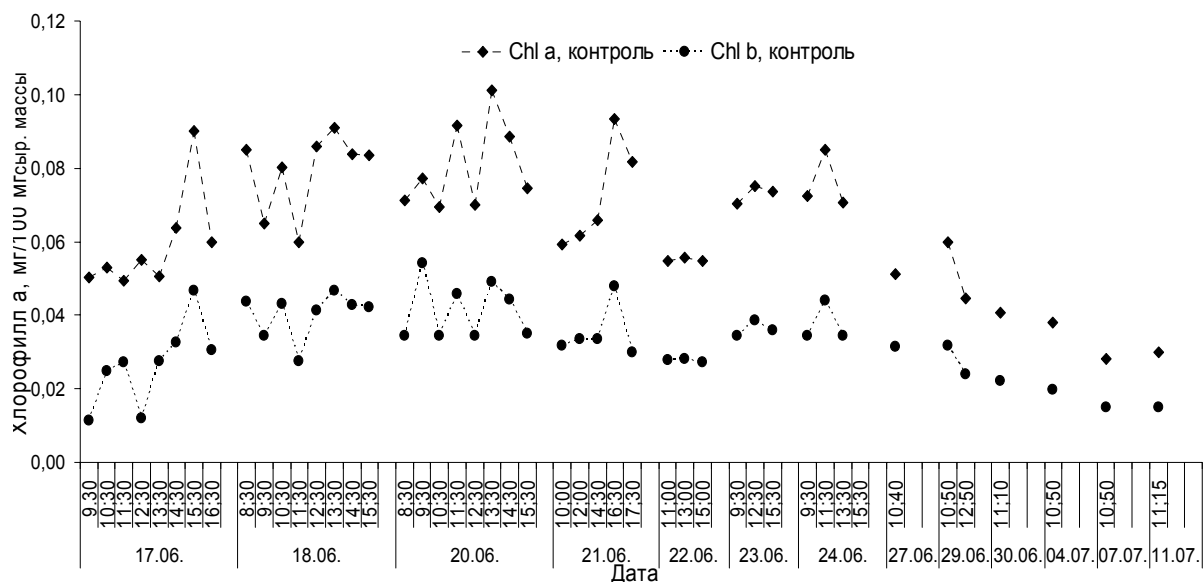


Рис. 1. Содержание хлорофилла а (Chl a) и b (Chl b) в ульве *Ulva rigida* в контроле в опыте №1 (17.06.11 - 11.07.11)

Fig. 1. Chlorophyll a (Chl a) and chlorophyll b (Chl b) content of *Ulva rigida* in control from experiment #1 (06.17.11 - 07.11.11)

В контрольном аквариуме в период наблюдений с 17 июня по 11 июля в первые трое суток наблюдалась тенденция увеличения концентрации хлорофилла а и хлорофилла b в ульве и в дальнейшем снижение содержания этих фотопигментов до начального уровня (рис. 1), что, по-видимому, было связано с общей

адаптацией водорослей на экспериментальные условия содержания.

Результаты наблюдений изменения относительного содержания хлорофиллов а и b в образцах *Ulva rigida* в аквариумах с ацетоном и Ароклором 1254 ($C=100 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$) показаны на рис. 2.

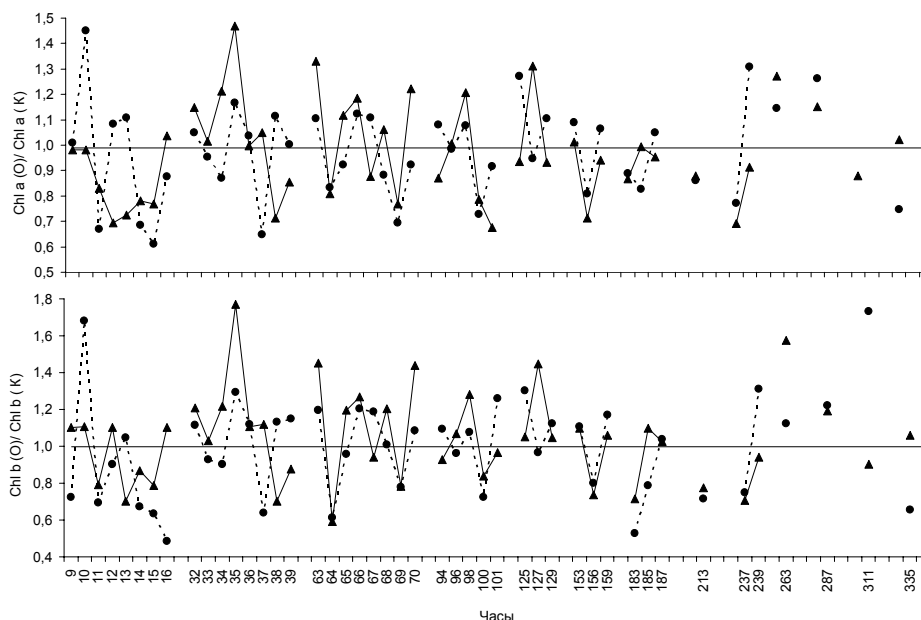


Рис. 2. Концентрация хлорофилла а (вверху) и b (внизу) в *Ulva rigida* (относительно контроля) в воде с ацетоном (-●-) и с Ароклором 1254 (-▲-)

Fig. 2. Chlorophyll a (above) and chlorophyll b (below) content of *Ulva rigida* (relative to control) from water with acetone (-●-) and Aroclor 1254 (-▲-)

При контроле экспериментальных условий было отмечено, что в аквариумах с высокой

концентрацией ПХБ снижалась прозрачность водной среды, что было связано с образованием

эмульсии ПХБ из-за их малой растворимости в воде. Визуальное сравнение полученных растворов ПХБ со шкалой единиц нефелометрической мутности (NTU) показало, что мутность раствора с концентрацией $5 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ Ароклора 1254 соответствовала образцу с 5 NTU, с $100 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ – 50 NTU. В опыте №1 мутность раствора ПХБ была постоянной в течение 25 суток. В аквариумах с добавлением ацетона прозрачность воды не изменялась. Как известно, повышенная мутность растворов приводит к рассеиванию света и снижению освещённости в объеме воды. Такой вид водорослей с тонкопластинчатой организацией талломов, как *Ulva rigida*, отвечает на снижение интенсивности света повышением содержания хлорофиллов [7, 18]. Поэтому ожидаемым эффектом в аквариумах с ПХБ, по сравнению с контрольными, было увеличение содержания хлорофиллов в образцах талломов водоросли.

Представленные на рис. 2 материалы свидетельствовали, что наблюдались разнонаправленные колебательные режимы адаптационного отклика хлорофилла а образцов талломов водорослей на загрязнение водной среды Ароклором 1254 и ацетоном. Эти колебательные процессы протекали на масштабах времени 2-6 часов с общей тенденцией направленности в сторону контрольных уровней и снижением максимальных амплитуд колебаний с течением времени от начала опытов. В то же время, наши наблюдения свидетельствовали об отсутствии ожидаемого эффекта увеличения содержания хлорофиллов в опытах с пониженной прозрачностью воды. Напротив, через 2 часа после добавления ПХБ в аквариум с ульвой содержание хлорофилла а снизилось на 20 %, через 3 часа – на 30 % по сравнению с контролем. По-видимому, действие ПХБ нивелировало реакцию ульвы на снижение освещённости.

В целом, результаты первой серии опытов (рис. 1, 2) показали, что адаптационные реакции талломов водоросли *Ulva rigida* на токсическое воздействие проявились откликом фотопигментов в колебательных режимах на масштабе от 2 до 6 часов. Следует заметить, что качественно аналогичные закономерности наблюдались при изучении адаптационной реакции на воздействие фенола талломов зелёной водоросли *Enteromorpha intestinalis* [3]. Это свидетельствовало об общности адаптационных механизмов реакции макрофитов на разные виды загрязнений.

Вторая серия опытов была поставлена 10.11.11. г. с целью более детального изучения кинетики пигментного отклика зелёной водоросли *Ulva rigida* на токсическое воздействие ПХБ и ацетона. Результаты этих экспериментов отображены на рис. 3. По данным расчётов в этом опыте средняя концентрация хлорофилла а в

образцах талломов ульвы в начальный момент составила 0.087, хлорофилла b – 0.054 мг/100 г, что было выше содержания фотопигментов в летнем эксперименте в среднем на 60 %. Наблюдения показали, что после начала осеннего опыта в образцах талломов ульвы во всех аквариумах в течение 3 часов наблюдалось снижение концентрации хлорофиллов а и b (рис. 3, а, б). Наибольшее уменьшение было отмечено при контакте ульвы с раствором ПХБ с концентрацией $100 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ (рис. 3, а), где содержание хлорофилла а снизилось до 60 % по отношению к контролю, а хлорофилла b до 80 % (рис. 3, б). В последующий период, в течение одного часа концентрация хлорофиллов а и b в водорослях возросла до контрольного уровня и даже превысила его, а затем в течение двух часов стабилизировалась на уровне, близком к их содержанию в образцах талломов в контрольном аквариуме. При этом концентрация феофитина в целом изменялась противофазно (рис. 3, в) содержанию фотопигментов, в течение первого часа повысилась и далее к 15 часам также вернулась к контрольному значению. Максимальное увеличение концентрации феофитина на 60 % наблюдалась в аквариуме с наибольшей концентрацией ПХБ (рис. 3, в).

Из литературных данных известно [2], что если отношение хлорофилла а к его деградированной форме - феофитину меньше 1, то это указывает на отмирание или распад хлоропластов водорослей. Из данных осеннего опыта видно (табл. 1), что в 12 часов дня в аквариуме с максимальной концентрацией ПХБ указанное соотношение стало равно 0.58, что в нашем случае свидетельствовало о значительном распаде хлорофилла а под действием совокупности факторов: повышенной мутности, высокой концентрации ПХБ и ацетона.

Результаты экспериментальных наблюдений показали, что при содержании зелёной водоросли *Ulva rigida* в водной среде с ацетоном и Ароклором 1254 механизмы ее адаптационных реакций на воздействие токсикантов на масштабе 3-4 часов проявлялись в распаде хлорофиллов с соответствующим образованием феофитина, с последующим на масштабе 2 часов стимулированием повышения концентрации хлорофиллов до превышения и дальнейшего достижения контрольного уровня. Анализ общих кинетических закономерностей (рис. 1 – 3) реакции талломов позволил обратить внимание на тот факт, что действие адаптационных механизмов в конечном счёте всегда было направлено в сторону достижения контрольного уровня содержания в них хлорофиллов. При этом наблюдались свойства адаптационной системы водорослей, проявляющиеся в инерционном превышении контрольных уровней при возвращении к стационарным состояниям как из

областей с повышенной, так и пониженной относительной концентрации хлорофиллов в водорослях. Если рассматривать отмеченные кинетические закономерности с точки зрения и в терминах систем автоматического регулирования, то можно заключить, что адаптационная система реакции пигментов водорослей на воздействие токсикантов в интервале рассмотренных в опытах концентраций соответствует системе управления по отклонению с отрицательной обратной связью [9]. Такая интерпретация функционирования

адаптационной системы позволяет объяснить наблюдаемые в наших экспериментах феномены как превышения, так и снижения по отношению к контрольным, концентраций хлорофиллов в водорослях. Следует также отметить, что при изучении реакции гидробионтов на действие токсикантов без учета кинетики адаптационных процессов при разной экспозиции наблюдений могут быть получены взаимоисключающие результаты.

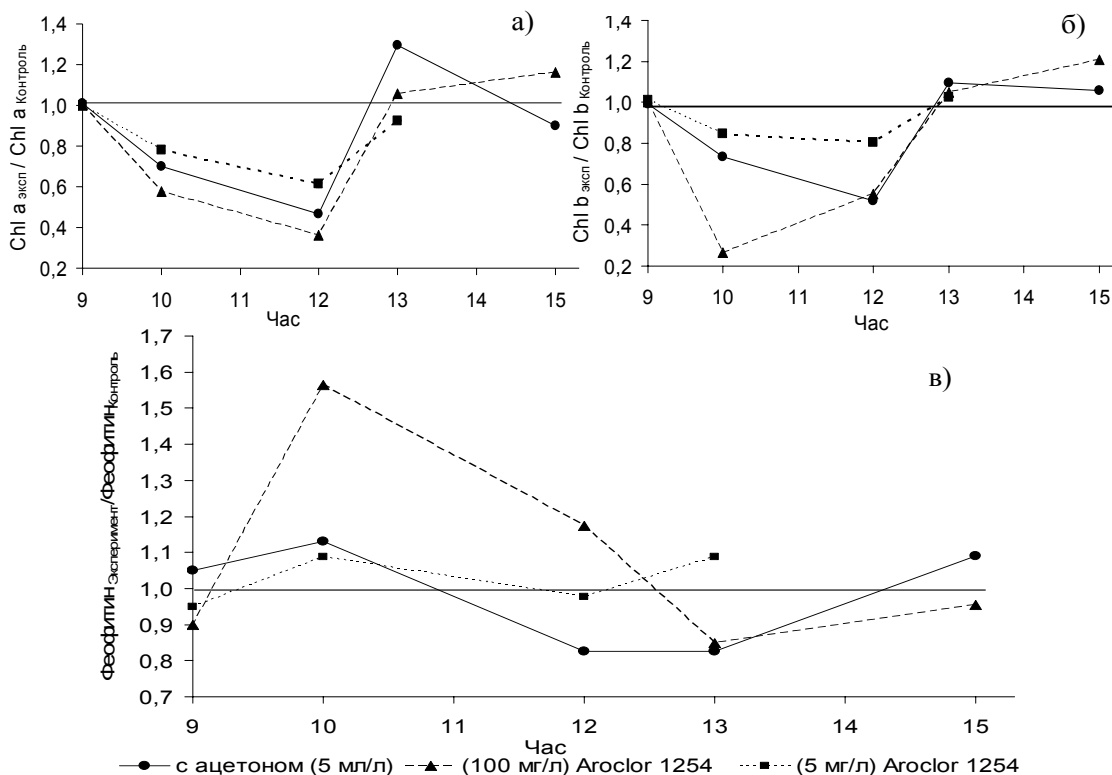


Рис. 3. Концентрация хлорофилла а (а), хлорофилла б (б) и феофитина (в) в *Ulva rigida* (относительно контроля) в опыте 10.11.11 г.

Fig. 3. Chlorophyll a (а), chlorophyll b (б) and pheophytin concentration in *Ulva rigida* (relative to control) in experiment 11.10.11

Таблица 1. Среднее соотношение между хлорофиллом а и феофитином в ульве

Table 1. Average relation between chlorophyll a and pheophytin in *Ulva*

Аквариум	Время суток 10.11.11 г.				
	9	10	12	13	15
Контрольный	4.54	4.78	2.72	1.57	3.22
С ацетоном (5 мл·л ⁻¹)	4.68	2.35	1.48	2.15	1.90
С ПХБ (Ароклор 1254) (5 мг·л ⁻¹) + ацетон (5 мл·л ⁻¹)	5.38	3.52	1.41	1.26	-*
С ПХБ (Ароклор 1254) (100 мг·л ⁻¹) + ацетон (5 мл·л ⁻¹)	4.21	2.11	0.58	2.38	3.63

*- нет данных

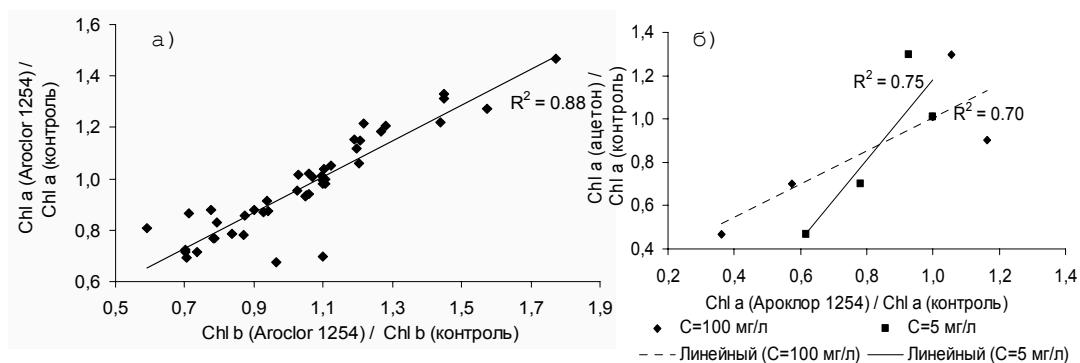


Рис. 4. Зависимости между относительными (к контролю) концентрациями хлорофилла а и хлорофилла б в ульве в первой серии экспериментов (а) и между относительными (к контролю) концентрациями хлорофилла а в ульве в аквариумах с ацетоном и Ароклором 1254 во второй серии экспериментов (б)

Fig. 4. Correlation between relative chlorophyll a and chlorophyll b concentration in ulva in experiment 1 (a) and correlation between relative chlorophyll a concentration in ulva from aquarium with acetone and Aroclor 1254 in experiment 2 (б)

Хорошо известно, что перечень потенциальных загрязнителей морской среды превышает многие сотни компонентов. В связи с этим, возникает вопрос о специфичности механизмов реагирования адаптационной системы водорослей на разные группы токсикантов. Наши исследования показали, что изменения концентраций хлорофиллов а и б в образцах талломов водоросли *Ulva rigida* в опытах как с Ароклором 1254 (рис. 4, а), так и с ацетоном (рис. 4, б), были практически синхронны. Это свидетельствовало о том, что адаптационная система *Ulva rigida* реагировала на различные загрязнители с одинаковыми динамическими характеристиками.

Исследование роста образцов талломов водоросли показало, что в летнем эксперименте масса образцов ульвы возрастала монотонно и линейно и увеличилась в контроле и в аквариуме с ацетоном на 121 %, с Ароклором 1254 – на 136 % (рис. 5). Эти данные совпадают с опубликованными результатами по месячному приросту слоевищ в экспериментальных условиях, составившему в июле 124 - 132 % [4], что свидетельствует о нормальном онтогенезе ульвы в проводимом опыте.

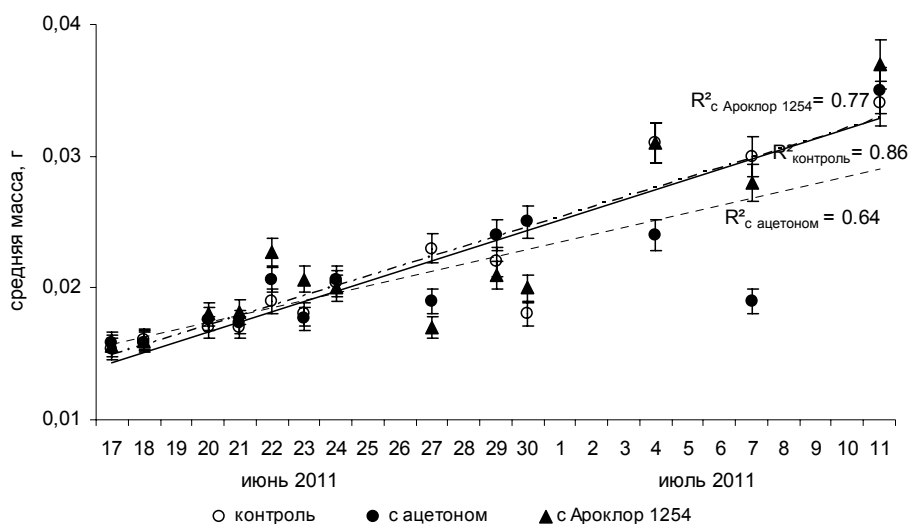


Рис. 5. Биомасса высечек зелёной водоросли ульвы *Ulva rigida* в опыте 1

Fig. 5. Thallus weight in the green alga *Ulva rigida* in experiment 1

Относительный суточный прирост массы образцов в экспериментальных сосудах не отличался и составил в контроле 5.07 ± 0.25 %, в

аквариуме с ацетоном – 4.75 ± 0.24 %, с Ароклором 1254 – 5.25 ± 0.26 %. При этом в условиях повышенной мутности и высокой

концентрации ПХБ и ацетона все оставшиеся высежки до конца эксперимента были живыми, о чем можно было судить по их ярко-зелёной окраске. Таким образом, в летнем эксперименте добавки ПХБ и ацетона не повлияли на динамику накопления массы талломов ульвы по сравнению с контрольным опытом. Это свидетельствовало об устойчивости ульвы к загрязнению среды ПХБ и ацетоном в выбранных условиях.

Необходимо отметить, что через неделю после начала осеннего эксперимента вода в аквариумах с добавками 5 и 100 мг ПХБ стала прозрачной, и на дне образовался осадок. По-видимому, при сниженной осенней температуре выпали в осадок низкорастворимые конгенеры, которые входят в состав смеси Ароклор 1254, при этом в аквариуме с 100 мг ПХБ погибла третья часть ульвы, её вырезки стали визуальными прозрачными. В других аквариумах талломы оставались живыми до конца эксперимента. Было определено, что за 25 суток масса образцов ульвы возросла в контроле на 113 %, в аквариуме с ацетоном - на 80 %, с концентрацией 5 мг·л⁻¹ ПХБ - на 93 % и с концентрацией 100 мг·л⁻¹ ПХБ - на 60 %, при этом относительная средняя скорость роста талломов составила 4.53; 3.20; 3.73 и 2.40 % соответственно, что по сравнению с летним сезоном оказалось ниже на 10 % в контроле, с ацетоном - на 33 % и с ПХБ (100 мг·л⁻¹) - на 54 %. Отличие осеннего опыта состояло в пониженной температуре. По-видимому, совокупность действующих на ульву факторов в условиях

пониженной температуры привело к усилению токсического эффекта ПХБ и ацетона, который проявился в снижении роста биомассы ульвы и частичной гибели талломов.

Выводы

При действии высокой концентрации полихлорированных бифенилов (Ароклора 1254) в присутствии ацетона содержание хлорофилла а и б в образцах зелёной водоросли снижалось в первые часы экспериментов и противофазно увеличивалась доля неактивной формы - феофитина. Разнонаправленные на масштабах времени 2-6 часов колебательные режимы адаптационного отклика образцов талломов водорослей *Ulva rigida* на загрязнение водной среды Ароклором 1254 и ацетоном с общей тенденцией направленности в сторону контрольных уровней и снижением максимальных амплитуд колебаний свидетельствовали, что адаптационные механизмы реакции фотопигментов водорослей на воздействие токсикантов соответствуют системе автоматического регулирования по отклонению с отрицательной обратной связью. Зафиксировано влияние пониженной температуры на снижение средней скорости роста ульвы в растворах ПХБ с высокой концентрацией и гибель части талломов. Показана высокая устойчивость *Ulva rigida* к экстремально высокому загрязнению полихлорбифенилами в виде эмульсии при температуре воды, характерной для летнего сезона.

1. Афанасьев Д.Ф. Макрофитобентос российского сектора Чёрного моря // Экология моря.-2005.-Вып. 68.-С. 19-25.
2. Бриттон Г. Биохимия природных пигментов. М.: Мир, 1986. - 422 с.
3. Егоров В.Н., Ерохин В.Е. Эмпирическая модель кинетики адаптивной устойчивости пигментной системы макрофитов при интоксикации фенолом. // Экология моря.-1998.- №47.- С. 90-95.
4. Калугина-Гутник А.А. Фитобентос Чёрного моря. К.: Наукова думка, 1975.- С. 200-216.
5. Кузьмина Н.С. Оценка токсического действия хозяйственно-бытовых сточных вод на морские организмы: автореф. дис....канд. биол. наук.- Севастополь, 2006.- 24 с.
6. Малахова Л.В. Содержание и распределение хлорорганических ксенобиотиков в компонентах экосистем Чёрного моря: автореф. дис....канд. биол. наук. - Севастополь, 2006.-24 с.
7. Муравьёва И.П. Химический состав *Ulva rigida* Ag. из разных по степени загрязнения акваторий Севастополя (Чёрное море) // Экология моря.-2002.- №59.-С. 74-79.
8. Поликарпов Г.Г., Жерко Н.В. Экологические аспекты изучения загрязнения Чёрного моря хлорорганическими ксенобиотиками // Экология моря.-1996.-Вып.45.-С. 92-100.
9. Попов Е.П. Теория линейных систем автоматического регулирования. - М.: Наука, 1978. - 256 с.
10. Jeffrey S.W., Humphrey G.F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c₁ and c₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton //Biochem. Physiol. Pflanzen.-1975.-N167.-P. 191-194.
11. Fischer L.J., Seegal R.F., Ganey P.E., Pessah I.N., Kodavanti P.R. Symposium overview: toxicity of noncoplanar PCBs //Toxicol. Sci.-1998.-41.-P. 49-61.
12. Lorenzen C.J. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations // Limnol. and Oceanogr.-1967.-12.-N2.-P. 343-346.
13. Mac M.J., Schwartz T.R. Investigations into the effects of PCB congeners on reproduction in lake trout from the Great Lakes. //Chemosphere.-1992.-25.-P. 189-192.
14. Makino M. Prediction of aqueous solubility coefficients of polychlorinated biphenyls by use computer-calculated molecular properties//Environment International.-1998.-24.-N5/6.-P. 653-663.
15. Monod G. Egg mortality of Lake Geneva charr (*Salvelinus alpinus* L.) contaminated by PCB and DDT derivatives // Bull. Environ. Contam. Toxicol.-1985.-35.-P. 531-536.
16. Nebeker A.V., Puglisi F.A., DeFoe D.L. Effects of polychlorinated biphenyl compounds on survival and reproduction of the fathead minnow and flagfish//Trans. Am. Fish. Soc.-1974.-3.-P. 562-568.
17. Polychlorinated biphenyls. Mammalian and Environmental Toxicology. (Ed. S.Safe). Springer-Verlag, Berlin, 1987.
18. Ramus J., Beale S.I., Mauzerall D. Correlation of changes in pigment content with photosynthetic capacity of seaweeds as a function of water depth //Marine Biology.-1976.-37.-N3.-P. 231-238.
19. Skotvold T., Savinov V. Regional distribution of PCBs and presence of technical PCB mixtures in sediments from Norwegian and Russian Arctic Lakes //Science of The Total Environment.-2003.-306.-N1-3.-P. 85-97.

Отримано: 08 серпня 2012 р.

Прийнято до друку: 12 листопада 2012 р.