

УДК 574.65:502

А. А. Протасов

**НЕКОТОРЫЕ ПУТИ ПРИМЕНЕНИЯ И
ОПТИМИЗАЦИИ ПОДХОДОВ ВОДНОЙ РАМОЧНОЙ
ДИРЕКТИВЫ ЕС В СВЯЗИ С ОЦЕНКАМИ
ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ
ТЕХНОЭКОСИСТЕМ**

Предложен новый подход к определению экологического потенциала сильно измененных и искусственных водных объектов, техноэкосистем, который согласно Водной Рамочной Директиве ЕС базируется на компаративной методологии. В качестве эталона сравнения предлагается разработать «экологически и технически приемлемые характеристики состояния водного объекта, техноэкосистемы».

***Ключевые слова:** Водная Рамочная Директива, водный объект, массив поверхностных вод, экологический статус, экологическое состояние, экологический потенциал, техноэкосистема.*

Влияние человека на отдельные экосистемы, их комплексы и биосферу в целом весьма значительно и вызывает тревогу общественности и науки [24, 32]. Еще в конце первой половины XX в. И. Вернадский совершенно определенно указывал на несколько важнейших аспектов этого влияния [6]. Автор концепции экосистемы А. Тэнсли [31] полагал, что кроме природных экосистем в природе существуют и играют значительную роль экосистемы антропогенные. Он рассматривал их как один из элементов лика Земли. Разработана весьма подробная классификация антропогенных воздействий [21], которая для водных экосистем включает целый комплекс физических, химических, биологических патогенных агентов и факторов риска. Представляется, что дальнейшая эволюция биосферы будет происходить с относительно постоянным замещением природных экосистем агро-, урбо- и техноэкосистемами [18, 29], с вероятным формированием особых антропогенных экосистемных региональных комплексов и новых биогеомов [30]. Все это заставляет с особым вниманием отнестись к вопросам оценки экологического состояния не только природных, но и сильно измененных и искусственных водных объектов, техноэкосистем. Для прикладных и специальных разделов гидробиологии (санитарной и технической) важнейшими являются проблемы не только оценки экологического состояния водных объектов, но и разработка мер по сохранению и восстановлению водных экосистем, повышению качества такого важного ресурса, как вода [12].

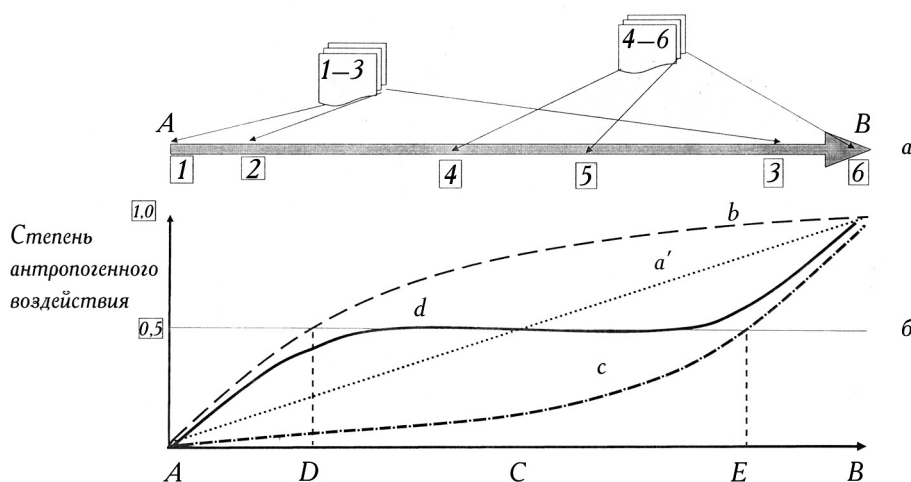
© А. А. Протасов, 2017

Рассмотрение вопросов прикладной гидробиологии, связанных с практическим применением принципов Водной Рамочной Директивы ЕС 2000/60/ЕС [26] в странах, не входящих в это сообщество, представляется целесообразным по ряду причин, несмотря на то, что этот документ не является для них нормативным. Принципы биоиндикации, которые положены в основу ее методологии, оценки качества среды по биотическим показателям имеют длительную историю и широко используются на практике. Некоторые принципы биоиндикационных оценок, методология и методические приемы, используемые в Директиве, имеют более чем полуторавековую историю [1] и рассматривались совместно учеными восточноевропейских и западных стран в 1970-е годы [7, 8, 23], в частности, принцип приоритетности гидробиологических показателей в экологических оценках. Кроме того, Украина, как и Беларусь, РФ, Молдова граничат и имеют общие речные бассейны со странами ЕС, что делает необходимой определенную согласованность в вопросах водопользования и оценок экологического состояния. При этом, следует признать, что вопрос об оценке состояния антропогенных, искусственных водных объектов и их экосистем в целом разработан недостаточно.

Целью данной работы было предложить некоторые подходы к созданию методов оценки состояния сильно измененных и искусственных водных объектов, их экосистем, а также водных объектов техноэкосистем, с учетом экологических и технических критериев.

Классификация водных объектов. При выполнении постоянных наблюдений, мониторинга экологического состояния и экологических оценок Директива предлагает использование ряда ключевых понятий, в частности, связанных с классификацией водных объектов. К таким понятиям следует отнести «природный водный объект» или объект природных вод (река, озеро, далее по тексту — ПрВО), «сильно измененный водный объект» (СИЗВО) — «heavily modified water body», «искусственный водный объект» (ИсВО) — «artificial water body». Дифференциация этих групп и определение границ между ними становится необходимым, поскольку далее для оценок их состояния требуется применение понятий «экологическое состояние» (ecological status) для первых и «экологический потенциал» (ecological potential) для ИсВО и СИЗВО. Таким образом, достаточно определенно выделяется группа природных водных объектов и в той или иной мере антропогенных. При этом, однако, возникает вопрос, идущий от общеэкологических представлений: всегда ли могут быть выделены такие группы водных объектов и их экосистем как четко обособленные друг от друга?

Представляется, что в составе общих положений ВРД не хватает концепции континуальности основных свойств объектов поверхностного стока. Водные объекты могут занимать определенное место в непрерывном ряду водных экосистем, который может быть лишь условно подразделен на зоны экологического континуума — от природных, не трансформированных человеком, до полностью искусственных, в которых единственными природными элементами могут быть только вода и некоторые живые организмы.



1. Модель экосистемного континуума, в котором водные объекты и их экосистемы 1—6 из двух условных регионов расположены между полюсами *A* (природные экосистемы, влияние человека практически отсутствует) и *B* (искусственные, техноэкосистемы), влияние максимальное (*a*); градиентное изменение степени антропогенного воздействия на экосистемы (*b*), пояснения в тексте.

Понятие экосистемного континуума и градиента антропогенного воздействия. Совокупность экосистем может ограничиваться локальными участками (например, в пределах бассейна одной реки), так же как и достаточно большими фрагментами живого покрова Земли. Они могут быть условно помещены в некоторый ряд (рис. 1, *a*), в котором степень антропогенного воздействия имеет градиентную природу (рис. 1, *b*).

При достаточно большой условности отнесения той или иной экосистемы или иного водного объекта или его части (в Украине принят термин «массив поверхностных вод») к некоторой области указанного градиента, возможна определенная дифференциация как всего водного объекта, так и отдельных подсистем, участков, локусов. В качестве примера можно привести исследованный нами водный объект — р. Гнилой Рог, протекающий в северо-западном регионе Украины [11, 19, 22]. Река Гнилой Рог (левый приток р. Горынь второго порядка) имеет длину 28 км. Среднегодовой сток реки составляет 24,12 млн. м³ и практически полностью аккумулируется в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС, лишь незначительная его часть попадает в р. Вилия. В верховье река протекает в лесном массиве, далее три последовательно расположенных дамбы образуют три пруда длиной от 0,5 до 0,8 км, между этими прудами русло практически не нарушено. Перед впадением в водоем-охладитель русло канализировано. Использование прудов существенно нарушает естественный меженный сток. Вода реки имеет слабощелочную реакцию (рН 7,89) и невысокую общую минерализацию (316,4 мг/дм³), при этом характеризуется относительно высоким содержанием ионов кальция (91,9 мг/дм³). Таким образом, учитывая, что более половины длины реки трансформировано, можно всю экосистему расположить ближе к правой части (*B*) экосистемного континуума. Однако необходимо принимать во внимание, что в данном водном объекте существуют и участки, практически лишённые влияния человека. Следует отметить, что ВРД

дает широкие возможности выделения и объединения отдельных участков, фрагментов водного объекта. В данном случае нас интересует оценка целостной экосистемы. Однако очевидно, что отдельные участки также можно расположить в определенном градиенте — от практически ненарушенных до сильно измененных.

Степень антропогенного воздействия имеет, без сомнения, градиентную природу, однако характер этого градиента не очевиден (см. рис. 1, б). Отнесение той или иной экосистемы к определенному участку континуума возможно лишь при условном определении степени воздействия. В нашей модели представим ее в виде возрастания от 0 до 1 (ось Y). Значение 0,5 будет соответствовать условной границе мало и сильно измененных, вплоть до искусственных водных объектов (где значение равно 1). От характера нарастания степени воздействия в континууме будет зависеть и характер его разделения на зоны. Можно предложить несколько возможных вариантов графических моделей. Наиболее простая гипотеза предполагает равномерное увеличение воздействия (точечная прямая, a'). В таком случае из всего возможного набора экосистем половина может быть отнесена к малонарушенным (участок континуума AC). Вторая гипотеза предполагает быстрое нарастание степени воздействия (пунктирная кривая, b). В этом случае доля мало нарушенных экосистем в градиенте будет значительно меньше, чем сильно нарушенных и искусственных (область континуума AD). Третья гипотеза может быть отображена вогнутой кривой (пунктирно-точечная линия, c). В этом случае превалируют экосистемы с очень малыми и слабыми нарушениями (область континуума AE). И, наконец, гипотеза более сложного, «комбинированного» распределения экосистем в градиенте антропогенного воздействия, когда большая часть их принадлежит группе испытывающих среднее воздействие (в области континуума DE), в двух меньших областях — AD и EB кривая (d) имеет сигмоидальный вид. Принципиально возможно достаточно большое количество вариантов гипотез и отражающих их кривых в графической модели, однако представленные четыре описывают существенную часть вариантов.

Возникает вопрос: какой из них является наиболее приемлемым для описания реальных ситуаций. Первый вариант выглядит слишком упрощенным, он, по сути, лишь показывает общую тенденцию изменений в модели. Второй вариант (кривая b) в целом отражает ситуацию во многих регионах и даже обширных областях в мире. Например, в Западной Европе с ее развитой промышленностью, транспортными сетями, в Украине, где очень высока доля территории, занятой агроэкосистемами, в том числе водными объектами, используемыми для рыбоводства, обширными водохранилищами. Кривая c характерна для административных и экологических регионов с гораздо меньшим прессом антропогенного воздействия. Кривая d , по-видимому описывает реальную в наше время ситуацию во многих региональных совокупностях экосистем.

Важно отметить глобальные оценки и региональную составляющую, учитывающую пространственный масштаб. Для биосферы в целом возможна исключительно кривая типа c , поскольку только природные экосистемы могут быть основой существования биосферы как целостной системы. Она

может быть применена как модель при рассмотрении и оценке антропогенного влияния в биосфере на уровне биогеомов [30]. Что касается экосистем объектов поверхностного стока, то ВРД как раз и декларирует стремление к реализации этой модели, хотя, скорее, реально достижимо распределение экосистем по типу *d* или близкому к нему. Распределение типа *b* вступает в противоречие с принципами организации биосферы, следует четко представлять, что локально такая ситуация может существовать только за счет значительных энергетических субсидий извне. Насыщенные техноэкосистемами регионы в экологическом смысле реально живут за счет других. Как было отмечено Н. Ф. Реймерсом [20], антропогенные экологические системы не имеют развитых свойств самоподдержания, в модели же типа *b* таких экосистем большинство.

Одним из критериев установления места экосистем в этом градиенте может быть переход от двухкомпонентных систем к трехкомпонентным. Первые включают биотические элементы и природные абиотические, вторые — в том или ином объеме включают еще и антропогенные элементы, вплоть до подавляющего преобладания последних. В качестве антропогенного биотического элемента может выступать не только тот или иной материальный объект, изготовленный человеком (трубопровод, гидросооружение и т.п.), но и природный, трансформированный человеком, например, спрямленное русло реки, сброс подогретых вод, который приводит к повышению температуры воды, и т. п.

Таким образом, природные и сильно измененные искусственные водные объекты и их экосистемы не представляют собой обособленные группы, а условно выделенные части единой системы. Очевидно, что к ним не могут применяться абсолютно различные подходы, в частности при оценках их состояния.

Что касается ограниченности областей экосистемного континуума, то здесь ситуация аналогична тому, что происходит при разложении белого света в непрерывном спектре: выделяют чистые цвета — красный, оранжевый, желтый... и до фиолетового, но, кроме того, множество оттенков. Физически это определяется непрерывностью ряда длины волны излучения. При этом и цвета, и оттенки имеют вполне конкретные названия, то есть обособливаются при их изучении.

Принципы компаративного метода оценок. Определение экологического статуса согласно ВРД проводится компаративным методом, то есть путем сравнения реального состояния с некоторым, принятым за эталонное (например, с состоянием экосистемы до антропогенного воздействия). Установление этих эталонных, так называемых референсных условий (reference conditions) связано с большими сложностями. Очевидно, что такие «первозданные» экосистемы занимают в указанном градиенте крайнее положение, поскольку имеют минимальную антропогенную составляющую. Оценка статуса реальных природных водных объектов (ПрВО), по сути, есть процедура установления их места в этом экосистемном градиенте, выявлении своеобразного «расстояния» от эталонной экосистемы до исследуемой. Такой же

вывод напрашивается и относительно других экосистем, однако вопрос о комплексе условий для сравнения остается открытым.

Существенная методическая проблема состоит в достаточно строгом и точном определении подобия, сходства или несходства комплекса параметров, по которым происходит определение состояния, с эталонным, то есть, определение относительного «расстояния» между реальной и эталонной экосистемой.

Таким образом, экологическая логика подсказывает, что методология компаративного анализа, применяемая для ПрВО, должна быть также использована и для СИЗВ и ИсВО. Однако логика нарушается тем, что такого эталонного (существующего или существовавшего ранее) экологического состояния для ИсВ и СИЗВ нет. Характер этих водных объектов изначально не соответствует и не может соответствовать каким-либо природным условиям. В составе техноэкосистем сильно измененные или искусственные водные объекты выполняют специальные функции.

Экологический статус и экологический потенциал. Элементы качества для классификации экологического состояния рек, озер и других водных объектов, предлагаемые ВРД, сгруппированы в блоки. В блок биологических элементов включены состав и распространение водной флоры, фауны донных беспозвоночных, состав и возрастная структура рыб. В блок гидроморфологических характеристик входят динамика водных масс, рельеф дна, структура и субстрат русла, ложа водоема, береговой зоны; физико-химических — прозрачность воды, температурный режим, минерализация, окисляемость, содержание биогенных элементов. Кроме того, учитываются возможные специфические загрязняющие вещества. При этом, для СИЗВО и ИсВО рекомендовано применение тех же элементов что и для ненарушенных или мало нарушенных, имеющих типологическое сходство.

Каким же критериям должны отвечать водные экосистемы, которые при оценке их состояния могут быть отнесены к водным объектам с «высоким, high», «хорошим, good» или же «посредственным, умеренным, moderate» состоянием (status)? Директива предлагает, в частности, для первого «отсутствии или очень незначительные изменения значений физико-химических и гидро-морфологических элементов качества», а для биологических — «соответствие значениям, характерным для объектов в ненарушенном состоянии, или которые имеют тенденцию к очень небольшим изменениям» [26, с. 38]. Таким образом, возвращаясь к предложенной модели континуума (в терминах модели) такие водные экосистемы занимают крайнее положение (вблизи точки А). Соответственно, объекты второго и третьего (хорошего и умеренного) статуса занимают некоторые области в континууме, более или менее удаленные от точки А. Однако, и это следует подчеркнуть, они остаются всегда в области континуума AD (модель b) или AE (модель c). За пределами этих областей проводится оценка не экологического статуса, а экологического потенциала.

Варианты распределения экосистем в модели континуума. Распределение экосистем в указанном континууме достаточно просто в крайних облас-

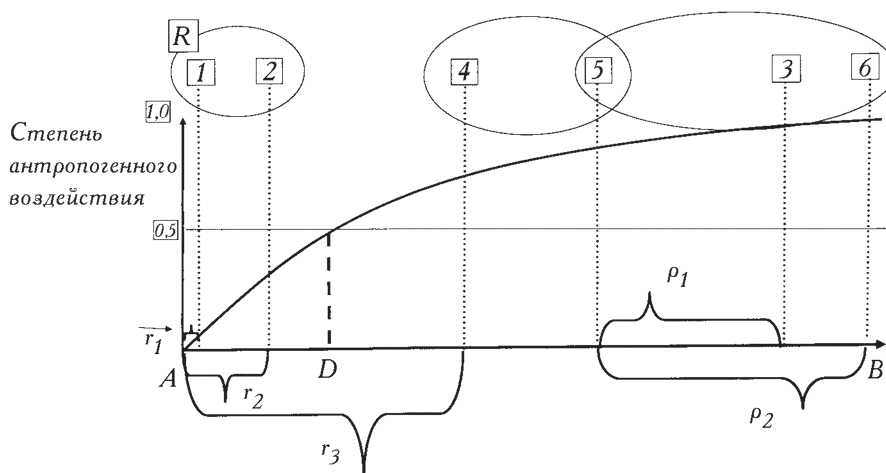
тях. Допустим, что экосистемы 1 и 6 представляют собой соответственно экосистемы водных объектов какой-то заповедной территории (1) и искусственный водный объект, техноэкосистему (6). Они естественным образом занимают полярное положение в континууме (см. рис. 1, *a*). Сложнее с другими водными объектами. Здесь могут быть приняты некоторые относительные оценки. Если принять 50% в качестве порога замещения природных биотопов антропогенными, то с определенной долей условности в той или иной зоне континуума можно расположить и остальные экосистемы.

Однако, в зависимости от того, какой вариант модели градиента антропогенного воздействия мы можем применить, исходя, в частности, из особенностей региона, распределение в зонах континуума выглядит по-разному (рис. 2—4). В первой модели (см. рис. 2, кривая *b*) экосистемы 1 и 2 находятся в области ПрВО и процедура оценки их статуса состоит в оценке сходства их с экосистемой *R*, расположенной максимально близко к точке *A* (референсная экосистема, референсные условия, «расстояние» в континууме r_1). Экосистемы 4 и 5 находятся в области умеренно и сильно измененных ВО, причем экосистема 5 уже тяготеет к области техноэкосистем. Если оценка статуса (строго говоря, экологического потенциала) экосистемы 4 с референсными еще может быть принята (определение «расстояния» r_3), то для экосистем 5, 3 и 6 это совершенно неприемлемо, поскольку они находятся в области СИЗВО или ИсВО, техноэкосистем. Скорее, экосистема 5 может выступать как «референсная» для экосистемы 3 («расстояние» в континууме p_1). Что касается ИсВО 6, то сравнение («расстояние» в континууме p_2) выглядит малообоснованным, поскольку эта экосистема находится в области очень сильно нарушенных экосистем или ИсВО. Вопрос об оценке экологического потенциала для этой экосистемы, как, впрочем и трех предыдущих, остается в рамках методологии ВРД открытым.

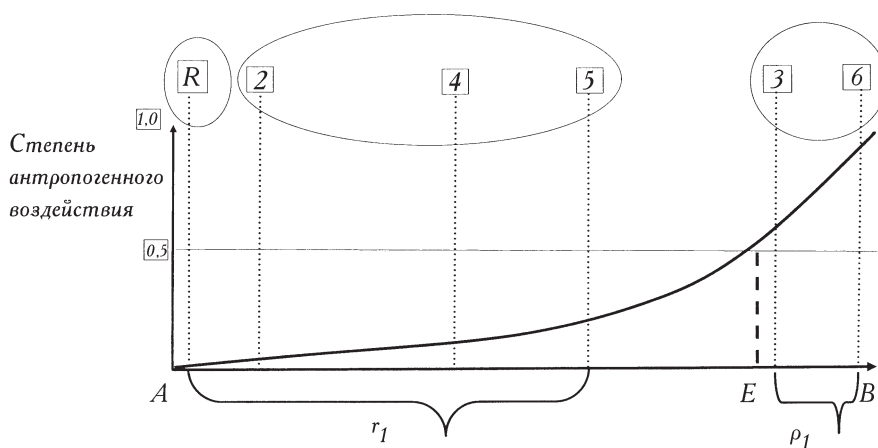
При использовании другой модели (см. рис. 3, кривая *c*) в обширную область ПрВО и мало измененных входят все модельные экосистемы, кроме 3 и 6. Для последних, так же, как и в предыдущем случае, крайне проблематично в оценках использовать референсные условия (*R*). Даже «ближайшая» экосистема (5) находится уже в иной области континуума и использовать ее как эталон сравнения нецелесообразно. Вопрос об оценке экологического потенциала для этой экосистемы также остается открытым.

В третьей модели (см. рис. 4) ситуация выглядит еще более сложной. Здесь можно говорить о распределении экосистем в трех зонах: зоне ПрВО (отрезок континуума *AD*), в зоне изменений средней степени (*DE*), зоне СИЗВО и ИсВО, (отрезок *EB*). Так же, как и в первых двух случаях, в зоне континуума *AD* для оценки статуса экосистем эталоном может служить экосистема *R*. Для других областей целесообразно введение своих «референсных» значений (R_2 , P_3). Таким образом, вопрос о выборе комплекса характеристик для сравнений и оценки экологических потенциалов средне-, сильно измененных экосистем и техноэкосистем требует и в этой модели своего решения.

В одном из документов, сопровождающих ВРД [25], приводится алгоритм определения как статуса/состояния ПрВО, так и экологического по-

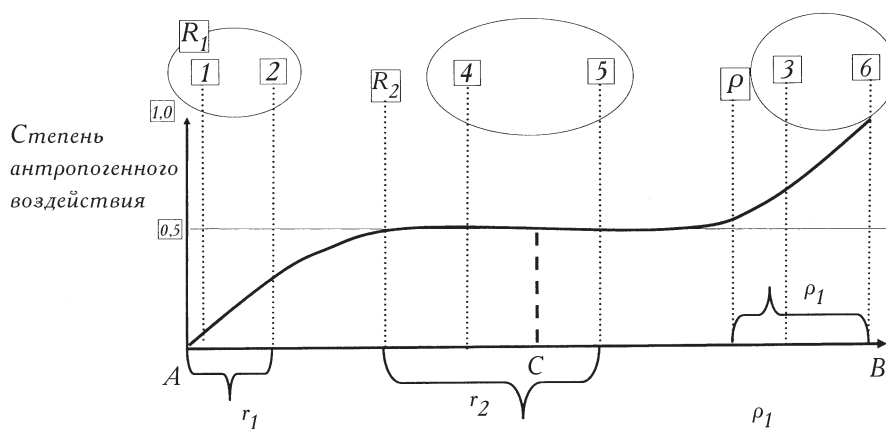


2. Распределение экосистем 1—6 в градиенте антропогенного воздействия по типу *b* модели экосистемного континуума (пояснения в тексте).



3. Распределение экосистем 1—6 в градиенте антропогенного воздействия по типу *c* модели экосистемного континуума (пояснения в тексте).

тенциала. Максимальный (Maximum Ecological Potential, МЕР) связан со значениями, характерными «для наиболее сходных типов водных природных объектов» [26, с. 50]. Оценка начинается с биотопических характеристик: соответствуют ли гидроморфологические характеристики таковым МЕР? Согласно Приложению V Директивы максимальному экологическому потенциалу отвечают только те воздействия, которые связаны с основным способом преобразования водного объекта, что может отвечать принципу «ничего лишнего, кроме проектных воздействий». Кроме того, должны быть максимально выполнены условия приближения к «экологическому континууму», что, вероятно (определения не дано), означает нефрагментирован-



4. Распределение экосистем 1—6 в градиенте антропогенного воздействия по типу *d* модели экосистемного континуума (пояснения в тексте).

ные условия, возможность свободных миграций гидробионтов, в том числе и репродуктивных, а также в поисках рефугиумов. Характеристики умеренного (moderate) потенциала сводятся, в первую очередь, к определению условий, которые обеспечивают «умеренные изменения» в структуре биологических элементов. При больших отклонениях водный объект классифицируется как имеющий плохой потенциал.

В основе оценок лежит операция установления «отклонений» (deviation), что предполагает существование некоторой системы сравнения реального, сравниваемого состояния объекта с выбранным/имеющимся эталоном. Как указано выше, таким единственно упомянутым объектом (типом объектов) для сравнения выступает «наиболее подобный тип поверхностного водного объекта». Неприемлемость такого подхода с общегидробиологической точки зрения очевидна. В первую очередь потому, что биотопическая структура измененных водных объектов (экосистем) имеет своеобразный «синтетический» характер, как, например, водохранилищ, в которых имеются как речные, так и озероподобные элементы биотопов. По мере возрастания интенсивности антропогенного воздействия и разнообразия его факторов появляются элементы биотопов, аналоги которых вообще невозможно найти в природе, возрастает своеобразие термических, гидрохимических условий.

Приведенный в [25] алгоритм не предусматривает никаких количественных критериев оценок, что делает его применение малоэффективным. Однако отсутствие количественных критериев рассматривается как важная особенность классификации экологического состояния водных объектов [10], оценки строятся на сравнении с экосистемами, которые считаются эталонными. Тем не менее, на наш взгляд, степень сходства вполне подлежит численной оценке.

Принципиально выбор систем для сравнения при оценках измененных экосистем может происходить двумя путями. Первый аналогичен выбору

референсных условий. Он может заключаться в выборе какой-то техноэкосистемы (но, отнюдь, не «сходного по своему характеру природного ВО»). Последующие оценки должны ориентироваться на эту экосистему. Однако, исходя из общеэкологических соображений, следует отметить, что выбор референсных условий, например, в природной речной экосистеме может быть успешным вследствие реальных предпосылок, вытекающих, в частности, из концепции речного континуума. Определенные аналогии можно привести при определении референсных условий в водоемах с учетом озерного континуума [15]. При огромном многообразии природных гидроэкосистем, их принципиальная структура вполне типична, биотопическая структура и биотические взаимосвязи довольно предсказуемы. В то же время, с возрастанием доли антропогенных элементов биотопов и антропогенного изменения структуры биотических сообществ, предсказуемость условий существенно снижается, экосистемы приобретают все больше черт индивидуальности, нетипичности, что в яркой форме выражается в техноэкосистемах [9, 16, 17].

Комплекс приемлемых экологических и технических условий для СИЗВО, ИсВО и техноэкосистем. Решением вопроса о методологии оценок может быть создание эталонного комплекса экологически и технически приемлемых условий (характеристик) состояния (ЭТПУ) техноэкосистем, ИсВО и СИЗВО (сильно измененные ВО не обязательно входят в состав техноэкосистем).

В идеальном случае характеристики этих состояний должны быть заложены в технико-экономическое (включая экологическое) обоснование создания техноэкосистем и проектно-эксплуатационную документацию. Однако, в процессе эксплуатации в условиях изменения природных и экономических условий эти характеристики могут изменяться, корректироваться. Очевидно, что для техноэкосистем, в особенности таких крупных, как водохранилища ГЭС, и экологически опасных, как техноэкосистемы атомных электростанций, ЭТПУ должны разрабатываться индивидуально.

В настоящее время в тепловой и атомной энергетике стран бывшего СССР для мониторинга экологического состояния водных объектов техноэкосистем (которые являются типичными ИсВО и СИЗВО) используются результаты мониторинга в основном гидрохимических характеристик с оценкой относительно ПДК. Однако, становится очевидным, что только биологические показатели дают необходимую информацию о последствиях техногенного и другого антропогенного воздействия. Необходимость гидробиологического мониторинга в таких водных объектах и их экосистемах актуальна, причем он отнюдь не исключает и гидрохимического мониторинга. Более того, значение последнего для оценок условий обитания гидробионтов возрастает.

Водоемы-охладители техноэкосистем АЭС и ТЭС выполняют сугубо технические функции, однако могут использоваться и комплексно, они входят в систему гидролого-ландшафтных взаимосвязей и не изолированы от других гидроэкосистем. Вследствие приоритетности техногенного характера их использования вряд ли целесообразно ставить задачи их «экологического

оздоровления» в санитарно-гидробиологическом аспекте, однако не только можно, но необходимо планировать мероприятия по минимизации их негативного влияния на фоновые водные объекты и снижения биотических помех в работе технических систем, с которыми они связаны.

Управление любой системой строится на использовании комплекса прямых и обратных связей в ней. Данные мониторинга являются не простой констатацией фактов, а сигналом к тем или иным действиям по управлению системой.

Принципы определения ЭТПУ. Предлагаемый подход ставит несколько непростых задач. Одна из них связана с определением комплекса упомянутых выше «приемлемых условий». Хороший экологический потенциал будет у той экосистемы, которая максимально приближена по своим свойствам и характеристикам к ЭТПУ ВО.

Особенности ИсВО и СИЗВО, их эксплуатации требуют введения дополнительных характеристик. Например, в водоемах-охладителях тепловых и атомных электростанций показатель рН важен не только как характеристика условия обитания гидробионтов, но и как важный показатель накопительных свойств воды для систем охлаждения. Для естественных экосистем показатель обилия гидробионтов — один из важнейших, его снижение чаще всего рассматривается как следствие негативного внешнего влияния. Для технических водоемов и техноэкосистем в целом массовое развитие отдельных видов и экоморфных групп имеет особое значение, потому что они могут создавать биологические помехи в работе оборудования. Снижение обилия таких видов может рассматриваться как положительное явление. В отдельном, техническом блоке кроме показателей обилия организмов должен присутствовать и показатель, связанный с оценкой степени биологических помех.

Создание эталонного «референсного пакета» условий — это первый этап, далее необходимо разработать методику сравнения реального состояния с эталонным. Что же представляет собой водный объект, экосистема, часть экосистемы с высоким, хорошим статусом или высоким, хорошим потенциалом? Если воспользоваться принципом: «Что должно быть? Чего не должно быть?», то оценка ПрВО отличается от СИЗВО и ИсВО.

Общие требования ВРД к ВО с *высоким статусом* сводятся к отсутствию или очень малому антропогенному воздействию. Здесь может быть использована следующая метафора: мы должны создать как бы литьевую форму из экологических условий, подобных природным, и получим «отливку», если не идентичную, то очень близкую по свойствам к референсной экосистеме. Таксономический состав, среднее обилие фитопланктона, макрофитов, фитобентоса, бентических беспозвоночных, рыбного населения будут сходными с таковыми в референсных экосистемах. Контроль сводится к оценке идентичности, степени сходства структуры исследуемой экосистемы и референсной. Таким образом, если мы ставим задачей поддержание высокого или хорошего экологического статуса, необходимо:

— устранение (снижение) антропогенного пресса;

— проведение определенных мероприятий чтобы «помочь» экосистеме возвратиться в «первозданное» состояние.

Каковы же будут задачи, если мы ставим целью достижение высокого или хорошего экологического потенциала? Очевидно, что здесь нужны другие принципы, другая методология, чем для достижения соответствующего экологического статуса. Показатели для таких экосистем могут быть разбиты на несколько блоков. Первый блок связан с гидроморфологическими условиями. Сюда должны быть включены и технические элементы биотопической структуры. Второй блок связан с физическими и химическими условиями жизнедеятельности организмов и нормальной эксплуатации технических систем. Вопрос приоритетности здесь неоднозначен и должен решаться индивидуально для каждого объекта, однако очевиден приоритет биоты, поскольку только вследствие функционирования биотических процессов система есть и остается ЭКОсистемой. Следующий блок связан с собственно биологическими показателями. В случае существования биологических помех в работе техносистем вопрос о приоритетах должен рассматриваться отдельно. Поэтому последний блок связан с оценками биологических помех.

Не исключено существование блока, который связан с окружающими, соседними гидроэкосистемами, которые прямыми и обратными связями объединяют их в ландшафтные региональные комплексы. В этом блоке рассматриваются и требования комфортного обитания человека (здоровье, рекреация, получение продукции, водопользование и т.п.).

Гидроморфологические условия. Строго говоря, под этим следует рассматривать биотопическую структуру в широком смысле. В экосистеме с хорошим потенциалом должны в той или иной мере сохраняться природные элементы или создаваться их технические аналоги, например, такие, как литоральная зона, меандрирование водотоков. Разнообразие биотопов, с которым связано разнообразие биоты, должно быть достаточно высоким [14]. Резкие колебания факторов среды и условий обитания, переходы от лентических условий к лотическим должны быть минимизированы. Следует предусмотреть возможность существования биотопических элементов, которые играли бы роль рефугиумов при неблагоприятных условиях. В биотопической структуре не должно быть элементов, провоцирующих формирование биологических помех в работе технических систем.

Физическая и химическая среда, условия обитания гидробионтов и эксплуатации технических систем. Показатели условий среды не должны превышать пределов толерантности большинства популяций гидробионтов. Биотопическая среда должна позволять избегать негативных факторов, занимать области, близкие к оптимуму условий. Условия физико-химической среды не должны быть за пределами требований эксплуатации технических систем. Возможный конфликт между требованиями экологических и технических условий следует разрешать в пользу первых. Хотя и следует учитывать, что существование и необходимость ограничения биопомех может привести к необходимости направленного негативного воздействия на

определенные элементы биоты. Должно быть исключено токсическое воздействие со стороны технических систем, включая специфические для каждой из них химические вещества, поступление чрезмерного количества биогенных элементов. Физико-химическая среда не должна создавать предпосылок и благоприятных условий для вселения и натурализации инвазивных видов гидробионтов.

Биотический блок. В экосистеме с хорошим экологическим потенциалом не должно происходить ни массовой гибели организмов, ни всплеск численности или гиперпродукции. Отношение минимальной за сезон биомассы к максимальной должно стремиться к 1, то есть без резких колебаний показателей обилия. В экосистеме должны присутствовать и функционировать основные трофические группы, количество трофических уровней — не менее четырех (первичнопродукенты, гетеротрофы-фитофаги, зоотрофы первого порядка, хищники). Вероятность появления и натурализации инвазивных видов должна быть минимизирована. Разнообразие сообществ по обим составляющим (богатство и выравненность) не должны существенно снижаться, то есть, состав сообществ не столь важен, тем более, что в специфических условиях техноэкосистем могут формироваться своеобразные (например, термофильные) группировки, сколько их разнообразие, причем не только видовое, но и более высоких таксонов.

Блок окружающих, соседних экосистем и человека в них. Техноэкосистемы могут представлять собой целый комплекс водных объектов, важно установить границы и точки соприкосновения техноэкосистемы с окружающими экосистемами. Через эту границу в окружающие экосистемы не должны попадать токсиканты, излишние биогенные вещества, организмы инвазивных видов, а также их споры, яйца, личинки и т. п. С другой стороны, качество воды, поступающей в водные объекты техноэкосистемы, не должно быть существенно хуже, чем в самой техноэкосистеме. Крайне желательно отсутствие влияния техноэкосистем на характеристики других экосистем в аспекте использования последних человеком: водопользование различного характера, рекреация, здоровье, эстетическая ценность ландшафтов и др.

Таким образом, когда обозначены основные «черты» и свойства, характеристики техноэкосистемы с потенциалом того уровня, который желательно достичь, можно перевести их в числовое выражение для последующего сравнения и оценок с реальными показателями тех или иных экосистем. Кроме того, знание параметров высокого/хорошего потенциала позволяет определить задачи по улучшению конструктивных и эксплуатационных характеристик техноэкосистем. При этом следует обратить внимание на то, что создание техноэкосистем с высоким/хорошим экологическим потенциалом и поддержание его в дальнейшем требует немалых энергетических, финансовых и прочих затрат. Поскольку чем более экосистемы являются **АНТРОПО**экосистемами, тем менее они обладают свойствами саморегуляции и самоподдержания [16, 20].

Заключение

Вопрос о практическом использовании принципов Водной Рамочной Директивы актуален и обсуждался в работах гидробиологов, в частности в аспекте оце-

нок состояния рек [3, 4, 28]. Следует отметить, что существует значительное смещение акцентов именно на контроль и проведение различных мероприятий по улучшению состояния именно в реках. Так, рассматривая некоторые итоги 10-летнего внедрения принципов ВРД [28], европейские гидробиологи практически не выходят в постановке актуальных задач за рамки мониторинга водотоков. Хотя очевидны все нарастающие тенденции трансформаций целых речных бассейнов под воздействием техноэкосистем.

Экосистемы обладают свойством динамичности. Постоянно внутренне изменяясь, они могут, тем не менее, в течение продолжительного времени сохранять свои основные свойства, то есть обладать значительной стабильностью. Показано [2], что более сложно организованные экосистемы более стабильны. При этом следует учитывать, что антропогенное воздействие может не только приводить к стрессу и упрощению структуры, но и к усложнению. Сложность биотических сообществ, которая может быть определена через их разнообразие, связана с биотопической сложностью, биотопическим разнообразием [14]. Экологические оценки должны объективно учитывать роль антропогенного влияния, особенно в его динамическом аспекте.

В этой связи следует отметить, что компаративный подход должен учитывать, что и референсные экосистемы и их состояния, которые принимаются за эталон сравнения, также подвержены определенным изменениям в связи с неизбежными внутренними перестройками структуры, а также глобальными изменениям климатических условий.

Что касается двух подходов в контроле экосистем — концепции снятия антропогенного пресса и «автоматического» возвращения экосистемы в исходное состояние (концепция ВРД для ПрВО) и управления через достижение желательного комплекса условий, то следует отметить определенную иллюзорность первого подхода, поскольку достижение цели всегда связано с затратами энергии при любых мероприятиях.

Водная Рамочная Директива ЕС является, по сути, инструментом для достижения важной цели — улучшения состояния водных объектов ЕС до хорошего статуса [27]. В терминах рассмотренной выше модели это означает, что необходимо максимально сократить условное «расстояние» между положением реальной системы и референсной.

Сложнее обстоит дело с экологическим потенциалом. Как было отмечено выше, ВРД предлагает в качестве эталонов сравнения для СИЗВО и ИсВО использовать «максимально похожие» водные объекты. Однако, экосистемы искусственных водотоков, каналов хотя и входят в состав реобиогеома [15, 29], имеют свой совершенно специфический гидробиологический режим [13]. В лучшем случае (или как один из вариантов) в качестве эталонного может быть взята/принята экосистема другого канала. Но при этом необходимо учитывать особенности региона, характера и режима эксплуатации, что делает поиск таких эталонов или аналогов крайне сложным и вряд ли оправданным. Также и водохранилища представляют собой особый тип экосистем, а не просто сильно модифицированные природные водотоки [5]. Это касается СИЗВО, а в еще большей степени ИсВО и техноэкосистем, в которых конструктивные техногенные элементы, выступаю-

щие в качестве антропогенного комплекса биотопов, формируют своеобразную среду обитания для гидробионтов. Таким образом, если и возможен/целесообразен выбор референсных экосистем, то, вероятнее всего, в области континуума СИЗВО — ИсВО,

Требования достижения «хорошего» либо какого-то другого экологического потенциала не будет лишено как экологического, так и практического смысла только при условии наличия адекватной критериальной базы для сравнения и оценки. Для ИсВО и СИЗВО, в частности для водных объектов техноэкосистем энергетических станций предлагается модифицировать концепцию экологического потенциала. Согласно ВРД «статус», состояние природных водных объектов аналогично такому же понятию «экологический потенциал» для неприродных. Поскольку такая терминология уже существует и имеет определенный приоритет, ее критика не имеет большого смысла. Тем не менее, стоит отметить, что понятие статуса связано с неким состоянием системы в настоящем, в то время как понятие «потенциал» имеет отношение к возможному, будущему состоянию, которое оценивается в сравнении с определенным комплексом биотических и средовых параметров. Эти «экологически и технически приемлемые условия» или «ecological and technical acceptable conditions» (ETAC) концептуально близки к понятию «референсные условия».

На необходимость установления эталонных специфических, присущих определенным типам местообитаний характеристик для водохранилищ (СИЗВО), отмечалось в [12]. По мнению авторов, эталонные значения показателей могут устанавливаться для каждого из основных сообществ гидробионтов с учетом физико-химических условий.

Поскольку «потенциал» (от латинского «сила», «возможность» — это возможное состояние, следовало бы именно эти характеристики (ЭТПУ ВО) называть «потенциалом». Сущность экологического потенциала заключается в том, что в техноэкосистемах не должны быть заложены возможности протекания процессов, которые могут вызвать негативные явления, в окружающей среде, так и процессов, которые могут негативно сказаться на технологических процессах.

Таким образом, применение концептуальных положений ВРД предполагает единый компаративный подход и методологию для определения как статуса природных ВО, так и экологического потенциала ИсВО и СИЗВО на основе сравнения с определенным эталоном или комплексом экологически и технически приемлемых или желаемых/целевых условий. Если для природных ВО в качестве референсных могут быть приняты состояния условно «доантропогенного» периода, то комплексные характеристики для ИсВО и СИЗВО должны разрабатываться индивидуально и/или для некоторых их типов. Предложенные принципы могут быть применены на практике и для ПрВО.

**

Запропоновано новий підхід у визначенні екологічного потенціалу сильно змінених і штучних водних об'єктів, техноекосистем, який, аналогічно принципам Водної Рамкової Директиви ЄС, базується на компаративній методології. Як еталон

порівняння пропонується розробка «технічно і екологічно прийнятних характеристик» стану водного об'єкта, техноекосистеми.

**

A new approach in establishment of the ecological potential of heavily modified and artificial water bodies, technoecosystems, is proposed. Similar to principles of the EU Water Framework Directive, it is based on the comparative methodology. As a benchmark for comparison (reference), it is proposed to develop «technically and environmentally acceptable characteristics of the state» of a waterbody, a techno-ecosystem.

**

1. Абакумов В.А. К истории контроля качества вод по гидробиологическим показателям // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. — Л.: Гидрометеиздат, 1981. — С. 46—74.
2. Алимов А.Ф. Стабильность и устойчивость водных экосистем // Гидробиол. журн. — 2017. — Т. 53, № 1. — С. 3—15.
3. Афанасьев С.А. Развитие европейских подходов к биологической оценке состояния гидроэкосистем в мониторинге рек Украины // Там же. — 2001. — Т. 37, № 5. — С. 3—18.
4. Афанасьев С.А. Проблемы индикации экологического состояния/потенциала сильно измененных водных объектов // Биоиндикация и мониторинг пресноводных экосистем: Сб. тезисов докл. II Междунар. конф., Санкт-Петербург, 10—14 окт. 2011 г. — СПб., 2011. — С. 20.
5. Баканов А.И. Теоретические основы экологического районирования водохранилищ // Количественные методы экологии гидробиологии / Ред. Г. С. Розенберг. — Тольятти: Самарс. центр РАН, 2005. — С. 157—166.
6. Вернадский В.И. Биосфера и ноосфера // Вибрані наукові праці академіка В. І. Вернадського. — К., 2012. — Т. 4, Кн. 2. — С. 453—465.
7. Винберг Г.Г. Успехи лимнологии и гидробиологические методы контроля качества внутренних вод // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. — Л.: Гидрометеиздат, 1981. — С. 16—46.
8. Вувивисс Ф. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. — Л.: Гидрометеиздат, 1977. — С.133—161.
9. *Гидробиология* водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины. — Киев: Наук. думка, 1991. — 192 с.
10. Жукинський В.М. Використання методів гідроекологічних досліджень при комплексній оцінці стану поверхневих вод // Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / Ред. В. Д. Романенко. — К.: Логос, 2006. — С. 379—400.
11. Новоселова Т.Н., Протасов А.А. Фитопланктон водоемов техно-экосистемы Хмельницкой АЭС и ее фоновых водоемов // Ядерна енергетика та довкілля. — 2015. — № 1. — С. 59—62.

12. *Оксиюк О.П., Давыдов О.А.* Санитарная гидробиология в современный период. Основные положения, методология, задачи // Гидробиол. журн. — 2012. — Т. 48, № 6. — С. 50—65.
13. *Оксиюк О.П., Олейник Г.Н., Юрченко В.В., Шевцова Л.В.* Гидробиологический режим и формирование качества воды в каналах // Проблемы гидробиологии и альгологии. — Киев: Наук. думка, 1978. — С. 176—197.
14. *Протасов А.А.* Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология. — Киев, 2002. — 105 с.
15. *Протасов А.А.* Жизнь в гидросфере. Очерки по общей гидробиологии. — Киев: Академперіодика, 2011. — 704 с.
16. *Протасов А.А.* О водных техноэкосистемах и их месте в биосфере // J. Siberian Fed. Un-ty. Biology 4. — 2013. — № 6. — P. 405—423.
17. *Протасов А.А.* Концепция техно-экосистемы в технической гидробиологии // Гидробиол. журн. — 2014. — Т. 50, № 3. — С. 3—18.
18. *Протасов О.О.* Техно-экосистема: неминуемое зло чи крок до ноосфери? // Вісн. НАН України. — 2014. — № 6. — С. 41—49.
19. *Протасов О.О., Силасва А.А., Новосолова Т.М. та ін.* Сучасні підходи до оцінки стану і взаємного впливу техно-екосистем АЕС і ТЕС та фонових гідроекосистем // Стан і біорізноманіття екосистем Шацького національного природного парку. Матеріали наук. конф., 10—13 вер. 2015 р. — Львів: СПОЛОМ, 2015. — С. 79—83.
20. *Реймерс Н.Ф.* Надежды на выживание человечества. Концептуальная экология. — М.: Россия Молодая, 1992. — 365 с.
21. *Слепян Э.И.* Система патогенных агентов, факторов риска и патотропных ситуаций в аспекте естественно-научной картины мира // Биологическая индикация в антропоэкологии: Материалы 2 Всесоюз. совещ. по космической антропоэкологии. Ленинград, 2—6 июня 1984. — Л.: Наука, 1984. — С. 6—62.
22. *Техно-экосистема АЭС.* Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / Под ред. А. А. Протасова. — Киев, 2011. — 234 с.
23. *Хокс Х., Дженкинс Р., Лиминг Д., Лоусон Д.* Совместные англо-биологические исследования на р. Днепр в мае 1977 г. // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. — Л.: Гидрометеиздат, 1981. — С. 209—229.
24. *Яблоков А.В., Левченко В.Ф., Керженцев А.С.* Очерки биосферологии. 1. Выход есть: переход к управляемой эволюции биосферы // Philosophy & Cosmology. — 2015. — Vol. 14. — P. 92—117.
25. *Common implementation strategy for the water framework directive 2000/60/EC) Guidance Document No 13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. Produced by Working Group 2A.* Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. — 2003. — 53 p.
26. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy* // <http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework>.

27. *Fürhacker M.* The Water Framework Directive — can we reach the target? // *Water Sci. Technol.* — 2008. — Vol. 57, N 1. — P. 9—17.
28. *Hering D., Borja A., Carstensen J. et al.* The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future // *Sci. Total Environ.* — 2010. — Vol. 408, N 19. — P. 4007—4019.
29. *Protasov A.A.* Structure, evolution of the biosphere and possible ways of noospherogenesis // *J. Siberian Fed. Un-ty. Biology* 3. — 2016. — Vol. 9. — P. 256—290.
30. *Protasov A.A.* Biogeomes of hydrosphere and land as elements of the biosphere structure // *Ecology and noospherology.* — 2016. — Vol. 27, N 1—2. — P. 5—15.
31. *Tansley A.D.* The use and abuse of vegetational concepts and terms // *Ecology.* — 1935. — Vol. 16, N 4. — P. 284—307.
32. *Global Footprint Network* /// <http://www.footprintnetwork.org>.

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

Поступила 26.06.17