

УДК 574.5 + 574.32

В. П. Семенченко, В. К. Ризевский

**ЧУЖЕРОДНЫЕ ВИДЫ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ И РЫБ В
РЕЧНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ БЕЛАРУСИ:
РАСПРЕДЕЛЕНИЕ, БИОЛОГИЧЕСКОЕ
ЗАГРЯЗНЕНИЕ И ВОЗДЕЙСТВИЯ**

В статье рассмотрено понятие биологического загрязнения водных экосистем и методы его оценки. Приведены данные по распространению, основным путям и векторам инвазий, а также влияние глобальных факторов на инвазивные процессы. Проанализированы эффекты, возникающие в результате инвазии чужеродных видов беспозвоночных и рыб в речные экосистемы Беларуси. Показано, что основными факторами, способствовавшими этому процессу, было строительство водохранилищ на территории Украины, судоходство и естественное расселение видов. Рассматриваются примеры негативного воздействия инвазивных видов на аборигенные виды и сообщества.

***Ключевые слова:** чужеродные виды, беспозвоночные, рыбы, пути и векторы инвазий, биологическое загрязнение, экологические воздействия.*

Проблема вторжения чужеродных видов животных в водные экосистемы приобрела глобальный характер. Она имеет целый ряд негативных последствий экологического, экономического и социального характера. По заключениям международных экспертов инвазии чужеродных видов в глобальном масштабе являются второй по значимости (после антропогенного загрязнения среды) причиной вымирания аборигенных видов и потери биоразнообразия [48].

Инвазии связывают с различными факторами: глобальным изменением климата [50, 54], строительством различного рода каналов и водохранилищ [19, 23, 35], увеличением интенсивности судоходства [5, 19, 28, 45] и др. Высокая частота успешных инвазий в пресноводные экосистемы связана с тем, что большинство водоемов и водотоков было изменено деятельностью человека. Ей также способствовала интродукция многочисленных чужеродных видов [21, 30, 47]. Этот процесс, в отличие от естественного расселения организмов, протекает с очень высокой скоростью и в случае преднамеренной интродукции хорошо документирован [47].

Приходится признать, что процесс инвазий будет только усиливаться, а чужеродные виды должны восприниматься как неизбежное зло человеческой деятельности [30]. Фактически это означает, что существуют постоян-

© В. П. Семенченко, В. К. Ризевский, 2016

ные угрозы существованию аборигенных видов и сообществ, а также связанные с этим ущербы как экологического, так и экономического характера.

В настоящее время существует достаточно обширная литература о распространении и различного рода воздействиях чужеродных видов на аборигенные сообщества и экосистемы. В этой статье рассматриваются некоторые общие вопросы, связанные с основными путями и векторами инвазий водных животных в речные экосистемы Беларуси, и оценка биологического загрязнения. Отметим, что в отличие от рыб, для которых в большинстве случаев известны как векторы инвазий, так и различного рода ущербы для аборигенных сообществ, в отношении беспозвоночных целый ряд вопросов исследован слабо. Кроме того, количество видов чужеродных беспозвоночных в водных экосистемах Беларуси гораздо больше, чем рыб [47].

Общая характеристика чужеродной водной фауны. В настоящее время в речных бассейнах на территории Беларуси зафиксировано обитание 17 чужеродных видов водных беспозвоночных и 13 видов рыб. В список не включены виды-интродуценты, которые в естественных условиях Беларуси не размножаются.

Распределение чужеродных видов в бассейнах крупных рек Беларуси Днепра, Припяти и Немана неравномерно и, в основном, связано с наличием речных портов (рис. 1, 2).

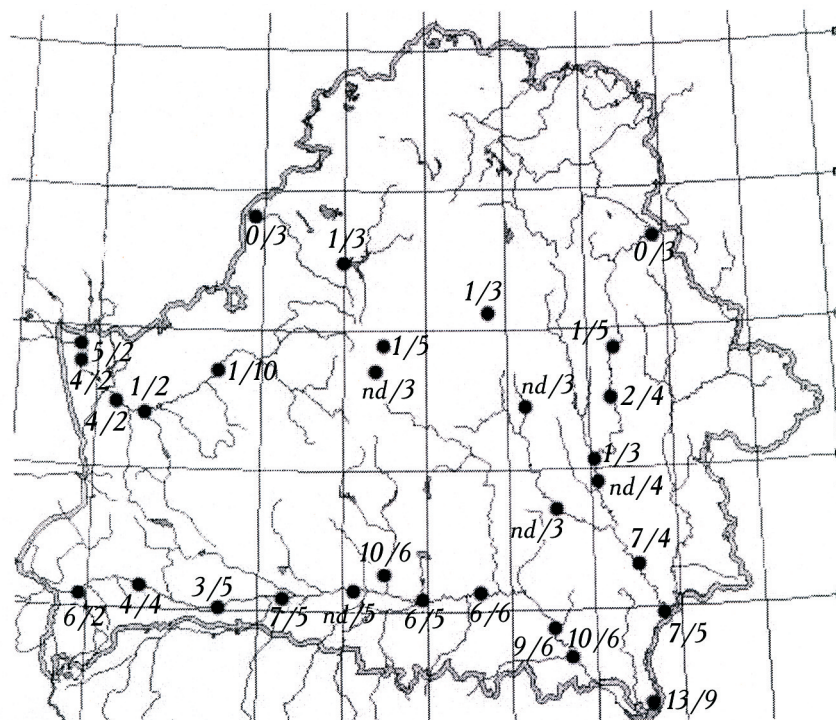
Наиболее широко представлены виды понто-каспийского комплекса, они составляют около 70% общего количества инвазивных (рис. 3).

Увеличение количества чужеродных видов в Беларуси во временном аспекте происходит практически экспоненциально (рис. 4).

Основные пути и векторы инвазий в водные экосистемы Беларуси. Пути проникновения чужеродных видов в водные экосистемы бассейнов разных рек могут существенно различаться. Можно выделить несколько основных причин, способствующих инвазии в водные экосистемы Беларуси (рис. 5):

- Естественное расселение видов из мест их интродукции, которому способствовало гидротехническое строительство (водохранилища, межбассейновые каналы, мелиоративные системы и др.);
- Судоходство;
- Преднамеренная и непреднамеренная интродукция, связанная с рыбным хозяйством;
- Торговля водными животными и аквариумистика.

Для рек Припяти и Днепра основными факторами являются судоходство и естественное расселение видов внутри бассейнов. В то же время исходной причиной проникновения чужеродных видов на территорию Беларуси было



1. Распределение чужеродных видов водных беспозвоночных (над чертой) и рыб (под чертой) в бассейнах рек Днепра, Припяти и Немана на территории Беларуси.

строительство каскада водохранилищ на р. Днепр, в частности Киевского. В настоящее время этот водоем является основным донором чужеродной фауны для Беларуси. Ряд видов проник в бассейн р. Неман из Каунасского водохранилища (Литва).

Естественное расселение по причине гидротехнического строительства. Каналы и их системы, известные как «инвазивные коридоры» [9], сыграли и продолжают играть важную роль в межбассейновом распространении чужеродных видов [35, 45]. Строительство Днепро-Бугского канала способствовало проникновению понто-каспийской фауны по р. Припять в бассейн р. Висла и далее в Балтийское море [22, 44]. Этот путь, известный как центральный инвазивный коридор, явился основным источником инвазий беспозвоночных и рыб на территорию Беларуси. Строительство Минско-Вилейской водной системы привело к проникновению бычка-песочника в р. Вилию и далее на территорию Литвы. Аналогичная ситуация характерна для системы каналов, соединяющих р. Дунай с бассейном р. Рейн [51].

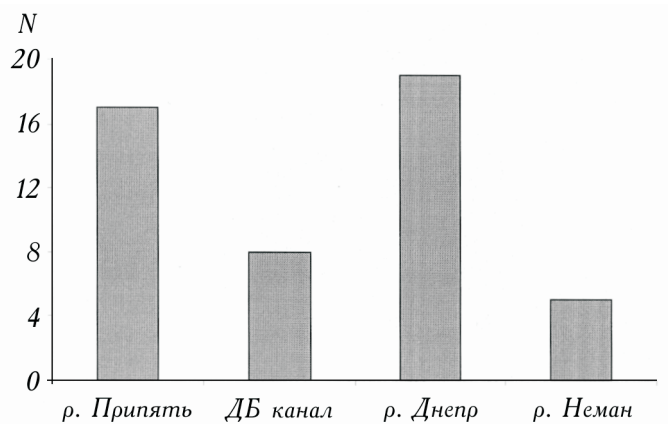
Естественное распространение видов также происходит внутри одного бассейна. Это характерно для рыб и подвижных беспозвоночных. Типичным примером является проникновение чужеродных понто-каспийских видов (*Paramysis lacustris*, *Chelicorophium curvispinum*) из Киевского водохранилища (Украина) на территорию Беларуси (реки Днепр и Припять), а так-

же в бассейн р. Неман из Каунасского водохранилища, где эти виды были ранее акклиматизированы [42].

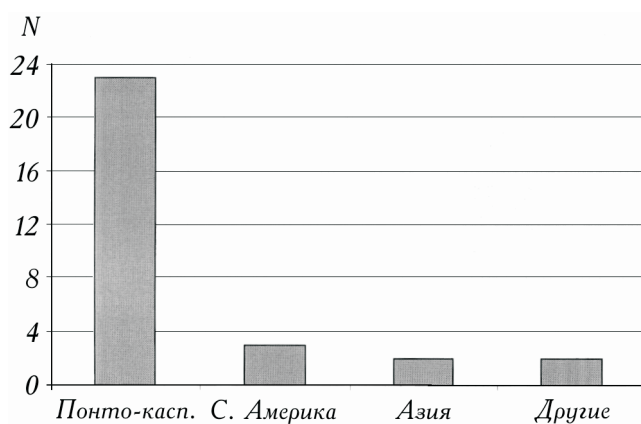
Распространение чужеродных видов рыб в реках Припяти и Днепре существенно различается. Так, в Припяти из семи чужеродных видов рыб понто-каспийского происхождения пять встречаются практически на всем протяжении реки, а в Днепре количество видов уменьшается вверх по течению (см. рис. 1). Другие рыбы понто-каспийского происхождения (пугловка звездчатая, колюшка южная малая, игла-рыба) отмечены только в нижней части р. Днепра на территории Беларуси.

Судоходство является основной причиной распространения многих чужеродных видов [5, 19, 28, 45]. При этом они могут перемещаться как с балластными водами, так и с обрастаниями судов, что в большей степени характерно для моллюсков и амфипод [14]. Так, максимальное количество чужеродных амфипод в р. Припяти на территории Беларуси обнаружено в речных портах [46]. Распространение полихеты *Hypnia invalida* связано преимущественно с земснарядами, производящими дноуглубительные работы в портах. Быстрое распространение бычка-цуцика (*Proterorhinus marmoratus*) в верховья р. Припяти, видимо, также связано с судоходством.

Преднамеренная и непреднамеренная интродукция различных водных животных в водоемы и водотоки с целью увеличения их продуктивности во многих случаях имеет негативный экологический эффект для аборигенной

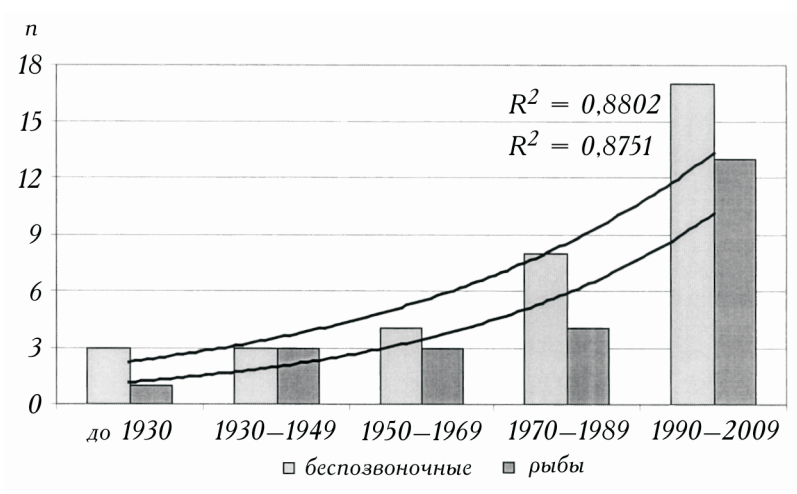


2. Общее количество чужеродных видов водных животных в бассейнах крупных рек Беларуси [44]. ДБ канал — Днепро-Бугский канал.

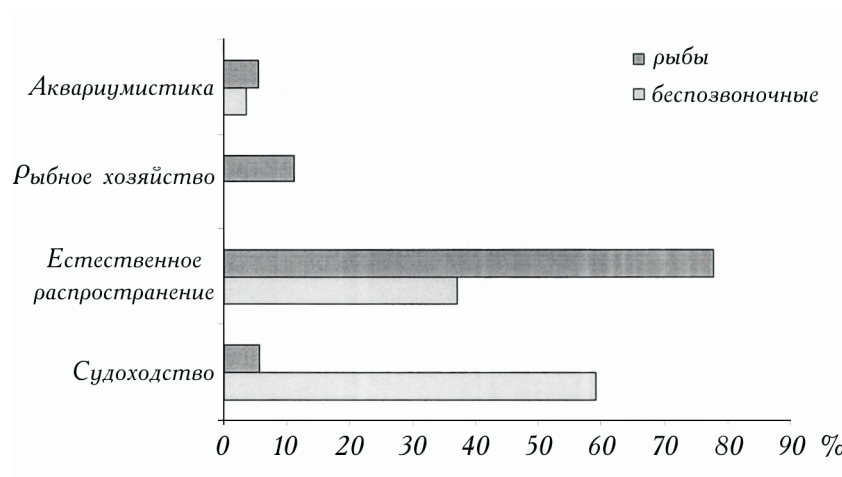


3. Происхождение чужеродных видов водных животных речных экосистем Беларуси.

Водная флора и фауна



4. Динамика увеличения количества чужеродных видов водных беспозвоночных и рыб в речных экосистемах Беларуси.



5. Основные факторы, способствовавшие распространению чужеродных видов беспозвоночных и рыб в бассейнах рек Днепра и Припяти.

фауны. Так, вселение карпа в озера и водохранилища Беларуси вызвало значительную конкуренцию с аборигенными рыбами за трофические ресурсы. Акклиматизация карася серебряного уже привела к значительному снижению численности аборигенного карася золотого, а также может способствовать их гибридизации. Отметим, что карп и карась серебряный проникли во все бассейны рек Беларуси из мест их начальной интродукции.

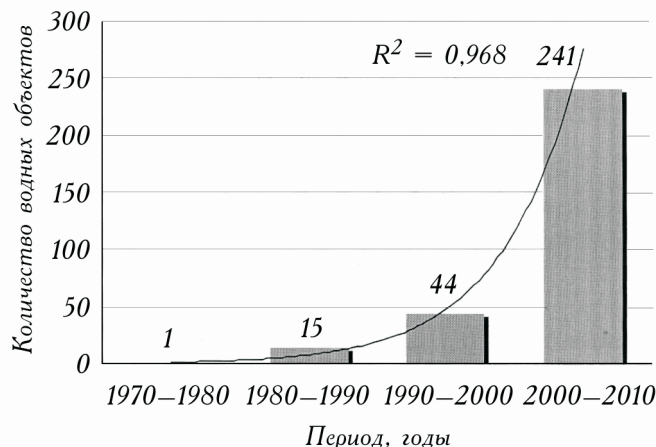
Ярким примером является интродукция рыбаками-любителями ротана-головешки. Этот вид, вселенный в пруды вблизи г. Минска, за 40 лет распространился по всей территории Беларуси (рис. 6). Чебачок амурский (*Pse-*

udorasbora parva) попал в р. Птичь (приток р. Березины, бассейн р. Припяти) в результате интродукции дальневосточных видов рыб — белого амура и толстолобика.

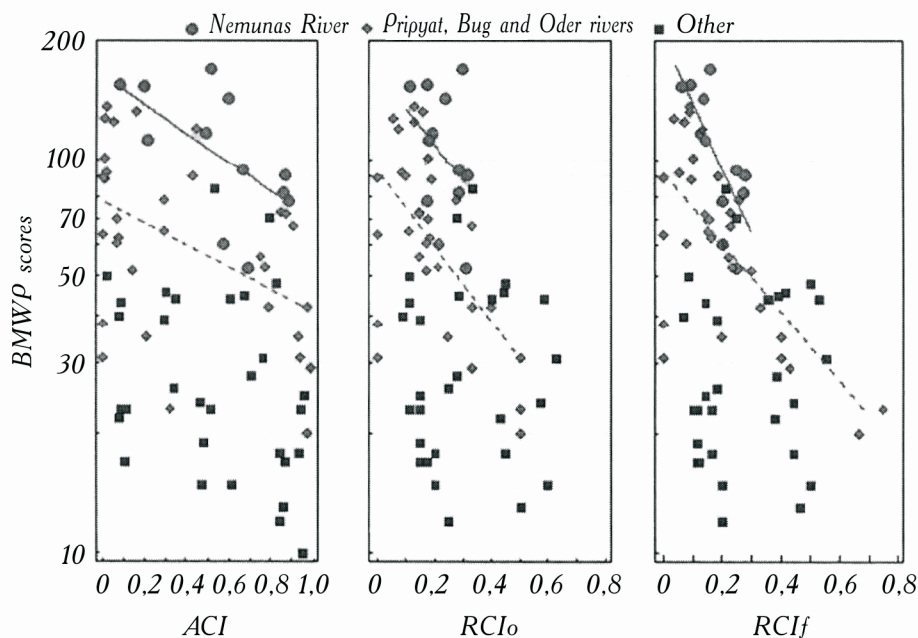
Интродукция является также фактором непреднамеренного вселения целого ряда видов, которые заносятся в водные объекты при акклиматизационных работах. Так вместе с восточной креветкой *Macrobrachium nipponense* в оз. Белое, водоем-охладитель ГРЭС, был случайно занесен брюхоногий моллюск *Physella integra* [22]. Согласно [32], 80% натурализовавшихся чужеродных видов в Германии были занесены непреднамеренно в результате акклиматизационных работ.

Торговля водными животными и аквариумистика. Некоторые виды распространились в результате торговли экзотическими объектами или их содержанием в аквариумах. Так, появление брюхоногого моллюска *Physella acuta* и американского сомика *Amerius nebulosus* на территории Беларуси практически везде связано с аквариумистикой. Пресноводная медуза *Craspedacusta sowerbyi*, по-видимому, распространилась благодаря культивированию в аквариумах тропических водных растений.

Влияние глобальных факторов на инвазионные процессы в водных экосистемах Беларуси. Глобальное изменение климата. Существует достаточно обширные данные об усилении инвазионных процессов, вызванном глобальным изменением климата, в том числе и в водных экосистемах [15, 17, 37, 54]. Ввиду глобального потепления, водохранилища все более приближаются к эстуарным экосистемам [4], что значительно облегчает проникновение солоноватоводной фауны. Увеличение минерализации воды в р. Припяти практически в два раза за последние 20 лет способствовало натурализации понто-каспийских беспозвоночных [33]. Большинство чужеродных видов имеют более высокую скорость размножения и количество производимого потомства, возрастание температуры будет способствовать увеличению количества их генераций и, соответственно, большему потреблению трофических ресурсов [54]. Таким образом, глобальное потепление может способствовать усилению инвазионных процессов, особенно для относительно теплолюбивой понто-каспийской фауны.



6. Динамика распространения ротана-головешки по водоемам и водотокам Беларуси (по данным [24]).



7. Зависимость значений биоконтаминации (индексов ACI, RCI) от экологического качества воды, оцениваемого по биотическому индексу BMWP [7].

Загрязнение и деградация пресноводных экосистем является еще одним фактором, способствующим быстрой колонизации новых местообитаний чужеродными видами [23]. В частности, существует обратная связь индекса биоконтаминации (см. ниже) с экологическим качеством воды, оцениваемым по биотическому индексу BMWP [7] (рис. 7). Полученные данные в определенной мере соответствуют гипотезе «вакантных ниш», которые освобождаются аборигенными видами в результате ухудшения экологических условий [49].

Как было отмечено [30], успех инвазий наиболее вероятен, когда условия существования аборигенного сообщества нарушены. Так, чувствительность аборигенных видов моллюсков и гаммарид к воздействию волнового перемешивания, возникающего вследствие судоходства, гораздо выше по сравнению с чужеродными [18].

Понятие биологического загрязнения. Процесс инвазии может быть охарактеризован как биологическое загрязнение и требует оценки некоторыми количественными показателями по аналогии с другими видами загрязнений. Несмотря на различия между химическим и биологическим загрязнением, философия определения воздействия остается одной и той же [16].

Понятие «биологическое загрязнение» в англоязычной литературе имеет два различных определения: «biopollution» и «biocontamination» [16]. Под «biopollution» понимают воздействие интродуцированных и инвазивных ви-

дов, приводящее к существенным нарушениям на уровне особей, популяций и сообществ, включая негативные экономические последствия, «*biocontamination*» — это внедрение видов в экосистемы и сообщества без заметного эффекта, или когда он не определен.

В связи с этим следует отметить, что если чужеродные виды внедряются в сообщество, то они в любом случае приводят к структурным изменениям в нем, независимо от того, наблюдается или не наблюдается отрицательный эффект. С нашей точки зрения, различия в терминах «*biocontamination*» и «*biopollution*» достаточно условны и относятся к разным этапам инвазионного процесса. Например, на начальных этапах инвазии, когда численность чужеродного вида невелика, он не вызывает существенных нарушений, однако в дальнейшем, при ее возрастании, нарушения становятся видимыми. Фактически это единый процесс, разделенный на две фазы: внедрение вида в новое сообщество и его натурализация [10].

Методы оценки биологического загрязнения. В настоящее время существует два индекса, которые позволяют оценивать биологическое загрязнение поверхностных вод. *Biopollution Index (BPI)* разработан для оценки загрязнения инвазивными видами морских, солоноватоводных и пресноводных экосистем [34]. Индекс позволяет оценивать воздействие на уровне крупных экосистем (заливов, эстуариев, отдельных рек). В его основе лежат три переменные: распространение, численность и воздействие чужеродных видов. Основная проблем его расчета заключается в том, что количественная оценка негативного воздействия весьма затруднительна и часто носит качественный характер, поскольку трудно оценить экологические эффекты в количественных показателях [29, 39, 52].

Site-specific biocontamination index (SBCI) был разработан для оценки биологического загрязнения конкретного местообитания на примере макрозообентоса и включает в себя две переменные: численность и количество чужеродных видов [7]. Оценка осуществляется на основе расчета двух отдельных индексов: индекса количественного загрязнения (*ACI*) и индекса таксономического загрязнения (*RCI*). *ACI* рассчитывается как доля чужеродных видов в общей численности макрозообентоса, а *RCI* — как доля отрядов чужеродных беспозвоночных в общем количестве отрядов макрозообентоса.

Для *SBCI* существуют градации биологического загрязнения местообитания, соответствующие градациям биотических индексов: высокое, хорошее, посредственное, плохое и очень плохое состояние (табл. 1).

Расчеты индексов биоконтаминации для различных участков рек Днепра и Припяти за 2007—2011 гг., проведенные нами по данным [3, 43] оказались следующими (табл. 2.).

Высокие значения индекса *SBCI* в среднем течении рек обусловлены наличием крупных речных портов.

Основная проблема, возникающая при расчетах — уровень таксономического разрешения для показателя *RCI*, который может быть рассчитан для

1. Определение степени биологического загрязнения местообитания (SBCI) по макрозообентосу

RCI	ACI				
	None	0,01—0,10	0,11—0,20	0,21—0,50	> 0,50
None	0				
0,01—0,10		1	2	3	4
0,11—0,20		2	2	3	4
0,21—0,50		3	3	3	4
> 0,50		4	4	4	4

Примечание. Цифры 0, 1, 2, 3 и 4 — соответствуют высокому, хорошему, посредственному, плохому и очень плохому состоянию сообщества.

2. Средние значения индекса SBCI для различных участков рек Днепра и Припяти

Реки, участки	RCI	ACI	SBCI
Днепр, верхний участок	0,18	0,02	2
Днепр, средний участок	0,10	0,63	4
Днепр, нижний участок	0,14—0,27	0,05—0,25	3
Припять, верхний участок	0,06	0,01	1
Припять, средний участок	0,06—0,23	0,25—0,61	4
Припять нижний участок	0,16—0,27	0,05—0,25	3

отрядов или семейств [7, 23, 25]. В реках Европы отмечено хорошее соответствие происходящим процессам, при этом наиболее приемлем расчет на уровне семейств [23, 25]. В первую очередь это связано с тем, что в мониторинговых исследованиях при оценке экологического качества воды по различным биотическим индексам (*BMWP*, *BBI*, *IBGN* и др.), определение таксономического состава проводится для уровня семейств, что позволяет использовать данные рутинного мониторинга при расчете уровня биоконтаминации. В то же время, использование уровня отрядов более оправдано, особенно на начальных стадиях биологической контаминации в экологическом понимании этого индекса [8]. Однако значения *RCI*, рассчитанные на уровне отрядов, в некоторых случаях превышают значения *SBCI* [25].

Использование уровня отрядов, имеющих специфические особенности потребления пищи, действительно более оправдано, так как они могут выступать в качестве нового звена трофической цепи. Так, в макрозообентосе на отдельных участках рек Припяти и Днепра обнаружен представитель полихет *Hypania invalida*, однако его инвазия не привела к значительной конкуренции с аборигенными видами хирономид и олигохет. В то же время инвазии некоторых видов отряда Decapoda (*Orconectes limosus*, *Eriocheir sinensis*, *Rhithropanopeus harrisi*) в пресноводные экосистемы могут не только приводить к изменениям в трофической цепи, но и вызывать негативные

эффекты. Так, появление *Orconectes limosus* в бассейн р. Неман уже привело к значительному снижению численности, а в некоторых случаях — к полному исчезновению аборигенных видов декапод (персональное сообщение А. В. Алехновича).

Воздействие чужеродных видов на аборигенные сообщества. Чужеродные виды могут различными путями и способами воздействовать на отдельные сообщества или экосистемы. Согласно [12], основные из них это:

- изменение или нарушение биотической структуры в экосистеме;
- воздействие на нормальную жизнедеятельность аборигенных видов через конкуренцию, аменсализм или снижение успешности размножения;
- увеличение скорости вымирания видов;
- уменьшение продуктивности аквакультуры;
- нанесение вреда непосредственно человеку или связанным с ним животным и растениям.

Так, значения индекса *SBCI* свидетельствуют о перестройках в таксономическом составе и структуре сообществ, то есть фактически отражают воздействие, не выраженное в количественных негативных эффектах, например в снижении численности аборигенных видов.

Риски от внедрения чужеродных видов рыб в водные экосистемы Беларуси были проанализированы использованием *Fish Invasiveness Screening Kit (FISK)* [27]. Наибольшие значения риска получены для американского сомика (*Ameiurus nebulosus*), карася серебряного (*Carassius gibelio*), бычка-кругляка (*Neogobius melanostomus*), ротана-головешки (*Percottus glenii*) и чебачка амурского (*Pseudorasbora parva*). Следует отметить, что *A. nebulosus* массово развивается преимущественно в озерах, *P. glenii* распространен, как правило, в прудах, где этот вид не выедается хищниками (окунь и щука). В озерах с американским сомиком аборигенная ихтиофауна находится в депрессивном состоянии, а карась серебряный вытесняет аборигенного карася золотого.

В водных объектах Северной Америки и Японии чужеродные виды оказывают большее негативное воздействие по сравнению с Европой [41], что в первую очередь может быть связано со спецификой фауны регионов.

Основными чужеродными видами беспозвоночных понто-каспийского происхождения в реках Беларуси являются амфиподы, составляющие важную часть в общей численности макрозообентоса. На разных створах рек Днепра и Припяти их доля может достигать 15—20% [47], в основном за счет массового развития *D. villosus* и *D. haemobaphes*. Быстрое распространение *D. villosus* в этих реках привело к вытеснению аборигенного *Gammarus lacustris* и резкому снижению численности аборигенных видов Chironomidae

и Oligochaeta. По нашим данным численность «мягкого» макрозообентоса в р. Днепр на створах с высокой (250 экз/м²) численностью *D. villosus* снизилась практически в два раза. Аналогичные эффекты от инвазии *D. villosus* отмечены в водохранилищах Украины [2] и Западной Европы [38]. В бассейне Днепра *Dreissena polymorpha* вытесняет нативные виды унионид [22].

Многие чужеродные беспозвоночные являются переносчиками различного рода паразитарных инфекций и других заболеваний. Проникновение брюхоногого моллюска *Lithoglyphus naticoides* в оз. Лукомльское (Беларусь) вызвало заражение рыб трематодой *Rossicotrema donicum* [26]. Значительное воздействие оказывают чужеродные Decapoda, в особенности американский полосатый рак *O. limosus* — переносчик рачьей чумы.

Следует отметить, что воздействия чужеродных понто-каспийских видов беспозвоночных на аборигенную фауну более выражены в западной части Европы по сравнению с восточной. Аборигенная пресноводная фауна в восточной части уже сталкивалась с понто-каспийской во время плейстоцена и, соответственно, в определенной мере адаптирована к такому воздействию [47]. Восточная Европа выступает как донор понто-каспийских видов для западной [13].

Прогнозирование инвазионных процессов. Важным вопросом, который имеет не только теоретическое, но практическое значение, является прогнозирование возможных инвазий и их последствий. Большинство инвазий вызывает непредсказуемые последствия [30]. Исходя из «правила десяти» лишь 10% чужеродных видов, проникших в новый ареал, могут внедриться в новые сообщества. Авторы предлагают ряд правил, связанных с инвазиями различных видов рыб, которые в определенной мере справедливы и для водных беспозвоночных (табл. 3).

Сообщества со значительной нарушенностью и большим количеством трофических ресурсов наиболее пригодны для проникновения и укоренения инвазивных видов [11], то есть фактически было подтверждено правило 5 из таблицы 3. Полученные нами данные по связи индекса биоконтаминации и экологического качества воды также подтверждают это правило.

В тоже время, правило 1 о результатах интеграции инвазивного вида в новое сообщество для водных беспозвоночных соблюдается не всегда. Так, ряд понто-каспийских видов беспозвоночных в бассейне р. Днепра не оказывает четко выраженные негативные воздействия на аборигенную фауну, что может быть связано с тем, что здесь типично пресноводная фауна уже сталкивалась с понто-каспийской во время плейстоцена (в Новозвксинском бассейне) [47].

Была проанализирована связь между инвазивностью (потенциальной способностью вида вызывать негативные воздействия) и наблюдаемыми воздействиями [40]. Значение инвазивности определено как скорость натурализации и распространения вида в экосистеме. Был сделан вывод, что инвазивность и воздействия не всегда строго связаны, например пресноводная медуза *Craspedacusta sowerbyi* быстро колонизировала пресные воды в раз-

3. Правила биологических инвазий в водные экосистемы в течение двух фаз инвазионного процесса (по [30])

	Внедрение в сообщество	Натурализация в сообществе
1	Большинство инвазий заканчивается неудачей	Большинство успешных инвазий сопровождается значительным воздействием на сообщество
2	Все водные экосистемы уязвимы для инвазий	Большинство эффектов, вызванных инвазиями, часто наблюдается в случае невысокого видового разнообразия
3	Виды с широким спектром питания наиболее успешны при внедрении в экосистемы с низким уровнем антропогенной трансформации	Хищники в большей степени преобразуют сообщество по сравнению с всеядными видами или детритофагами
4	Любой вид с широкими адаптивными возможностями может внедриться в сообщество	Успех инвазивного вида тесно связан с его физиологическими чертами и свойствами экосистемы, в которую он внедрился
5	Успех инвазий наиболее вероятен, когда аборигенное сообщество нарушено	В антропогенно измененных экосистемах воздействия инвазивного вида наиболее сильны
6	Уязвимость экосистем к инвазиям связана с взаимосвязями между изменчивостью среды, ее предсказуемостью и устойчивостью	Вероятность исключения (подавления) аборигенных видов инвайдерами наиболее высока в экосистемах с крайне высокой или крайне низкой изменчивостью среды

ных регионах, но отрицательного воздействия вида на экосистему не оказывает.

Сходная ситуация отмечена и для бычка-цуцика, который за пять лет колонизировал практически все биотопы в р. Припяти [45], широко распространился в Волге [50], реках Германии [53] и Чехии [36], то есть характеризуется высокой скоростью распространения, однако видимого экологического ущерба от этого вида отмечено не было, или он только предполагается.

Причины отсутствия связи между инвазивностью и отрицательными эффектами могут быть вызваны или недостаточной изученностью воздействия какого-либо вида на аборигенное сообщество, или лаг-эффектом этого воздействия. В то же время связь между инвазивностью и наблюдаемым воздействием может часто проявляться в локальном масштабе, на уровне отдельных экосистем и регионов [40].

Прогнозирование новых инвазий также связано с развитием систем раннего предупреждения, в основе которых лежат данные по мониторингу

чужеродных видов [1]. Это в определенной мере позволяет разрабатывать решения, которые направлены не только на предотвращение новых инвазий, но и на уменьшение риска распространения уже вселившихся чужеродных видов.

Заключение

Инвазии чужеродных видов в пресноводные экосистемы являются необратимым процессом и будут усиливаться в результате интенсификации хозяйственной деятельности человека. Соответственно, избежать новых инвазий практически невозможно [30], однако знание основных векторов и факторов, способствующих инвазивным процессам, уже в настоящее время позволяет если не минимизировать, то оценивать возможные последствия от новых инвазий.

Данные по распространению чужеродной фауны в водотоках Беларуси показывают, что основными причинами инвазий явились строительство водохранилищ на реках Днепр и Неман и судоходство. Наблюдается обратная связь между количеством чужеродных видов и экологическим качеством воды. Ряд чужеродных видов, проникших на территорию Беларуси, уже вызвал негативные экологические эффекты. Пробелы в наших знаниях о биологических воздействиях инвазивных видов на аборигенные сообщества и экосистемы в настоящее время не всегда позволяют сделать надежные выводы об этих воздействиях [6]. Поэтому необходимо не только накопление новых данных о негативных эффектах инвазий в пресноводных экосистемах, биотических и абиотических факторах, способствующих их проявлению, но и развитие системы анализов рисков от уже произошедших и возможных новых инвазий [36]. По образному выражению, не уделяя внимание проблеме инвазий, мы столкнемся с феноменом Нерона, который продолжал играть на лире, в то время как Рим горел [20].

**

У статті розглядаються інвазії чужорідних безхребетних і риб у річкові системи Білорусі. Наведено дані про розповсюдження, основні шляхи і вектори інвазій, вплив глобальних чинників на інвазійні процеси. Проаналізовані ефекти, що виникають внаслідок вселення чужорідних видів безхребетних і риб у річкові системи Білорусі. Показано, що основними причинами, що сприяли цьому процесу, було спорудження водосховищ на території України, судноплавство і природне розселення видів. Розглянуто приклади негативного впливу інвазивних видів на аборигенні види та угруповання.

**

The paper deals the effects of invasion of the alien invertebrates and fishes into the river ecosystems of Belarus. The data on the spread, main vectors and pathways of invasions, as well as the global factors influencing distribution of invasive species are considered. The main reasons which facilitated invasion of the alien species into Belarus are shipping and natural spread of species from reservoirs in the Ukrainian and Lithuanian territories. Data concerning biocontamination index values and ecological impacts of different invasive species on native fauna are considered.

**

1. Дгебуагзе Ю.Ю., Панов В.Е., Шестаков В.С., Дианов М.Б. Принципы создания национальной системы раннего предупреждения по чужеродным видам // Чужеродные виды в Голарктике (Борок—2). — Рыбинск — Борок, 2005. — С. 18.
2. Зимбалева Л. Н., Сухойван П. Г., Черногоренко М. И. и др. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. — Киев: Наук. думка, 1989. — 242 с.
3. Липинская Т.П. Макрозообентос рек бассейна Днепра: структурные и функциональные показатели: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Минск, 2015. — 26 с.
4. Яковлев В.Н. Экспансия видов-вселенцев и эволюция экосистем крупных водохранилищ // Чужеродные виды в Голарктике (Борок—2). — Рыбинск-Борок, 2005. — С. 34.
5. Alexandrov B., Boltachev A., Kharchenko T. et al. Trends of aquatic alien species invasions in Ukraine // Aquatic Invasions. — 2007. — Vol. 2, N 3. — P. 215—242.
6. Alien invaders in Canada's waters, wetlands and forests. Introduction. — Ottawa: ON K1A 0E4, 2002. — 16 p.
7. Arbačiauskas K., Semenchenko V., Grabowski M. et al. Assessment of biocontamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways // Aquatic Invasions. — 2008. — Vol. 3, N 2. — P. 211—230.
8. Arbačiauskas K., Višinskienė G., Smilgevičienė S. Non-indigenous macroinvertebrate species in Lithuanian fresh waters. Part 2: Macroinvertebrate assemblage deviation from naturalness in lotic systems and the consequent potential impacts on ecological quality assessment // Knowledge and management of aquatic ecosystems. — 2011. — Vol. 402, N 13. — P. 1—18.
9. Bij de Vaate A., Jazdzewski K., Ketelaars H.A.M. et al. Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe // Can. J. Fish. Aquat. Sci. — 2002. — Vol. 59. — P. 1159—1174.
10. Blackburn T.M., Pysek P., Bacher S. et al. A proposed unified framework for biological invasions // Trends Ecol. Evol. — 2011. — Vol. 26, N 7. — P. 334—339.
11. Colautti R.I., Grigorovich I.A., MacIsaac H.J. Propagule pressure: a null model for biological invasions // Biological Invasions. — 2006. — Vol. 8. — P. 1023—1037.
12. Cox G.W. Alien species and evolution. — Washington; Covelo; London: Island Press, 2004. — 393 p.
13. Devin S., Bollache L., Noel P.R., Beisel J. N. Patterns of biological invasions in French freshwater systems by non-indigenous macroinvertebrates // Hydrobiologia. — 2005. — Vol. 551. — P. 137—146.
14. Drake J.M., Lodge D.M. Hull fouling is a risk factor for intercontinental species exchange in aquatic ecosystems // Aquatic Invasions. — 2007. — Vol. 2, N 2. — P. 121—131.
15. Dukes J.S., Mooney H.A. Does global change increase the success of biological invaders? // Trends Ecol. Evol. — 1999. — Vol. 14, N 4. — P. 135—139.

16. *Elliott M.* Biological pollutants and biological pollution — an increasing cause for concern // *Mar. Pollution Bull.* — 2003. — Vol. 46. — P. 275—280.
17. *EPA* (U.S. Environmental Protection Agency). Effects of climate change for aquatic invasive species and implications for management and research. — Washington, DC, National Center for Environmental Assessment, 2008. — 337 p.
18. *Gabel F., Pusch M.T., Breyer P. et al.* Differential effect of wave stress on the physiology and behaviour of native versus non—native benthic invertebrates // *Biol. Invasions.* — 2011. — Vol. 13. — P. 1843—1853.
19. *Galil B.S., Nehring S., Panov V.E.* Waterways as invasion highways — impact of climate change and globalization // *Ecol. Studies.* — 2007. — Vol. 193. — P. 59—74.
20. *Gherardi F.* Bioinvasions in fresh waters and the Nero dilemma // *Pol. J. Ecology.* — 2006. — Vol. 54, N 4. — P. 549—561.
21. *Grigorovich I.A., MacIsaac H.J., Shadrin N.V., Mills E.L.* Patterns and mechanisms of aquatic invertebrate introductions in the Ponto-Caspian region // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* — 2002. — Vol. 59. — P. 1189—1208.
22. *Karatayev A.Y., Mastitsky S.E., Burlakova L.E., Olenin S.* Past, current, and future of the central European corridor for aquatic invasions in Belarus // *Biol. Invasions.* — 2007. — Vol. 10. — P. 215—232.
23. *Leuven R.S.E., van der Velde G., Baijens I. et al.* The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic invasive species // *Ibid.* — 2009. — Vol. 11. — P. 1989—2008.
24. *Lukina I. I.* Distribution of the amur sleeper (*Percocottus glenii* Dybowski, 1877) in Belarus // *Rus. J. Biol. Invasions.* — 2011. — Vol. 2, N 2—3. — P. 209—212.
25. *MacNeil C., Briffa M.* Replacement of a native freshwater macroinvertebrate species by an invader: implications for biological water quality monitoring // *Hydrobiologia.* — 2009. — Vol. 635. — P. 321—327.
26. *Mastitski S.* First report of parasites in *Lithoglyphus naticoides* (Gastropoda: Hydrobiidae) from Lake Lukomskoe (Belarus) // *Aquatic Invasions.* — 2007. — Vol. 2, N 2. — P. 149—151.
27. *Mastitsky S., Karatayev A., Burlakova L., Adamovich B.* Non-native fishes of Belarus: diversity, distribution, and risk classification using the Fish Invasiveness Screening Kit (FISK) // *Ibid.* — 2010. — Vol. 5, N 1. — P. 103—114.
28. *Minchin D.* Aquaculture and transport in a changing environment: overlap and links in the spread of alien biota // *Mar. Pollution Bull.* — 2007. — Vol. 55. — P. 302—313.
29. *Molnar J.L., Gamboa R.L., Revenga C., Spalding M.D.* Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity // *Frontiers in Ecology and the Environment.* — 2008. — Vol. 6. — P. 485—492.
30. *Moyle P.B.* Effects of invading species on freshwater and estuarine ecosystems // *Proceedings of Conference on alien species.* Norway/UN. — Trondheim, 1996. — P. 86—92.
31. *Moyle P.B., Light T.* Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory // *Biol. Conserv.* — 1996. — Vol. 78. — P. 149—161.

32. *Nehring S., Klingenstein F.* Aquatic alien species in Germany — listing system and options for action // *Biol. Invasions — from Ecology to Conservation. NEOBIOTA.* — 2008. — Vol. 7. — P. 19—33.
33. *Nikiforov M.E., Semenchenko V.P.* Biodiversity in the warming world // *Science and Innovation.* — 2011. — Vol. 4. — P. 17—20.
34. *Olenin S., Minchin S., Daunys D.* Assessment of biopollution in aquatic ecosystems // *Mar. Pollution Bull.* — 2007. — Vol. 55. — P. 379—394.
35. *Panov V.E., Alexandrov B., Arbaciauskas K. et al.* Assessing the risks of aquatic species invasions via European inland waterways: from concepts to environmental indicators // *Integr. Environmental Assessment and Management.* — 2008. — Vol. 5, N. 1. — P. 110—126.
36. *Prasek V., Jurajda P.* Expansion of *Proterorhinus marmoratus* in the Morava River basin (Czech Republic, Danube R. watershed) // *Folia Zool.* — 2005. — Vol. 54, N. 1—2. — P. 189—192.
37. *Rahel F.J., Olden J.D.* Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species // *Conserv. Biol.* — 2008. — Vol. 22, N 3. — P. 521—533.
38. *Rewicz T., Grabowski M., MacNeil C., Bącela-Spychalska K.* The profile of a «perfect» invader — the case of killer shrimp, *Dikerogammarus villosus* // *Aquatic Invasions.* — 2014. — Vol. 9, N 3. — P. 267—288.
39. *Ricciardi A.* Patterns of invasion in the Laurentian Great Lakes in relation to changes in vector activity // *Diversity and Distributions.* — 2006. — Vol. 12. — P. 425— 433.
40. *Ricciardi A., Cohen J.* The invasiveness of an introduced species does not predict its impact // *Biol. Invasions.* — 2007. — Vol. 9. — P. 309—315.
41. *Ricciardi A., MacIsaac H.J.* Impacts of biological invasions on freshwater ecosystems // *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton / Ed. by D. M. Richardson.* — Oxford: Wiley-Blackwell, 2011. — P. 211—224.
42. *Semenchenko V., Razlutsky V., Vezhnovetz V.* First record of the invasive Ponto-Caspian mysid *Limnomysis benedeni* Czerniavsky, 1882 from the River Pripyat, Belarus // *Aquatic Invasions.* — 2007. — Vol. 2, N 3. — P. 272—274.
43. *Semenchenko V., Laenko T., Razlutskiy V.* A new record of the North American gastropod *Physella acuta* (Draparnaud 1805) from the Neman River Basin, Belarus // *Ibid.* — 2008. — Vol. 3, N 3. — P. 359—360.
44. *Semenchenko V.P., Rizevsky V.K., Mastitsky S.E. et al.* Checklist of aquatic alien species established in large river basins of Belarus // *Ibid.* — 2009. — Vol. 4, N 2. — P. 337—347.
45. *Semenchenko V., Grabowska J., Grabowski M. et al.* Non-native fish in Belarusian and Polish areas of the European central invasion corridor // *Oceanol. Hydrobiol. Studies.* — 2011. — Vol. 40, N 1. — P. 57—67.
46. *Semenchenko V.P., Vezhnovets V.V., Lipinskaya T.P.* Alien species of Ponto-Caspian amphipods (Crustacea, Amphipoda) in the Dnieper River basin (Belarus) // *Rus. J. Biol. Invasions.* — 2013. — Vol. 4, N. 4. — P. 269—275.
47. *Semenchenko V., Son M., Novitsky R. et al.* Alien macroinvertebrates and fish in Dnieper River basin // *Ibid.* — 2014. — Vol. 6, N 1. — P. 51—64.
48. *Seventh Trondheim Conference on Biodiversity.* — Trondheim, Norway, 1993. — 233 p.

49. *Simberloff D.* Confronting introduced species: a form of xenophobia? // *Biol. Inv.* — 2003. — Vol. 5. — P. 179—192.
50. *Slynko Yu.V., Dgebuadze Yu.Yu., Novitskiy R.A., Kchristov O.A.* Scales, directions and rates of alien fish invasions in the basins of the largest rivers of the Ponto-Caspian region // *Rus. J. Biol. Invasions.* — 2010. — N 4. — P. 74—89.
51. *Van der Velde G., Rajagopal S., Kelleher B. et al.* Ecological impact of crustacean invaders: General considerations and examples from the Rhine River. The biodiversity crisis and Crustacea // *Proc. 4th Internat. Crustacean Congress 2* / Ed. by J.C. von Vaupel Klein., F.R. Schram. — 2000. — Vol. 12. — P. 3—34.
52. *Vilà M., Basnou C., Pyšek P., Josefsson M. et al.* How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European cross-taxa assessment // *Frontiers in Ecology and the Environment.* — 2010. — Vol. 8. — P. 135—144.
53. *Von Landwüst C.* Expansion of *Proterorhinus marmoratus* (Teleostei, Gobiidae) into the River Moselle (Germany) // *Folia Zool.* — 2006. — Vol. 55, N 1. — P. 107—111.
54. *Walther G.-R., Roques A., Hulme P.E. et al.* Alien species in a warmer world: risks and opportunities // *Trends in Ecology and Evolution.* — 2009. — Vol. 24, N 12. — P. 686—693.

Научно-практический центр
НАН Беларуси по биоресурсам, Минск

Поступила 21.04.16