

ОБЗОР КОНЦЕПТУАЛЬНЫХ ОСНОВ ИЗУЧЕНИЯ И МОДЕЛИРОВАНИЯ ПОТОКОВ УГЛЕРОДА НА НАЗЕМНО-ВОДНЫХ ГРАНИЦАХ

В.В. Сорокина

Федеральный исследовательский центр
Южный научный центр РАН, г. Ростов-на-Дону
v.sorok@mail.ru

Аннотация. С целью разработки интегрированной модели системы «Цимлянское водохранилище – Нижний Дон – дельта Дона – Азовское море» выполнен литературный обзор научных концепций и современных подходов к изучению и моделированию потоков углерода и других веществ в водном континууме. Предложено использовать концепцию водного континуума «суша – океан» (*land-ocean aquatic continuum*) и рассматривать наземно-водные взаимодействия как совокупность геоморфологических, гидрологических, биогеохимических и биологических процессов, которые контролируют потоки и изменение массы и энергии в связанных экосистемах. Особое внимание уделено пространственно-временному масштабу событий на границах раздела воды и суши, влияющих на преобразование органического вещества и круговорот углерода. Рассмотрены основные индикаторы для оценки динамики наземно-водных границ.

Ключевые слова: водный континуум, наземно-водные границы, водно-болотные угодья, потоки углерода, математическое моделирование.

Одним из широко используемых подходов в географии, является бассейновый подход (Р. Хортон). Его применение к расчетам и анализу балансов веществ фактически лежит в основе теории геохимии ландшафта. Основоположник этой теории, Б.Б. Польшов, рассматривал геохимические ландшафты как участки земной поверхности, динамически связанные потоками (прежде всего водными).

Несмотря на все достоинства бассейнового подхода, при его использовании не уделяют достаточно внимания переходным областям между полностью наземной и полностью водной средой, так называемым наземно-водным интерфейсам (*terrestrial-aquatic interface* (TAI) [1]), которые представляют собой динамические и сложные компоненты системы Земли. TAI характеризуются исключительно высокими показателями биологической продуктивности и биогеохимического цикла.

Наземно-водные границы часто классифицируют как водно-болотные угодья, болота, мангровые леса, торфяники, поймы, прибрежные зоны, окраины озер, участки просачивания грунтовых вод и аналогичные переходные зоны. Эти системы демонстрируют значительные временные и пространственные различия в подаче кислорода,

имеют богатые углеродом почвы, являются источниками выбросов парниковых газов с высоким потенциалом и чувствительны к антропогенным воздействиям (например, загрязнению и пожарам) и изменению климата. Одним из полезных следствий определения TAI по процессам, которые они поддерживают, является то, что границы между системами являются реально расплывчатыми и зависят от распределения соответствующих процессов, представляющих интерес.

На сегодняшний день существует много концепций, данных и моделей, которые каким-то образом связаны с системами TAI, но мало исследований, которые интегрируют эти элементы для продвижения целостного понимания системы Земли. В связи с этим среди приоритетных направлений исследований антропогенных изменений потоков углерода во внутренних водах ученые выделяют следующие [2; 3]: более качественная количественная оценка поступления углерода с суши (на основе данных наблюдений); знания о временной изменчивости потоков углерода и формирование длинных временных рядов наблюдений, по которым можно будет оценивать модели; улучшенная оценка пространственного охвата и вклада малых внутренних водоемов (особенно прибрежных растительных экосистем и эстуари-

ев) в потоки углерода; интеграция высохших и опустившихся ниже уровня моря районов в глобальные оценки потоков углерода.

Отмечается, что в настоящее время модели являются единственными количественными инструментами для оценки роли водного континуума «суша – океан» в глобальном углеродном бюджете в течение исторического периода и в будущем [2]. Следующее поколение моделей должно отражать связи между сушей и морем, включая прибрежные особенности, такие как приливные реки, водно-болотные угодья, эстуарии, континентальный шельф и приливно-отливный обмен на границе раздела суши и воды.

В работе [4] обобщены характеристики прибрежных экосистем и определены фундаментальные взаимодействия в масштабе экосистемы, которые определяют границу раздела прибрежных районов и должны быть учтены при моделировании. Это прежде всего следующие процессы:

- потоки парниковых газов от приливных рек, прибрежных устьевых систем и болот;

- связывание углерода в прибрежных экосистемах;

- круговорот питательных веществ и органического углерода (береговая граница действует как источник и/или поглотитель биогеохимически важных элементов, влияющих на продуктивность прибрежных и морских систем);

- гидродинамика (контролирует сроки и объемы хранения, обработки и экспорта вещества);

- градиенты в растительных сообществах (влияют на описанные выше биогеохимические функции и взаимодействуют с геоморфологическими процессами);

- геоморфология (контролирует топографию и батиметрию, в конечном итоге влияя на растительность и биогеохимические градиенты);

- эрозия (увеличивает экспорт органических и неорганических веществ через наземно-водные границы; обеспечивает их перераспределение. Итоговый результат зависит от взаимодействия между эрозией и миграцией в сторону суши в прибрежной зоне (водно-болотных угодьях)).

Существуют следующие концепции для описания и классификации контрастов вдоль водных градиентов.

Применительно к внутренним водам широко используется **концепция «активной трубы»** [5], которая принимает, перерабатывает, выделяет и

хранит земной углерод во время его перемещения с суши в океан, в отличие от «пассивной трубы», которая просто консервативно транспортирует земной углерод в океан.

В концепции речного континуума (River continuum concept (RCC) [6]) говорится о том, что по мере движения воды и веществ вниз по течению потоки постоянно меняются в зависимости от их физических, химических и биологических характеристик. Этот подход может быть применен, например, при изучении размеров среды обитания (от небольших потоков до крупных рек), биоразнообразия функциональных групп, трансформации органического вещества (от крупных до мелких органических частиц) и метаболизма систем (гетеротрофность / автотрофность). Широко принятый и используемый RCC, тем не менее, ограничен в своей применимости. Некоторая критика RCC заключается в том, что он плохо учитывает естественные климатические явления, такие как засухи и наводнения, и не включает антропогенные нарушения, такие как плотины и урбанизация. Но формализованные концепции речных экосистем расширили RCC для устранения недостатков в его первоначальной модели. Среди этих концепций можно выделить следующие: концепцию последовательного разрыва для лучшей интеграции геоморфологии и притоков [7]; концепцию гипорейного коридора для лучшего соединения глубины реки и влияния береговой линии [8]; концепцию потока-пульса [9], которая лучше учитывает вклад затоплений в бюджеты питательных и органических веществ; концепцию спирали питательных веществ [10], которая рассматривает поглощение и высвобождение питательных веществ вдоль реки; концепцию U-образной кривой дыхания, которая лучше учитывает энергозатраты в продольном направлении [11] и гипотезу импульса (Pulse-Shunt) [12], которая предсказывает трансформацию органического вещества (ОВ) в сетях потока на основе гидрологических схем (большие, «импульсные», выбросы от наземных систем «шунтируют» материалы вниз по течению реки минуя области, где обычно происходит обработка, и эффективно превращают активную трубу в пассивную трубу).

Все эти концептуальные основы подчеркивают важные взаимодействия и связи посредством которых: геоморфологические особенности обеспечивают физический шаблон, через который

движется вода; поток воды и пространственное распределение сильно влияют на доступность ресурсов для биологических агентов; биологические агенты преобразуют ресурсы таким образом, что влияют на их судьбу (например, минерализация растворенного ОВ в диоксид углерода (CO_2) [13].

Недавние исследования [14] обновили концепцию «активной трубы», включив водно-болотные угодья в бюджет углерода внутренних вод, и продемонстрировали, что перенос наземного углерода в реки может происходить преимущественно в результате затопления земель.

Авторы работы [14] рассмотрели экосистемы осушенных земель, затопляемых земель и внутренних вод (рис. 1а, б, в) и определили основные потоки, влияющие на чистый баланс углерода в экосистеме (Net Ecosystem Carbon Balance, NECB) – разность суммарного поступления углерода в экосистему и суммарного вывода из нее. Эти потоки включают чистый обмен экосистемы (Net Ecosystem Exchange, NEE) с атмосферой (выбросы в атмосферу или поглощение из нее двуокиси углерода CO_2) и атмосферные потоки форм углерода, отличных от CO_2 ($F_{\text{другие}}$), которые включают метан (CH_4), монооксид углерода (CO) и летучий органический углерод (VOC), а также латеральные потоки (E), связанные с гидрологией (т.е. привнос или вывод из экосистемы в виде растворенного и взвешенного органического углерода, растворенного CO_2 и растворенного CH_4) и другие процессы, такие как перемещение животных, ветровой перенос и эрозия, а также антропогенный перенос или сбор урожая [14]. Потоки, составляющие чистую продукцию экосистемы (Net

Ecosystem Production, NEP), – это валовая первичная продукция (Gross Primary Production, GPP) и дыхание экосистемы (Ecosystem Respiration, ER). ER включает автотрофное дыхание (Autotrophic Respiration, AR) различных компонент растительности (листья, древесина, корни и фотосинтезирующие микробы) и гетеротрофное дыхание (Heterotrophic Respiration, HR) прокариот, грибов и животных. GPP и ER встречаются в основном над уровнем грунтовых вод в хорошо дренированных экосистемах, частично выше и ниже уровня грунтовых вод в затопляемых экосистемах и исключительно в воде и донных отложениях в водных экосистемах [14].

Классификация земель, основанная на критерии затопления, позволяет четко разграничить три подсистемы с помощью данных дистанционного зондирования, а также разделить их функционально в отношении осмысления и количественной оценки цикла углерода (рис. 1). Но многие экосистемы водно-болотных угодий затопляются только сезонно или эпизодически, и в них появляются фазы с экологическими свойствами, более похожими на осушенные земли. Авторы [14] считают, что экспорт (вывод) углерода в результате затопления земель следует рассматривать как транспортный механизм, который происходит в течение определенных периодов времени, даже если он может мобилизовать значительные количества углерода в годовом бюджете водно-болотных угодий. Кроме того, концептуальная модель должна быть двунаправленной (вертикальной и вверх, и вниз по течению) и должна учитывать гидрологический чистый экспорт (E) как по-

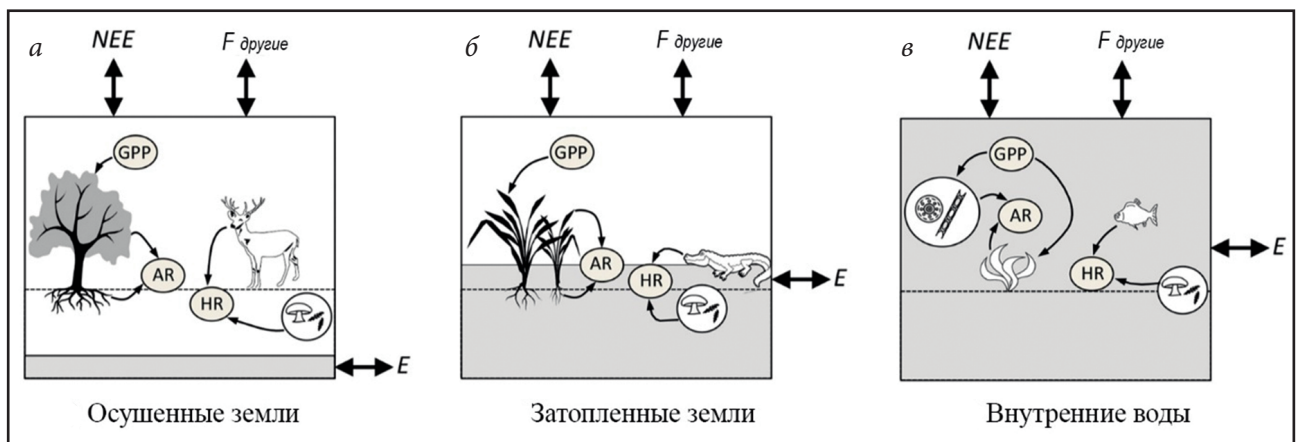


Рис. 1. Взаимосвязь между потоками углерода, которые определяют чистый баланс углерода в экосистеме (NECB), а также метаболические потоки, которые определяют чистую продукцию экосистемы (NEP) [14]: серой заливкой обозначена часть экосистемы, занятая водой

тенциально значимый компонент NEE и NECB в соответствии с концепцией «активной трубы». В хорошо дренированных наземных экосистемах поверхностный сток и дренаж выносят углерод во внутренние воды, и E обязательно всегда положителен. Во внутренних водах и водно-болотных угодьях E должен быть концептуализирован и количественно определен как чистый баланс между гидрологическим импортом и экспортом из экосистем, и, в зависимости от каждого случая, E может быть положительным или отрицательным. Авторы [14] отмечают, что потоки углерода вдоль водосбора следует рассматривать как каскад от одной подсистемы в верхнем течении к другой подсистеме вниз по течению, как описано в концепции речного континуума [6], при этом в термин E интегрировано несколько химических форм углерода (взвешенный органический углерод (POC), растворенный органический углерод (DOC), CO_2 и CH_4).

Основываясь на ландшафтно-экологическом подходе, Дж.Д. Дженеретт и Р. Лал [15] прокомментировали определяющее влияние гидрологии на потоки углерода водно-болотных угодий. В настоящее время количественная информация об экспортном потоке углерода в водно-болотных угодьях скудна, а количественная оценка метаболических потоков углерода и понимание биогеохимических процессов, регулирующих NEE, NEP, ER и NECB, имеют высокую степень неопределенности. Латеральный перенос углерода из водно-болотных угодий во внутренние воды может происходить по разным схемам в зависимости от гидрологической связи и частоты наводнений. Некоторые почти постоянно затопляемые водно-болотные угодья будут вносить свой вклад постоянно, тогда как водно-болотные угодья, затопляемые эпизодически, будут вносить свой вклад только в течение коротких периодов времени.

В работе [14] отмечены аспекты, которым необходимо уделить внимание в исследованиях, а именно: как концептуализировать вертикальные и горизонтальные потоки углерода вдоль водосборов; необходимость двумерных моделей, адекватно учитывающих гидрологический экспорт всех видов углерода; в затопляемых экосистемах необходимость количественной оценки компонентов первичной продукции и дыхания затопленной и наземной части экосистемного со-

общества; использование оцененных скоростей метаболизма в сопряженных гидролого-биогеохимических моделях.

Еще одной формализованной концепцией для описания водных континуумов в лимнологии и океанографии являются **речные устьевые системы** (River-Estuary Systems (RES)). Пресные речные потоки оказывают значительное влияние на океаны, воздействуя на соленость, температуру поверхности моря, загрязнение, уровень углерода и питательных веществ, играет значительную роль во взаимодействии атмосфера – море/океан [16]. Изменения характеристик потока опресненных вод, в свою очередь, влияют на биоту и экологию морских экосистем.

В исследованиях, связывающих сушу с океаном, часто упоминают **водный континуум «суша – океан»** (LOAC), который не был формализован в концепцию, в отличие от RCC. Первоначально он был придуман для обозначения изменяющейся биогеохимии азота, фосфора и кремнезема от суши до океана [17]. Этот подход использовали для описания ряда биогеохимически и физически активных систем, которые перерабатывают углерод и питательные вещества, когда эти элементы перемещаются из почв суши в открытый океан.

Динамика питательных веществ в водных экосистемах определяется сложными экологическими процессами, которые могут изменить количество и соотношение (стехиометрию) элементов, транспортируемых через водный континуум [18]. LOAC может также применяться для описания изменений экологической функции от суши к океану (например, для бентического дыхания [19]).

Еще одной формализованной концепцией является **подводный сток подземных вод** (Submarine groundwater discharge (SGD)), признанный в качестве важного компонента гидрологического цикла, связывающего сушу, подземные воды и океаны [20]. SGD может широко варьироваться по объему и составу, а также в пространстве и времени. Его точная оценка затруднена, так как она изменяется в зависимости от типологии прибрежных районов, где осадки, геология и водный баланс являются важными структурными особенностями. Для оценки SGD можно использовать несколько подходов, включая классические измерения потока, измерения солености или температуры, методы трассировки и гидрологические модели.

Значительных успехов в интеграции наземных и водных систем удалось достичь ученым в рамках проекта программы HORIZON-2020 «Каскады углерода с суши в океан в антропоцене» (C-CASCADES) [21]. Этот проект нацелен на охват всего комплекса взаимосвязанных сред ЛОАС и их интерфейсов, включая наземную растительность и почвы, внутренние водные системы (ручьи, реки, озера и водохранилища), прибрежный океан (устья рек и континентальные шельфы) и открытый океан, и интегрировать эти знания в модели системы Земли для уменьшения неопределенностей в глобальном бюджете CO_2 . Проведенное исследование позволило создать актуальную глобальную карту выбросов CO_2 от ЛОАС с высоким пространственным разрешением и дать количественную оценку потоков и трансформации углерода вдоль водного континуума «суша – океан» в глобальном масштабе, от наземных экосистем до открытого океана через реки, озера и прибрежные воды.

Особое внимание водному континууму и связи между водными экосистемами от верховьев рек и внутренних вод до прибрежных и морских систем уделено в специальном выпуске 2017 г. одного из ведущих научных журналов по данной тематике “Limnology and Oceanography” [22]

ассоциации ASLO (Association for the Sciences of Limnology and Oceanography).

Авторы работы [23] разработали структуру, которая объединяет различные траектории транзита углерода (C) в любой системе внутренних вод, определив ключевые процессы, лежащие в основе взаимосвязей. Центральное место в предложенной структуре занимает разделение между формами C (рис. 2), и то, как оно контролируется экспортом с суши, внутренними преобразованиями и гидрологией (рис. 3). Такая структура позволяет оценить последствия изменений окружающей среды для связанных потоков углерода и заложить основу для понимания современной и будущей судьбы наземного углерода во внутренних водных системах.

Судьба каждой формы C зависит от вероятности трансформации каждого процесса, которая, в свою очередь, зависит от взаимодействия между скоростью обработки C и временем пребывания в воде (WRT). В общем случае высокая скорость обработки C и длительный WRT облегчают преобразования, в то время как низкая скорость обработки C и короткий WRT ограничивают преобразования. Однако преобразование по-прежнему возможно при коротком WRT, если обработка C быстрая, или при низкой скорости

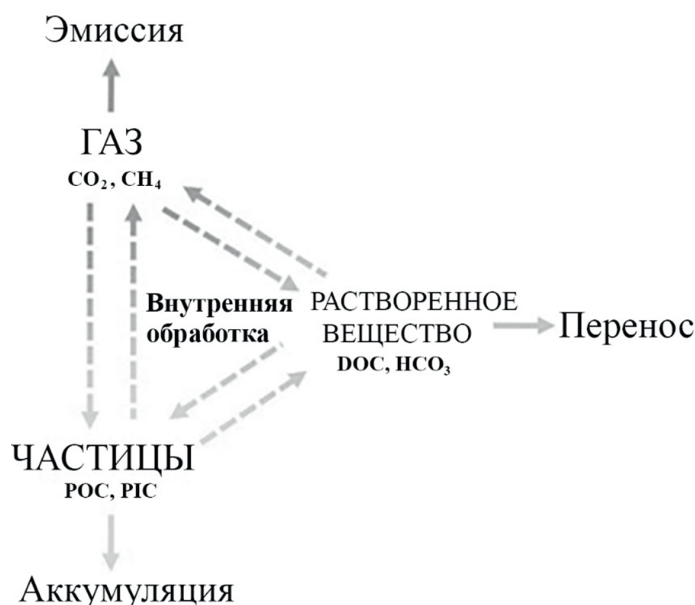


Рис. 2. Концептуальная модель для определения трансформации углерода на основе его формы по [23]. Газ приводит к эмиссии или переносу, растворенное вещество приводит к переносу вниз по течению, а частицы приводят к накоплению (аккумуляции) или переносу. Водная трансформация C между различными формами (внутренняя обработка) представлена пунктирными стрелками

обработки С, если WRT достаточно длинное. Газы и частицы также могут транспортироваться без предварительного преобразования в растворенные вещества. Стрелки показывают основное направление разделения преобразования между различными формами С, ведущего к разным судьбам [23].

Для определения оборота ОВ и круговорота С в ландшафтном масштабе решающее значение имеет степень перемещения ОВ на границах раздела воды и суши. Для этих взаимодействий (интерфейсов) характерны резкие пространственно-временные изменения условий окружающей среды, влияющие на свойства ОВ и тем самым контролируемые его минерализацию и другие процессы преобразования. В работе [24] представлена концептуальная основа (пространственно-временная модель в соответствии

с таблицей 1), позволяющая обсуждать различия в пространственных и временных масштабах переноса ОВ, изменения условий окружающей среды, связность экосистем и взаимодействия микробов и субстрата.

Авторы упомянутого выше исследования рассмотрели три основные концепции, объясняющие оборот ОВ в ландшафтном масштабе: пространственно-временной контекст ландшафта, круговорот ОВ, описываемый праймингом (микробиология) и экологической стехиометрией, а также антропогенные эффекты как нарушение естественных величин и путей переноса ОВ. Эти знания имеют решающее значение, поскольку наземные и водные подсистемы могут по-разному реагировать на текущие изменения климата, характера землепользования и другие антропогенные воздействия.

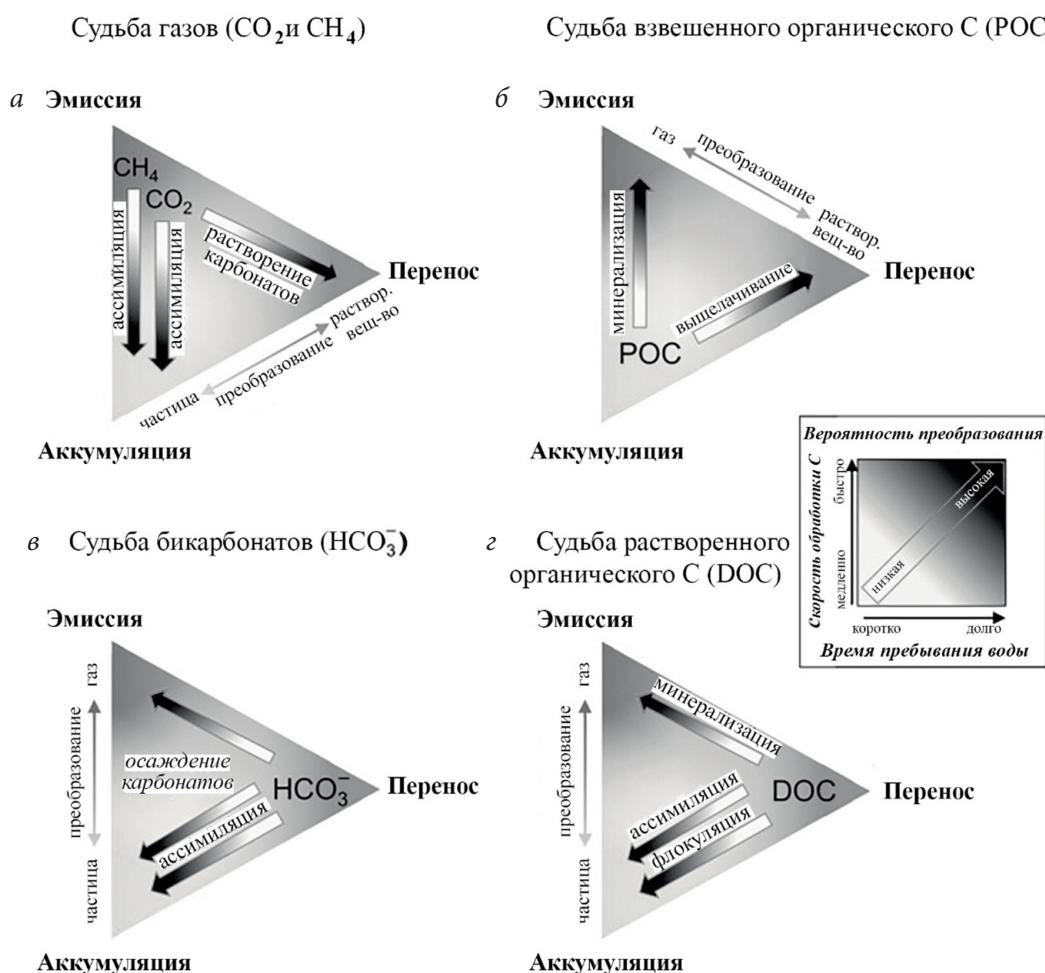


Рис. 3. Роль трансформации углерода в судьбе образующихся на суше диоксида углерода (CO_2) и метана (CH_4) (а), твердых частиц органического углерода (РОС) (б), бикарбоната (HCO_3^-) (в) и растворенного органического углерода (DOC) (г), перемещающийся в данной системе внутренних вод, согласно работе [23]

Таблица 1. Пространственно-временной масштаб природных событий, влияющий на оборот ОВ (приводится по: [24])

Уровень / Пространственный и временной масштабы	Основные характеристики	Описание
1. От метра до километра и более, масштаб события	Нестационарные однонаправленные потоки	События, переносящие большое количество ОВ за относительно короткие периоды времени. Транспорт ОВ происходит в обход экосистем и микробных сообществ. Крупные возмущения с относительно низкой частотой.
2. От метра до километра и более, месяц – сезон	Стационарные одно- и двунаправленные латеральные потоки	Относительно небольшие периодические и диффузные переносы через водные и наземные области и экосистемы и наоборот. Декомпозиционное сообщество быстро приспосабливается к изменениям физических и химических свойств переносимого субстрата. Событие двунаправленного переноса и пространственная протяженность могут быть большими в зависимости от типа обмена, например, выход насекомых из озер или прудов в окружающие экосистемы или опад листьев в ручьи.
3. От сантиметра до метра (см – м), день – сезон	Свойства экосистем: изменения в связности и границах между компонентами ландшафта	Ширина переходной зоны зависит от системы. Пространственное перекрытие между экосистемами создает различные условия среды для переработки ОВ. Зависимости включают: – соотношение периметра и площади водоема, – влияние окружающей растительности (глубокие и неглубокие корни), – частоту затопления. Переходная зона может меняться в размерах с течением времени, но ожидается, что она будет относительно постоянной чертой ландшафта.
4. От микрометра до метра (μм – м), почти непрерывный с акцентными событиями («горячие моменты»)	Свойства субстрата	Процессы, происходящие в небольшом пространственном масштабе с относительно высокой частотой. В конечном итоге контролируется микробиологическими процессами и содержанием элементов в субстрате. Основными предлагаемыми механизмами оборота ОВ на этом уровне являются прайминг и экологическая стехиометрия.

Потенциал оборота ОВ в ландшафте можно описать двумя его доминирующими свойствами: потенциалом субстрата для микробной обработки и окружающей средой, воздействию которой подвергается ОВ. Авторы [24] объясняют, как вышеупомянутые свойства ландшафта могут влиять на статус доступности ОВ в зависимости от его пути через ландшафт. В целом можно ожидать, что скорость обработки будет максимальной в масштабе субстрата, а наибольшее воздействие на окружающую среду будет вызвано наибольшим возмущением или однонаправленным потоком. Максимальные скорости ограничены физическим ландшафтом (литология, геоморфология) в случае скоростей обработки и режимом возмущения в случае воздействия на локальную среду. Траектория реагирования на эти ограничения определяется различными свойствами и процессами ландшафта.

Представленная в таблице 1 структура не учитывает обратные связи между различными уров-

нями, например, переход субстрата из частиц в растворимую форму, что затем влияет на скорость переноса. Вполне вероятно, что большинство попыток разделить непрерывный процесс будут сопряжены с неточностями, но такие модели помогают ограничить большое количество измерений, связанных с пониманием оборота ОВ в ландшафтном масштабе.

Текущие глобальные изменения в сочетании с усилением антропогенной деятельности (например, глобальные изменения климата и землепользования) оказывают огромное влияние на трансформацию ОВ в ландшафте, приводя к новым устойчивым состояниям или к дестабилизации круговорота ОВ. Антропогенная деятельность, такая как сельское хозяйство, может увеличить поступление углерода во внутренние воды с соответствующими последствиями для экосистем. Увеличение поступления азота в наземные системы распространяется через ландшафты, что приводит не только к эвтрофикации в нижнем течении, но и

к ускорению круговорота углерода и фосфора [25]. Антропогенная деятельность значительно увеличила поток ОБ из наземных экосистем в водные за счет усиления эрозии, она также привела к ускоренному возвращению «водного» ОБ (например, плотины, дноуглубительные каналы, затопление, ирригация) в наземные. Кроме того, усиление одновременного обратного потока ОБ и питательных веществ из водных систем в наземные, по-видимому, увеличивает микробную активность и, следовательно, круговорот ОБ в ландшафте.

Антропогенные воздействия на круговорот ОБ проявляются и на уровне связности между компонентами ландшафта. Осушение водно-болотных угодий и регулирование речных экосистем являются примерами действий, которые сокращают время пребывания воды и, следовательно, влажность наземно-водных границ, которая связана с возможностью перемещения вещества из почвы в водные системы. Уровни питательных веществ в ландшафтах значительно превышают естественные фоновые уровни с различными траекториями загрузки азота и фосфора за последние десятилетия [26]. Концентрация органического углерода, а значит и потенциал для прайминг-эффекта, могут сильно возрасти либо за счет поступления сточных вод, либо за счет эвтрофикации из-за повышенных концентраций питательных веществ и соответствующего выделения лабильного органического углерода.

В пространственном отношении динамика наземно-водных границ, в частности водно-болотных угодий (ВБУ), может быть оценена в масштабах ландшафта, экосистемы, и локально (пиксельно, исходя из доступных наборов спутниковых данных).

Индикаторами оценки пространственно-временной изменчивости наземно-водных систем (приводятся по: [27]).

1. Гидрологические показатели:

– модифицированный нормализованный разностный индекс воды (MNDWI), на основе мультивременных изображений Landsat. Позволяет сделать оценку влажности и глубины воды; помогает в демаркации водных экосистем и местообитаний в локальном (пиксельном, 30 м), годовом и межгодовом масштабах;

– линейный тренд MNDWI на пиксель: чистое изменение водного индекса за исследуемый период в данном пикселе.

2. Геоморфологические индикаторы:

– геоморфологическая граница (впадина водно-болотного угодья, топографически отделенная от остальной территории), на основе СРТМ-ЦМР. Показывает топографическое разделение между ВБУ и сухими / возвышенными землями и отмечает изменение экологических условий от наземных к водным в ландшафтном историческом масштабе;

– динамика береговой линии (сокращение / расширение береговой линии) в ландшафтном, сезонном и десятилетнем масштабе. Береговые линии регулируют обмен между наземными и водными системами; быстро меняющаяся береговая линия может препятствовать обменному равновесию;

– гидрогеоморфологические единицы (временные изменения влажных и сухих районов ВБУ: постоянно влажные, постоянно сухие и переходные) в базовом и последнем годах исследуемого периода в масштабе экосистемы ВБУ. Различные гидрогеоморфологические единицы представляют разные условия среды обитания, и их изменение приводит к трансформации и потере этой среды.

3. Динамика участков ландшафта (на основе наборов данных MNDWI в ландшафтном, сезонном и межгодовом масштабах):

– Плотность участков (количество участков в ландшафте деленное на общую площадь ландшафта [28]) Показывает фрагментацию водно-болотных угодий и, следовательно, мест обитания;

– SPLIT: $SPLIT = 1$, когда ландшафт состоит из одного участка. SPLIT увеличивается по мере того, как очаговое пятно все больше уменьшается по площади и подразделяется на более мелкие пятна [29]. Мера связности различных участков водно-болотных угодий и, следовательно, водной среды обитания;

4. Индикаторы растительности (на основе мультивременных изображений Landsat):

– нормализованный разностный индекс растительности (NDVI). Показывает преобразование водно-болотных угодий в сельскохозяйственные угодья и выявляет эвтрофикацию, сильно влияет на водную среду обитания. Дает оценку на локальном (пиксельном, 30 м), годовом масштабах;

– линейный тренд NDVI (чистое изменение вегетационного индекса за исследуемый период в данном пикселе). Показывает скорость изменения ВБУ, перехода в сельскохозяйственные угодья,

скорость эвтрофикации и потери водной среды обитания.

На следующем этапе исследования индикаторы интегрируются в структуру ГИС и ранжируются в соответствии с их значимостью, в зависимости от решаемых задач оценки динамики водно-болотных угодий.

Заключение. Представленный в статье аналитический обзор литературы является концептуальной основой, разрабатываемой в ЮНЦ РАН интегрированной модели системы «Цимлянское водохранилище – Нижний Дон – дельта Дона – Азовское море». Математическое моделирование потоков вещества и энергии в указанной системе целесообразно проводить, рассматривая последнюю как единый водный континуум с разного рода наземно-водными взаимодействиями (совокупностью геоморфологических, биогеохимических и биологических процессов, которые

контролируют потоки и преобразование массы и энергии).

Для изучения процессов биогеохимической трансформации веществ в единую ГИС-ориентированную систему объединяются разработанные ранее сотрудниками ЮНЦ РАН математические модели: гидрологические модели для каждой подсистемы (Цимлянское водохранилище, Нижний Дон, дельта Дона, Таганрогский залив, Азовское море), модель динамики минеральных взвешенных веществ; NPZD-модели для расчета потоков органического вещества в первичных звеньях трофической сети; модели переноса и трансформации растворенных и мигрирующих в составе взвеси загрязняющих веществ; модель кислородного режима; модели трофодинамики. Все модели, которые объединяются в единую систему, апробированы ранее для решения конкретных задач.

Публикация подготовлена в рамках реализации ГЗ ЮНЦ РАН, № гр. проекта 122013100131-9.

Список литературы

1. McClain M.E., Boyer E.W., Dent C.L. et al. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems // *Ecosystems*. 2003. Vol. 6. P. 301–312. URL: <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0161-9>.
2. Regnier P., Resplandy L., Najja, R.G. et al. The land-to-ocean loops of the global carbon cycle // *Nature*. 2022. Vol. 603. P. 401–410. URL: <https://doi.org/10.1038/s41586-021-04339-9>.
3. Pilla R.M., Griffiths N.A., Gu L., Kao Sh.-Ch., McManamay R., Ricciuto D.M., Shi X. Anthropogenically driven climate and landscape change effects on inland water carbon dynamics: What have we learned and where are we going? // *Global Change Biology*. 2022. Vol. 28(19). P. 5601–5629. URL: <https://doi.org/10.1111/gcb.16324>.
4. Ward N.D., Megonigal J.P., Bond-Lamberty B. et al. Representing the function and sensitivity of coastal interfaces in Earth system models // *Nat. Commun.* 2020. Vol. 11. P. 2458. URL: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16236-2>.
5. Cole J.J., Prairie Y.T., Caraco N.F., McDowell W.H., Tranvik L.J., Striegl R.G., Duarte C.M., Kortelainen P., Downing J.A., Middelburg J.J., and Melack J. Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget // *Ecosystems*. 2007. Vol. 10. P. 171–184.
6. Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., et al. The River Continuum Concept // *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1980. Vol. 37. P. 130–137. URL: <https://doi.org/10.1139/f80-017>.
7. Ward J.V., Stanford J.A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems // *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Scientific Publishers. 1983. P. 29–42.
8. Stanford J.A., Ward J.V. An ecosystem perspective of alluvial rivers: Connectivity and the hyporheic corridor // *Journal of the North American Benthological Society*. 1993. Vol. 12. No. 1. P. 48–60. URL: <https://doi.org/10.2307/1467685>.
9. Tockner K, Malard F, Ward J.V. An extension of the flood pulse concept // *Hydrological Processes*. 2000. Vol. 14. No. 16–17. P. 2861–2883.
10. Insign S.H., Doyle M.W. Nutrient spiraling in streams and river networks // *J. Geophys. Res.* 2006. Vol. 111. No. G4. P. 4009. URL: <https://doi.org/10.1029/2005JG000114>.
11. Webster J.R. Spiraling down the river continuum: Stream ecology and the U-shaped curve // *J. N. Am. Benthol. Soc.* 2007. Vol. 26. P. 375–389. URL: <https://doi.org/10.1899/06-095.1>.
12. Raymond P.A., Saiers J.E., Sobczak W.V. Hydrological and biogeochemical controls on watershed dissolved organic matter transport: Pulse-shunt concept // *Ecology*. 2016. Vol. 97. P. 5–16. URL: <https://doi.org/10.1890/14-1684.1>.
13. U.S. DOE. Research Priorities to Incorporate Terrestrial-Aquatic Interfaces in Earth System Models: Workshop Report, DOE/SC-0187, U.S. Department of Energy Office of Science. 2017. URL: https://tes.science.energy.gov/files/TAI_Workshop2016.pdf (date of application: 15.07.2023).
14. Abril G. and Borges A.V. Ideas and perspectives: Carbon leaks from flooded land: do we need to replumb the inland water active pipe? // *Biogeosciences*. 2019. Vol. 16. P. 769–784. URL: <https://doi.org/10.5194/bg-16-769-2019>.
15. Jenerette G.D. and Lal R. Hydrologic sources of carbon cycling uncertainty throughout the terrestrial-aquatic continuum // *Glob. Change Biol.* 2005. Vol. 11. P. 1873–1882.
16. D'Silva M.S., Anil A.C., Naik R.K., D'Costa P.M. Algal blooms: A perspective from the coasts of India // *Nat. Hazards*. 2012. Vol. 63. P. 1225–1253. URL: <https://doi.org/10.1007/s11069-012-0190-9>.
17. Billen G., Lancelot C., Meybeck M. N, P, and Si retention along the aquatic continuum from land to ocean // *Ocean margin processes in global change*. Wiley, 1991. P. 19–44.
18. Weyhenmeyer G.A., Conley D.J. Large differences between carbon and nutrient loss rates along the land to ocean aquatic continuum – implications for energy: nutrient ratios at

downstream sites // *Limnol. Oceanogr.* 2017. Vol. 62. P. 183–193. URL: <https://doi.org/10.1002/lno.10589>.

19. *Rabouille C., Mackenzie F.T., Ver L.M.* Influence of the human perturbation on carbon, nitrogen, and oxygen biogeochemical cycles in the global coastal ocean // *Geochim. Cosmochim. Acta.* 2001. Vol. 65. No. 21. P. 3615–3641. URL: [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(01\)00760-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(01)00760-8).

20. *Moore W.S.* The effect of submarine groundwater discharge on the ocean // *Annu. Rev. Mar. Sci.* 2010. Vol. 2. P. 59–88. URL: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120308-081019>.

21. Carbon Cascades from Land to Ocean in the Anthropocene. URL: <https://cordis.europa.eu/project/id/643052> (date of application: 20.11.2022).

22. *Xenopoulos M., Downing J.A., Kumar M.D., Menden-Deuer S., Voss M.* Headwaters to Oceans: Ecological and biogeochemical contrasts across the aquatic continuum // *Limnol. Oceanogr.* 2017. Vol. 62. P. S3–S14. URL: <https://doi.org/10.1002/lno.10721>.

23. *Vachon D., Sponseller R.A., Karlsson J.* Integrating carbon emission, accumulation and transport in inland waters to understand their role in the global carbon cycle // *Global Change Biology.* 2020. Vol. 27(4). P. 719–727. URL: <https://doi.org/10.1111/gcb.15448>.

24. *Kayler Z.E., Premke K., Gessler A., Gessner M.O., Griebler C., Hilt S., Klemetsson L., Kuzyakov Y., Reichstein M., Siemens J., Totsche K-U., Tranvik L., Wagner A., Weitere M. and*

Grossart H-P. Integrating Aquatic and terrestrial perspectives to improve insights into organic matter cycling at the landscape scale // *Front. Earth Sci.* 2019. Vol. 7. Article 127. URL: <https://doi.org/10.3389/feart.2019.00127>.

25. *Gruber N., and Galloway J.N.* An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle // *Nature.* 2008. Vol. 451. P. 293–296. URL: <https://doi.org/10.1038/nature06592>.

26. *Dupas R., Minaudo C., Gruau G., Ruiz L., and Gascuel-Oudou C.* Multidecadal trajectory of riverine nitrogen and phosphorus dynamics in rural catchments // *Water Res. Res.* 2018. Vol. 54. P. 5327–5340. URL: <https://doi.org/10.1029/2018wr022905>.

27. *Singh M., Sinha R.* Hydrogeomorphic indicators of wetland health inferred from multi-temporal remote sensing data for a new Ramsar site (Kaabar Tal), India // *Ecological Indicators.* 2021. Vol. 127. P. 107739. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107739>.

28. *Tomaselli V., Tenerelli P., Sciandrello S.* Mapping and quantifying habitat fragmentation in small coastal areas: a case study of three protected wetlands in Apulia (Italy) // *Environ. Monit. Assess.* 2012. Vol. 184. P. 693–713. URL: <https://doi.org/10.1007/s10661-011-1995-9>.

29. *Jaeger J.A.* Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation // *Landscape Ecology.* 2000. Vol. 15. Iss. 2. P. 115–130. URL: <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>.

A REVIEW OF THE CONCEPTUAL FOUNDATIONS FOR STUDYING AND MODELING CARBON FLUXES ACROSS THE LAND-WATER INTERFACE

V.V. Sorokina

Federal Research Centre the Southern Scientific Centre
of the Russian Academy of Sciences, Rostov-on-Don
v.sorok@mail.ru

Abstract. In order to develop an integrated model of the system “Tsimlyansk Reservoir – Lower Don – Don Delta – Sea of Azov”, a literature review of scientific concepts and contemporary approaches to the study and modeling of carbon fluxes along the water continuum was carried out. It is proposed to use the concept of land-ocean aquatic continuum (LOAC) and consider terrestrial-aquatic interactions as a set of geomorphological, hydrological, biogeochemical and biological processes that control fluxes and changes in mass and energy in related ecosystems. Particular attention is paid to the spatio-temporal scale of events at the interfaces between water and land, which affect the transformation of organic matter and the carbon cycle. The main indicators to assess the dynamics at the land-water interface are considered.

Keywords: water continuum, land-water boundaries, wetlands, carbon fluxes, mathematical modeling.

References

1. McClain M.E., Boyer E.W., Dent C.L. et al. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*. 2003. Vol. 6. P. 301–312. URL: <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0161-9>.
2. Regnier P., Resplandy L., Najja, R.G. et al. The land-to-ocean loops of the global carbon cycle. *Nature*. 2022. Vol. 603. P. 401–410. URL: <https://doi.org/10.1038/s41586-021-04339-9>.
3. Pilla R.M., Griffiths N.A., Gu L., Kao Sh.-Ch., McManamay R., Ricciuto D.M., Shi X. Anthropogenically driven climate and landscape change effects on inland water carbon dynamics: What have we learned and where are we going? *Global Change Biology*. 2022. Vol. 28(19). P. 5601–5629. URL: <https://doi.org/10.1111/gcb.16324>.
4. Ward N.D., Megonigal J.P., Bond-Lamberty B. et al. Representing the function and sensitivity of coastal interfaces in Earth system models. *Nat. Commun.* 2020. Vol. 11. P. 2458. URL: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16236-2>.
5. Cole J.J., Prairie Y.T., Caraco N.F., McDowell W.H., Tranvik L.J., Striegl R.G., Duarte C.M., Kortelainen P., Downing J.A., Middelburg J.J., and Melack J. Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget. *Ecosystems*. 2007. Vol. 10. P. 171–184.
6. Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., et al. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1980. Vol. 37. P. 130–137. URL: <https://doi.org/10.1139/f80-017>.
7. Ward J.V., Stanford J.A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Scientific Publishers. 1983. P. 29–42.
8. Stanford J.A., Ward J.V. An ecosystem perspective of alluvial rivers: Connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society*. 1993. Vol. 12. No. 1. P. 48–60. URL: <https://doi.org/10.2307/1467685>.
9. Tockner K, Malard F, Ward J.V. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*. 2000. Vol. 14. No. 16–17. P. 2861–2883.
10. Ensign S.H., Doyle M.W. Nutrient spiraling in streams and river networks. *J. Geophys. Res.* 2006. Vol. 111. No. G4. P. 4009. URL: <https://doi.org/10.1029/2005JG000114>.
11. Webster J.R. Spiraling down the river continuum: Stream ecology and the U-shaped curve. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 2007. Vol. 26. P. 375–389. URL: <https://doi.org/10.1899/06-095.1>.
12. Raymond P.A., Saiers J.E., Sobczak W.V. Hydrological and biogeochemical controls on watershed dissolved organic matter transport: Pulse-shunt concept. *Ecology*. 2016. Vol. 97. P. 5–16. URL: <https://doi.org/10.1890/14-1684.1>.
13. U.S. DOE. Research Priorities to Incorporate Terrestrial-Aquatic Interfaces in Earth System Models: Workshop Report, DOE/SC-0187, U.S. Department of Energy Office of Science. 2017. URL: https://tes.science.energy.gov/files/TAI_Workshop2016.pdf (date of application: 15.07.2023).
14. Abril G. and Borges A.V. Ideas and perspectives: Carbon leaks from flooded land: do we need to replumb the inland water active pipe? *Biogeosciences*. 2019. Vol. 16. P. 769–784. URL: <https://doi.org/10.5194/bg-16-769-2019>.
15. Jenerette G.D. and Lal R. Hydrologic sources of carbon cycling uncertainty throughout the terrestrial-aquatic continuum. *Glob. Change Biol.* 2005. Vol. 11. P. 1873–1882.
16. D’Silva M.S., Anil A.C., Naik R.K., D’Costa P.M. Algal blooms: A perspective from the coasts of India. *Nat. Hazards*. 2012. Vol. 63. P. 1225–1253. URL: <https://doi.org/10.1007/s11069-012-0190-9>.
17. Billen G., Lancelot C., Meybeck M. N, P, and Si retention along the aquatic continuum from land to ocean. *Ocean margin processes in global change*. Wiley, 1991. P. 19–44.
18. Weyhenmeyer G.A., Conley D.J. Large differences between carbon and nutrient loss rates along the land to ocean aquatic continuum – implications for energy: nutrient ratios at downstream sites. *Limnol. Oceanogr.* 2017. Vol. 62. P. 183–193. URL: <https://doi.org/10.1002/lno.10589>.
19. Rabouille C., Mackenzie F.T., Ver L.M. Influence of the human perturbation on carbon, nitrogen, and oxygen

- biogeochemical cycles in the global coastal ocean. *Geochim. Cosmochim. Acta*. 2001. Vol. 65. No. 21. P. 3615–3641. URL: [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(01\)00760-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(01)00760-8).
20. Moore W.S. The effect of submarine groundwater discharge on the ocean. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 2010. Vol. 2. P. 59–88. URL: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120308-081019>.
21. Carbon Cascades from Land to Ocean in the Anthropocene. URL: <https://cordis.europa.eu/project/id/643052> (date of application: 20.11.2022).
22. Xenopoulos M., Downing J.A., Kumar M.D., Menden-Deuer S., Voss M. Headwaters to Oceans: Ecological and biogeochemical contrasts across the aquatic continuum. *Limnol. Oceanogr.* 2017. Vol. 62. P. S3–S14. URL: <https://doi.org/10.1002/lno.10721>.
23. Vachon D., Sponseller R.A., Karlsson J. Integrating carbon emission, accumulation and transport in inland waters to understand their role in the global carbon cycle. *Global Change Biology*. 2020. Vol. 27(4). P. 719–727. URL: <https://doi.org/10.1111/gcb.15448>.
24. Kayler Z.E., Premke K., Gessler A., Gessner M.O., Griebler C., Hilt S., Klemetsson L., Kuzyakov Y., Reichstein M., Siemens J., Totsche K-U., Tranvik L., Wagner A., Weitere M. and Grossart H-P. Integrating Aquatic and terrestrial perspectives to improve insights into organic matter cycling at the landscape scale *Front. Earth Sci.* 2019. Vol. 7. Article 127. URL: <https://doi.org/10.3389/feart.2019.00127>.
25. Gruber N., and Galloway J.N. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*. 2008. Vol. 451. P. 293–296. URL: <https://doi.org/10.1038/nature06592>.
26. Dupas R., Minaudo C., Gruau G., Ruiz L., and Gascuel-Oudoux C. Multidecadal trajectory of riverine nitrogen and phosphorus dynamics in rural catchments. *Water Res. Res.* 2018. Vol. 54. P. 5327–5340. URL: <https://doi.org/10.1029/2018wr022905>.
27. Singh M., Sinha R. Hydrogeomorphic indicators of wetland health inferred from multi-temporal remote sensing data for a new Ramsar site (Kaabar Tal), India. *Ecological Indicators*. 2021. Vol. 127. P. 107739. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107739>.
28. Tomaselli V., Tenerelli P., Sciandrello S. Mapping and quantifying habitat fragmentation in small coastal areas: a case study of three protected wetlands in Apulia (Italy). *Environ. Monit. Assess.* 2012. Vol. 184. P. 693–713. URL: <https://doi.org/10.1007/s10661-011-1995-9>.
29. Jaeger J.A. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*. 2000. Vol. 15. Iss. 2. P. 115–130. URL: <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>.