

ЭКОЛОГИЯ МОРЯ

1871



21

1985

УДК 551.46.09:628.5:577.486:529.2(26)

С. А. МАЗЛУМЯН

РАСЧЕТ БИОЦЕНОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ МОНИТОРИНГА МЕТОДАМИ ПОТОКОВ В СЕТЯХ

Состав сообществ формируется под непосредственным воздействием среды и чувствителен к ее изменениям, поэтому возможна оценка состояния среды по изменениям в составе сообществ. Для этой цели наиболее удобно использовать бентосные сообщества, имеющие стабильные экологические ниши. Структура бентосных сообществ традиционно представляется распределением по видам [3]. В такой форме данные мониторинга трудно сравнивать во времени и пространстве, поскольку они имеют большую размерность и различия в видовом составе сообществ. В связи с этим возникает необходимость построения системы универсальных показателей состояния биоценоза.

Математическая формулировка задачи. Для описания структуры сообщества и связей, существующих внутри него, предлагается использовать сетевую модель [1]. Структуре биоценоза ставится в соответствие граф $G=G(V)$, где $v \in V$ — множеству вершин графа будет соответствовать множество состояний видов, а ребрам — связи между ними. Состояние вида характеризует абсолютная величина его биомассы B_i ($i=1, \dots, N$). Ей можно поставить в соответствие величины относитель-

ных биомасс $P_i = B_i / \sum_{i=1}^N B_i$ [1] в рассматриваемом временном или про-

странственном масштабе. Основная доля в величине суммарной биомассы $\sum_{i=1}^N B_i$ принадлежит виду-доминанту. Допустим, что остальные

виды находятся в зависимости от вида-доминанта. В терминах сетевых представлений это выразится как ненаступление события сети, соответствующего состоянию сопутствующего вида до того момента, пока доминант не наберет определенную биомассу. Такой порядок связи видов косвенным образом отражает наличие конкуренции за ограниченные ресурсы биотопа. В качестве критического пути выбирается путь, соответствующий состояниям наиболее напряженного по биомассе вида. Этот путь соответствует вершинам, характеризующим состояние вида-доминанта. Поскольку виды-доминанты являются индикаторами в отношении состояния биотопа [5], по длине критического пути можно сравнивать биотопы с различными доминантами. Если величина критического пути увеличивается, а доминант — индикатор чистоты биотопа, то условия в биотопе благоприятные, и наоборот.

Как подкритический рассматривается путь, который может стать критическим в результате каких-либо изменений в распределении биомасс, — это, как правило, цепочки биомасс для субдоминанта. Их можно использовать для качественного и количественного анализа смены доминирования «чистолюбивых» видов на антиподы. Величины резервов для видов-доминантов равны нулю, следовательно, всякое увеличение резервов может служить индикатором ухудшения условий для вида.

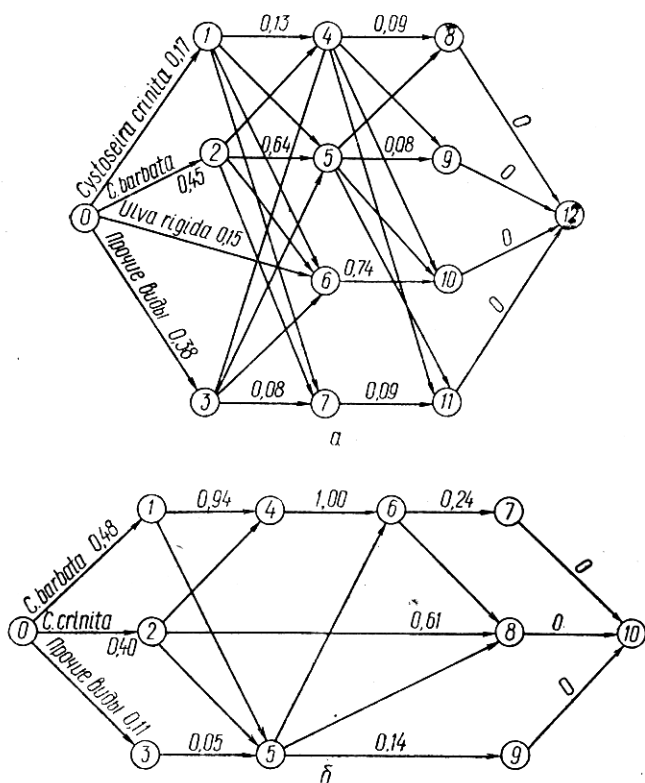


Рис. 1. Сетевая модель фитоценоза мыса Константиновского в 1967 (а) и 1977 гг. (б).

В качестве объекта применения сетевых моделей рассмотрим два фитоценоза, данные о которых представлены распределением по глубинам и взяты с интервалом в десять лет [4, 6].

Сетевое представление структуры фитоценоза. На рис. 1, 2 показаны графы двух фитоценозов. Состояния видов ($P_1, \dots, P_N$), отвечающие вершинам графа, рассчитаны на основании среднегодовых биомасс ($B_1, \dots, B_N$) и распределены по координате z , которая в данном случае соответствует различным глубинам. Доли биомасс вычислялись от суммы биомасс на каждой глубине (им соответствуют величины B_i каждого ребра).

На основании модели [2] определен детерминированный характер связей между макрофитами, которые проявляются при распределении ресурсов питания (HCO_3 , РОВ) свободных площадок для потомства. Кроме того, возможно угнетение одних особей сообщества другими. Этим отношениям между видами отвечает порядок соединения ребер графа. Граф построен в динамике вдоль координаты Z , что обусловлено фактом смены интенсивности фотосинтеза с изменением глубины.

Перейдем к анализу расчетов параметров сети, полученных для фитоценозов мысов Константиновского и Омеги с интервалом в 10 лет [4, 6].

Из графа на рис. 1, а видим, что критический путь проходит через события, соответствующие состоянию вида-доминанта *C. barbata*, и при смене доминанта проходит через события, соответствующие состоянию нового доминанта *U. rigida*: 0—2—6—10—12, длина критического пути $Z_{\text{кр}}=1,83$. Из графа на рис. 1, б следует, что критический путь также проходит через смену доминанта *C. barbata* на *C. crinita*: 0—1—4—6—8—10, длина $Z_{\text{кр}}=2,66$. Увеличение критического пути по данным 1977 г. свидетельствует о благоприятном состоянии биотопа.

Определим подкритические пути, т. е. те, которые могут стать критическими в результате изменений в биотопе. Рассмотрим для 1967 г.

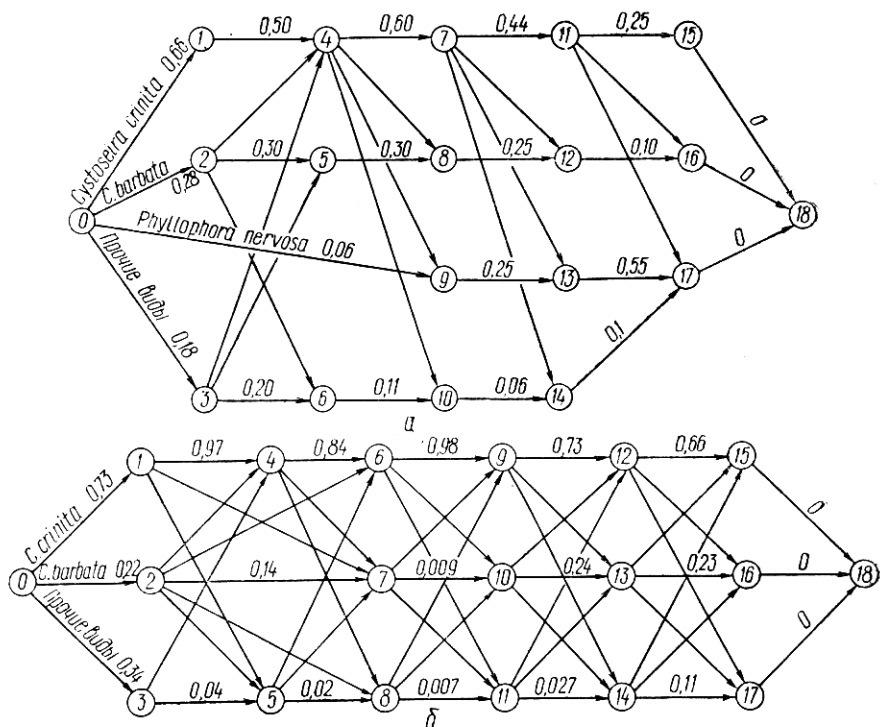


Рис. 2. Сетевая модель фитоценоза мыса Омега в 1967 (а) и 1977 гг. (б).

путь 0—3—6—10—12 $Z_{\text{под}} = Z_{\text{кр}} = 1,83$. Интерес представляет участок 0—3—6, на котором отражается мозаичность структуры фитоценоза: *U. rigida* встречается наряду с *C. barbata*. Для 1977 г. критический путь проходит через события 0—1—4—6—8—10, соответствующие состоянию *C. barbata*, что свидетельствует о благоприятном состоянии биотопа в этом году. Проанализируем величины резервов. Резерв для *C. crinita* в 1977 г. по сравнению с 1967 г. уменьшился, а для прочих видов увеличился. Это означает, что в фитоценозе произошло перераспределение ресурсов в сторону их повышения для *C. crinita* и понижения для прочих видов.

Рассмотрим результаты для мыса Омега. В 1967 г. критический путь проходит через события 0—1—4—7—13—17—18, соответствующие состояниям *C. crinita* и *Ph. nervosa*, $Z_{\text{кр}} = 2,75$. В 1977 г. критический путь проходит через события 0—1—4—6—9—12—15—18, соответствующие состояниям *C. crinita* и $Z_{\text{кр}} = 4,91$, что свидетельствует об улучшении состояния фитоценоза в районе мыса Омега. В 1967 г. (рис. 2, а) подкритический путь проходит через события 0—2—4—13—17—18, соответствующие состояниям *C. barbata*, *C. crinita*, *P. nervosa* и $Z_{\text{кр}}$, $Z_{\text{под}}$ больше. Следовательно, состояние экосистемы в точке у мыса Омега лучше, чем у м. Константиновского, где сильнее загрязнение моря [5].

В 1977 г. подкритический путь (рис. 2, б) проходит через события 0—2—4—10—12—16—18, соответствующие состояниям *C. barbata* и *C. crinita*. Сравнительная оценка состояний, показанных на рис. 1, б и 2, б, аналогична сделанной для 1967 г. Возрастание в 1977 г. величин резервов для *C. barbata* и остальных видов свидетельствует о некотором ухудшении условий существования фитоценоза мыса Омега.

Сравнивая резервы для *U. rigida* у мыса Константиновского Северной бухты и мыса Феодосия в 1975 г. [5], можно сказать, что у мыса Феодосия состояние экосистемы лучше, чем у мыса Константиновского.

Для установления адекватности выбранного метода поставленной задаче полученные заключения можно сравнить с результатами традиционных биологических способов оценки состояния среды по составу

фитоценозов (олигосапробному или мезосапробному) [4, 6], увеличению их суммарной биомассы в динамике по годам, по возрастанию индекса видового разнообразия.

Благоприятные оценки, сделанные на основании сетевой модели, согласуются с биологическими критериями. Преимуществами предлагаемого метода являются: 1) его универсальность, так как он применим к любым типам сообществ, независимо от их качественного состава; 2) возможность оценки внутриценотических связей, нарушаемых под влиянием антропогенного воздействия; 3) снижение размерности задачи.

Для установления пределов изменения рассмотренных показателей необходимо проводить расчеты для экосистем, противоположных по условиям среды. В рамках данного метода существуют возможности расширения многообразия учитываемых связей, что позволит получать более широкий круг количественных оценок для биоценозов.

1. Беляев В. И. Обработка и теоретический анализ океанографических наблюдений. — Киев: Наук. думка, 1973. — 295 с.
2. Беляев В. И., Калугина А. А., Хайлов К. М. Математическое моделирование сообщества прибрежных морских макрофитов, подверженных эвтрофикации от берегового стока. — Экология моря, 1980, вып. 1, с. 69—79.
3. Заика В. Е. Исследование структуры донных сообществ Черного моря. — В кн.: Исследование биологических ресурсов и их охрана в южных морях. Киев: Наук. думка, 1974, с. 38—41.
4. Калугина-Гутник А. А. Донная растительность Севастопольской бухты. — Биология моря, Киев, 1974, вып. 32, с. 133—164.
5. Калугина-Гутник А. А., Костенко Н. С. Донная растительность Феодосийского залива. — Экология моря, 1981, вып. 7, с. 10—25.
6. Калугина-Гутник А. А. Изменения в донной растительности Севастопольской бухты за период с 1967 по 1977 г. — Там же, 1982, вып. 9, с. 48—63.

Ин-т биологии юж. морей им. А. О. Ковалевского
АН УССР, Севастополь

Получено 09.03.83

S. A. MAZLUMYAN

CALCULATION OF BIOCENOLOGIC MONITORING INDICES BY THE METHODS OF FLOWS IN NETWORKS

Summary

The method for quantitative estimation of the ecosystem state is suggested on the basis of the network analyzer. The system of universal indices is constructed which permits comparing biocenoses different in their qualitative content.